



João Carlos dos Santos Alves Vieira

MODELOS DE APOIO À DECISÃO PARA A GESTÃO DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS

Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, orientada pela Professora Doutora Maria da Conceição Morais de Oliveira Cunha e apresentada ao Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra

Janeiro de 2014



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



FCTUC FACULDADE DE CIÊNCIAS
E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

MODELOS DE APOIO À DECISÃO PARA A GESTÃO DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS

**Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente apresentada ao
Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e
Tecnologia da Universidade de Coimbra**

Autor

João Carlos dos Santos Alves Vieira

Orientador

Maria da Conceição Morais de Oliveira Cunha (Universidade de Coimbra)

Janeiro de 2014

À minha Família

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Maria da Conceição Cunha, pela sua orientação, disponibilidade e suporte ao longo de todo o trabalho efetuado. Guardo para o futuro a sua receptividade para novos desafios, a exigência do rigor e o espírito crítico na realização de qualquer trabalho.

Ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Coimbra, em particular aos meus colegas do Laboratório de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, pelas facilidades concedidas e meios disponibilizados para a realização deste trabalho.

À empresa Águas do Algarve S.A., em particular à Eng.^a Helena Lucas, pela colaboração na cedência de informação relativa à construção dos estudos de caso e pelo financiamento disponibilizado através do projeto OPTEXPLOR. Este projeto foi coordenado pela Universidade do Algarve e teve participação do IMAR – Instituto do Mar; e do CVRM – Centro de Geossistemas; pelo que gostaria também de agradecer aos colegas que participaram no projeto.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia, pelo apoio aos meus trabalhos iniciais de doutoramento através da bolsa de investigação com a referência SFRH/BD/4940/2001, cofinanciada pelo Programa Operacional Ciência e Inovação 2010 e pelo Fundo Social Europeu.

RESUMO

O trabalho de investigação efetuado e exposto nesta tese descreve o desenvolvimento de duas ferramentas de análise de sistemas baseadas em modelos de otimização para a gestão de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, com especial interesse para sistemas com origens superficiais e origens subterrâneas. A gestão da água a nível regional está de acordo com os princípios orientadores para a implementação de estratégias de gestão integrada de recursos hídricos. As opções tomadas sobre o planeamento e a operação dos sistemas hídricos têm diferentes implicações (hidrológicas, económicas, sociais e ambientais) e um carácter irreversível, pelo que se exige eficiência aos processos de decisão. A abordagem sistémica permite, pelo menos, tornar os processos de decisão sobre a gestão de recursos naturais mais estruturados através da integração simultânea dos aspetos relevantes de cada problema.

A primeira ferramenta apresentada é um modelo determinístico que otimiza a operação de sistemas regionais de abastecimento de múltiplas origens. Na operação do sistema, admite-se que a respetiva entidade gestora pretende diminuir os custos de exploração, satisfazer a procura, fornecer água com a qualidade mais adequada e evitar o recurso a origens de emergência. O modelo integra funções matemáticas que procuram reproduzir a operação de albufeiras, simular o escoamento de água subterrânea em aquíferos e descrever o transporte de água num sistema de distribuição comum entre os locais de captação e os locais de consumo com uma representação explícita da qualidade da água. Outras restrições reproduzem preocupações de carácter ambiental (e.g., estabelecimento de níveis piezométricos mínimos nos aquíferos, manutenção de caudais ecológicos a jusante das albufeiras) de modo a assegurar a devida proteção dos sistemas naturais e ecológicos.

A segunda ferramenta desenvolvida baseia-se no pressuposto de que é necessário expandir a capacidade de um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens. O problema a resolver consiste em determinar o conjunto de infraestruturas a construir e/ou reabilitar num determinado momento. Inevitavelmente, uma decisão deste tipo deverá ser tomada no contexto de um planeamento de longo prazo e ter em consideração o modo como os sistemas serão operados ao longo do tempo (20, 25 ou mais anos). Várias situações podem ocorrer no futuro dependendo do comportamento de diversos fatores incertos com influência sobre a procura e a oferta de água. A metodologia proposta baseia-se numa integração de dois modelos decisionais, num planeamento por cenários para representação explícita da incerteza e num método de resolução adequado às características do problema matemático que se pode definir. A metodologia desenvolvida configura uma abordagem robusta, em que se procuram encontrar soluções que venham a ter o melhor desempenho num conjunto de cenários. A resolução do problema de expansão com a atribuição de diferentes pesos aos termos de uma função objetivo providencia não uma única solução, mas um conjunto de possíveis soluções, permitindo relacionar os ganhos de robustez dos sistemas por expansão da sua capacidade com os custos exigidos para esse fim.

Nesta tese, descrevem-se também os métodos de resolução de cada um dos problemas. O problema de otimização da operação é expresso por uma formulação não linear. Além de se sugerir a resolução direta do modelo de otimização, apresentam-se três métodos assentes em abordagens de decomposição para aumentar a eficiência do processo de resolução e reproduzir horizontes temporais na operação dos sistemas menores do que a extensão do período de análise. O problema de expansão é resolvido com um método que envolve fluxos de informação entre os dois modelos decisionais integrados na metodologia e que combina um algoritmo de recozimento simulado com a resolução de uma série de problemas não lineares.

A utilidade das ferramentas de análise é demonstrada com duas aplicações a estudos de caso inspirados em problemas reais.

ABSTRACT

The research presented in this thesis describes the development of two systems analysis tools based on optimization models for the management of multisource regional water supply systems, in particular for surface water and groundwater resources. Water management at the regional level is in line with general principles for the implementation of integrated water resources management strategies. The decisions taken during the planning and operation of water systems have different implications (hydrologic, economic, social and environmental) and are often irreversible. The systemic approach allows at least to make the decision processes for the management of natural resources more structured through the simultaneous integration of the relevant aspects of each problem.

The first tool presented is a deterministic model that optimizes the operation of multisource regional water supply systems. The operation of water systems is optimized taking into account the main planning objectives defined for interventions by the water utility which include reducing operating costs, meeting demand, delivering water of the appropriate quality, and avoiding the use of emergency sources. Mathematical functions simulate the water balance in the surface reservoirs, the groundwater flow in the aquifers, and the transport in the distribution network with explicit representation of water quality. Environmental concerns such as minimum discharge from reservoirs for downstream ecosystem maintenance and minimum piezometric levels in aquifers to prevent the overexploitation of the groundwater resources are introduced as model constraints.

The second tool is based on the assumption that the capacity of a multisource regional water supply system must be expanded. The problem to be solved consists of

determining the infrastructure that has to be built/rehabilitated at a specific time. Necessarily, such decisions have to be taken with a long-term perspective and consider how the system will be operated for 20-25 years or longer. Different situations might occur in the future depending on the behaviour of a number of uncertain factors that influence water supply and demand. The methodology proposed is based on an integration of two decision models, on a scenario planning approach for the explicit representation of the uncertainty and on a solution method adequate to the characteristics of the mathematical problem that could be defined. The methodology developed to solve the expansion problem is a robust approach designed to find solutions that will perform well in any scenario. Solving the expansion problem assigning selected weights to the terms of an objective function provides not a single solution but a set of solutions, thereby allowing increases in robustness to be weighed against the additional cost required.

The methods for solving each problem are also described. The operational problem is expressed as a nonlinear formulation. Besides solving of the optimization model directly, three decomposition approaches are also proposed that improve the efficiency of the solving process and use shorter planning time horizons than the period of analysis. The expansion problem is solved using a method that involves flows of information between the two decision models integrated in the methodology and that combines a simulated annealing algorithm with solving a series of nonlinear problems.

The usefulness of the system analysis tools is illustrated by applying them to two case studies inspired by real problems.

ÍNDICE DO TEXTO

CAPÍTULO 1 . INTRODUÇÃO.....	1
1.1. A sustentabilidade dos sistemas hídricos.....	1
1.1.1. A sustentabilidade e a gestão integrada de recursos hídricos	3
1.2. A abordagem sistémica.....	5
1.3. Modelos decisoriais	6
1.4. Enquadramento do tema da tese	9
1.5. Objetivos.....	14
1.6. Estrutura da tese.....	16
PARTE I – INVESTIGAÇÃO DE BASE.....	19
CAPÍTULO 2 . ABORDAGENS SISTÉMICAS PARA A GESTÃO DE SISTEMAS HÍDRICOS	21
2.1. Abordagens determinísticas.....	22
2.1.1. Modelos de otimização mono-objetivo.....	22
2.1.2. Modelos multiobjetivo.....	25
2.2. Abordagens não determinísticas.....	27
2.2.1. Análise de sensibilidade	27
2.2.2. Modelos de otimização estocástica	28
2.2.3. Modelos de otimização robusta	30
2.2.4. Geração de cenários	34
2.2.4.1. Hipótese de condições não estacionárias	39
CAPÍTULO 3 . INDICADORES E ÍNDICES DE DESEMPENHO DE SISTEMAS HÍDRICOS	41
3.1. Indicadores, índices e sustentabilidade.....	41

3.2.	Avaliação de desempenho de sistemas hídricos	43
3.2.1.	Indicadores	44
3.2.1.1.	Fiabilidade.....	45
3.2.1.2.	Resiliência	46
3.2.1.3.	Vulnerabilidade.....	47
3.2.1.4.	Relações entre indicadores	48
3.2.2.	Índices	50
CAPÍTULO 4 . GESTÃO DE SISTEMAS REGIONAIS DE ABASTECIMENTO		
DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS..... 55		
4.1.	Uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas	56
4.2.	Modelos de otimização	59
4.2.1.	Limites dos sistemas e escalas de análise.....	59
4.2.2.	Descrição do comportamento dos sistemas	60
4.2.2.1.	Simulação da operação de albufeiras.....	61
4.2.2.2.	Simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero.....	61
4.2.2.3.	Simulação da disponibilidade de água de origens alternativas.....	67
4.2.2.4.	Simulação do transporte de água	68
4.2.3.	Exemplos	70
4.2.3.1.	Modelos de planeamento de infraestruturas	71
4.2.3.2.	Modelos de operação de sistemas.....	77
PARTE II – DESENVOLVIMENTOS		93
CAPÍTULO 5 . MODELO DE OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DE SISTEMAS		
REGIONAIS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS 95		
5.1.	Definição do problema.....	95
5.2.	Descrição geral e objetivos do modelo	96
5.3.	Configuração do modelo de otimização	97
5.3.1.	Representação conceptual.....	98
5.3.2.	Função objetivo	100

5.3.2.1.	Custos de exploração variáveis.....	100
5.3.2.2.	Penalidade por não satisfação da procura	100
5.3.2.3.	Penalidade por não fornecimento de água com a qualidade adequada	101
5.3.2.4.	Penalidade por utilização de origens de emergência	102
5.3.2.5.	Penalidade por ocorrência de descargas de excesso nas albufeiras	103
5.3.3.	Restrições.....	103
5.3.4.	Variáveis de decisão.....	104
5.4.	Simulação da quantidade-qualidade da água na rede de fluxos	105
5.4.1.	Introdução.....	105
5.4.2.	Quantidade de água.....	106
5.4.3.	Qualidade da água	107
5.5.	Simulação da operação de albufeiras	108
5.6.	Simulação com modelos de parâmetros distribuídos de aquíferos – Método da matriz de resposta	110
5.6.1.	Introdução.....	110
5.6.2.	Formulação do método da matriz de resposta.....	111
5.6.3.	Integração da simulação de aquíferos com o método da matriz de resposta no modelo de otimização	113
5.7.	Disponibilidade de água nas origens do sistema	117
5.8.	Métodos de resolução e programação do modelo de otimização.....	117
5.8.1.	Método A: Algoritmo de otimização não linear	120
5.8.2.	Método B: Decomposição temática + Algoritmo de otimização não linear	121
5.8.3.	Método C: Decomposição temporal (horizonte temporal: 1 ano) + Método A ou B.....	125
5.8.4.	Método D: Decomposição temporal (horizonte temporal: 2 anos) + Método A ou B.....	125

CAPÍTULO 6 . APLICAÇÃO DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO AO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO BARLAVENTO

ALGARVIO.....	129	
6.1.	Enquadramento e objetivos da aplicação	129
6.2.	Dados de entrada.....	139

6.2.1.	Origens do sistema	139
6.2.2.	Procura	142
6.2.3.	Rede de fluxos multiproduto	142
6.2.4.	Simulação da operação de albufeiras	146
6.2.5.	Simulação de níveis piezométricos com o método da matriz de resposta	146
6.2.6.	Custos de exploração variáveis	147
6.2.7.	Pesos das funções de penalidade	148
6.2.8.	Cenário hidrológico	149
6.3.	Resultados e discussão	150
6.3.1.	Operação otimizada do SMAABA com origens de emergência municipais ..	152
6.3.1.1.	Gestão de tipo anual	152
6.3.1.2.	Gestão de tipo interanual	163
6.3.2.	Operação otimizada do SMAABA sem origens de emergência municipais ..	168
6.4.	Conclusões	173

CAPÍTULO 7 . METODOLOGIA PARA EXPANSÃO DA CAPACIDADE DE SISTEMAS REGIONAIS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS.....		175
7.1.	Definição do problema.....	175
7.2.	Descrição geral e objetivos da metodologia.....	176
7.3.	Apresentação da metodologia.....	178
7.4.	Modelos decisionais.....	181
7.4.1.	Modelo operacional	181
7.4.2.	Modelo estratégico	182
7.4.2.1.	Índice de desempenho.....	182
7.4.2.2.	Custo normalizado da solução.....	186
7.4.2.3.	Função objetivo	188
7.5.	Método de resolução	188
7.5.1.	Origem e princípios do método do recozimento simulado	191
7.5.2.	Implementação do método do recozimento simulado	195
7.5.3.	Programação	200

CAPÍTULO 8 .	APLICAÇÃO DA METODOLOGIA À EXPANSÃO DA	
	CAPACIDADE DO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DE ABASTECIMENTO DE	
	ÁGUA DO BARLAVENTO ALGARVIO.....	203
8.1.	Antecedentes e objetivos da aplicação.....	204
8.2.	Dados de entrada.....	205
8.2.1.	Hipóteses e possibilidades de expansão.....	205
8.2.1.1.	Novas origens.....	206
8.2.1.2.	Integração de captações municipais de água subterrânea.....	208
8.2.1.3.	Amaciamento de água subterrânea.....	209
8.2.1.4.	Resumo.....	211
8.2.2.	Rede de fluxos multiproduto.....	213
8.2.3.	Funções de custos.....	217
8.2.4.	Cenários hidrológicos.....	219
8.2.5.	Método RS-ONL.....	222
8.3.	Resultados e discussão.....	224
8.3.1.	Expansão da capacidade do SMAABA.....	224
8.3.1.1.	Gestão anual.....	224
8.3.1.2.	Gestão interanual.....	241
8.4.	Conclusões.....	255
CAPÍTULO 9 .	CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS	
	FUTUROS.....	257
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	267
	ANEXOS.....	289

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Gestão integrada de recursos hídricos e desenvolvimento sustentável.....	4
Figura 1.2. Representação esquemática de um sistema	6
Figura 1.3. Representação esquemática de um sistema de abastecimento de água.	9
Figura 2.1. Representação esquemática do grau crescente de dificuldade na resolução de modelos de otimização	23
Figura 2.2. Representação gráfica de conceitos fundamentais em abordagens multiobjetivo ...	26
Figura 2.3. Exemplo de série sintética (em baixo) gerada a partir de série histórica (em cima) com o método de <i>bootstrap</i> dos blocos móveis	37
Figura 2.4. Exemplo de aplicação do método de <i>bootstrap</i> do vizinho mais próximo com $k = 5$..	38
Figura 3.1. Pirâmide de informação.....	42
Figura 3.2. Representação esquemática das características de duração (l_j) e de déficit acumulado (v_j) de um evento de falha j	44
Figura 3.3. Agravamento de situação em b) comparativamente a a) pode originar uma melhoria dos indicadores de resiliência e de vulnerabilidade quando estes forem definidos com base em valores médios	47
Figura 5.1. Representação esquemática de um sistema regional de abastecimento de água por uma rede de fluxos composta por nós e arcos – $\Psi(NN,A)$	98
Figura 5.2. Representação de fluxos multiproduto $x_{pq,t}^k$	99
Figura 5.3. Representação esquemática do modelo de otimização.....	105
Figura 5.4. Procedimento sequencial para determinação dos coeficientes de influência β_{i_p,w_p,t^*} .	116

Figura 5.5. Horizonte temporal, interligação entre subproblemas e sequência temporal na resolução dos subproblemas na implementação dos métodos A, B, C e D, numa aplicação do modelo de otimização abrangendo um período de análise de duração igual a cinco anos..	127
Figura 6.1. Sistema multimunicipal de abastecimento de água do Algarve – SMAAA	134
Figura 6.2. Procura estimada para o SMAABA	142
Figura 6.3. Rede de fluxos considerada na aplicação do modelo de otimização ao SMAABA..	143
Figura 6.4. Volume anual das afluências naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e de recarga distribuída de água subterrânea dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) no cenário hidrológico selecionado (anos hidrológicos 2001/02 a 2005/06) e respetivos valores médios (período: outubro de 1951 a setembro de 2006)	150
Figura 6.5. Cenário de procura – ano 2010: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual	154
Figura 6.6. Cenário de procura – ano 2010: Variação do volume armazenado a) na albufeira de Odelouca e b) na albufeira da Bravura no final de cada mês com uma gestão de tipo anual	155
Figura 6.7. Cenário de procura – ano 2010: Variação do nível piezométrico a) no ponto de controlo PC _{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) e b) no ponto de controlo PC _{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual	156
Figura 6.8. Cenário de procura – ano 2010: Variação da satisfação da procura nos nós de procura D7, D9 e D10 com uma gestão de tipo anual	157
Figura 6.9. Cenário de procura – ano 2015: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês com uma gestão de tipo anual	158
Figura 6.10. Cenário de procura – ano 2015: Variação do nível piezométrico a) no ponto de controlo PC _{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) e b) no ponto de controlo PC _{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual	158
Figura 6.11. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea /do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual	161
Figura 6.12. Cenário de procura – ano 2025: Variação da satisfação da procura dos nós de procura D7, D9 e D10 com uma gestão de tipo anual	162

Figura 6.13. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível piezométrico no ponto de controlo $PC_{QS_{05}}$ (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos	166
Figura 6.14. Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos	166
Figura 6.15. Cenário de procura – ano 2025: Variação da satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos	172
Figura 6.16. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea /do tipo $k = 2$ no nó de procura D1 ($VMIX_{D1,t}^{k=2}$) no final do Passo 1 e do Passo 2 por resolução do modelo de otimização com o Método B e com uma gestão de tipo anual..	172
Figura 7.1. Representação esquemática das relações entre decisões estruturais e decisões operacionais adaptáveis a cada cenário $s \in S$ e $s = \{1, \dots, NS\}$	177
Figura 7.2. Composição, fluxos de informação (representados por setas) e etapas da metodologia proposta para abordar o problema de expansão definido na secção 7.1	179
Figura 7.3. Esquema genérico da resolução do problema de expansão	180
Figura 7.4. Representação esquemática do método RS-ONL na resolução do problema de expansão	190
Figura 7.5. Pseudocódigo de um algoritmo de recozimento simulado para minimizar o valor de uma função objetivo $f(xb)$	195
Figura 7.6. Parâmetros e pseudocódigo da escala de arrefecimento do algoritmo de recozimento simulado	199
Figura 7.7. Pseudocódigo do programa a implementar para resolução do problema de expansão	201
Figura 8.1. Rede de fluxos considerada na aplicação da metodologia à expansão da capacidade do SMAABA	213

Figura 8.2. Volume anual a) das aflúncias naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e da b) recarga dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) em cinco dos dez cenários selecionados (exemplo: período considerado no cenário 2001-2006 – anos hidrológicos 2001/02 a 2005/06), e valores médios no período 1951-2006 e nos dez cenários selecionados.....	220
Figura 8.3. Volume anual a) das aflúncias naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e da b) recarga dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) nos outros cinco cenários selecionados, e valores médios no período 1951-2006 e nos dez cenários selecionados	220
Figura 8.4. Variação dos custos de investimento (<i>IC</i> – vermelho) e do custo total atualizado (<i>PVC</i> – azul) entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 (linha contínua), a alternativa 0 (linha a tracejado longo) e a alternativa <i>Sup</i> (linha a tracejado curto), e com uma gestão de tipo anual.....	226
Figura 8.5. Variação do valor médio ($\overline{PI_s}$ – verde) e da variância ($\text{Var } PI_s$ – laranja) do índice de desempenho entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 (linha contínua), a alternativa 0 (linha a tracejado longo) e a alternativa <i>Sup</i> (linha a tracejado curto), e com uma gestão de tipo anual	226
Figura 8.6. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água (VBl_d_s) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10, a alternativa 0 e a alternativa <i>Sup</i> , e com uma gestão de tipo anual.....	228
Figura 8.7. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k=2$ no nó de procura D1 para a alternativa 0 e para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10, e com uma gestão de tipo anual	229
Figura 8.8. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para a) alternativa 0 e para b) solução obtida com pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10, e com uma gestão de tipo anual.....	231

Figura 8.9. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês para a alternativa 0 e para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 5$ ou 10, e com uma gestão de tipo anual.....	232
Figura 8.10. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para as soluções obtidas com os pesos a) $\lambda = 1$ e $\omega = 1$ e b) $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$, e com uma gestão de tipo anual.....	236
Figura 8.11. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico no ponto de controlo PC _{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e 1, e com uma gestão de tipo anual.....	236
Figura 8.12. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico no ponto de controlo PC _{AO_01} (no sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês para as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e 1, e com uma gestão de tipo anual.....	237
Figura 8.13. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês para a alternativa de expansão <i>Sup</i> e com uma gestão de tipo anual	239
Figura 8.14. Variação dos custos de investimento (<i>IC</i>) e do custo total atualizado (<i>PVC</i>) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 e $\omega = 10$, a alternativa 0 e a alternativa <i>Sup</i> , e com uma gestão de tipo anual	241
Figura 8.15. Variação do valor médio ($\overline{PI_s}$) e da variância ($\text{Var } PI_s$) do índice de desempenho entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 e $\omega = 10$, a alternativa 0 e a alternativa <i>Sup</i> , e com uma gestão de tipo anual	241
Figura 8.16. Variação dos custos de investimento (<i>IC</i>) e do custo total atualizado (<i>PVC</i>) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10, a alternativa 0 e a alternativa <i>Sup</i> , e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de a) 2 anos e b) 5 anos.....	243
Figura 8.17. Variação do valor médio ($\overline{PI_s}$) e da variância ($\text{Var } PI_s$) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10, a	

alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de **a)** 2 anos e **b)** 5 anos 244

Figura 8.18. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água (VBl_d_s) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10, a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos 244

Figura 8.19. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água (VBl_d_s) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10, a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos 245

Figura 8.20. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos 247

Figura 8.21. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado **a)** na albufeira de Odelouca e **b)** na albufeira da Bravura no final de cada mês para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos 247

Figura 8.22. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico nos pontos de controlo **a)** PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) e **b)** PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos 248

Figura 8.23. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D6, D9 e D10 para a solução determinada por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$ (Quadro 8.9) e para a solução determinada por análise de sensibilidade (*An. Sens.* – Quadro 8.10), ambas com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos..... 251

Figura 8.24. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado **a)** na albufeira de Odelouca e **b)** na albufeira da Bravura no final de cada mês para a solução determinada por análise de sensibilidade e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos..... 252

Figura 8.25. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico **a)** no ponto de controlo PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) e **b)** no ponto de controlo PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para a solução determinada por análise de sensibilidade e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos..... 252

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1. Evolução do índice de cobertura de população servida por sistema de abastecimento de água em Portugal Continental.....	12
Quadro 4.1. Vantagens, desvantagens e âmbito de utilização de métodos para simulação do comportamento de aquíferos com modelos de parâmetros distribuídos em modelos de otimização.....	67
Quadro 4.2. Classificação de modelos de otimização de sistemas de abastecimento de água em função das leis físicas incorporadas na descrição do transporte de água numa rede de fluxos.	70
Quadro 5.1. Correspondência entre componentes de um sistema regional de abastecimento de água e elementos de uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$	98
Quadro 6.1. Resumo das características principais do projeto da solução base (não adotada) e da solução construída da barragem de Odelouca	138
Quadro 6.2. Origens do SMAABA e volume máximo de água disponibilizado para o abastecimento público	141
Quadro 6.3. Cenário de procura – ano 2010: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.....	152
Quadro 6.4. Cenário de procura – ano 2015: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.....	158
Quadro 6.5. Cenário de procura – ano 2020: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.....	160
Quadro 6.6. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.....	161

Quadro 6.7. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo anual.....	163
Quadro 6.8. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos	164
Quadro 6.9. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos	164
Quadro 6.10. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA reproduzindo uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.....	165
Quadro 6.11. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA reproduzindo uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.....	167
Quadro 6.12. Variação do valor máximo em cada ano dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos	168
Quadro 6.13. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo anual	170
Quadro 6.14. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos	170
Quadro 6.15. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos	171
Quadro 8.1. Hipóteses e possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA	212

Quadro 8.2. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo anual, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0..	225
Quadro 8.3. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a alternativa 0 e com uma gestão de tipo anual	234
Quadro 8.4. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 5$ ou 10 e com uma gestão de tipo anual	234
Quadro 8.5. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a alternativa <i>Sup</i> e com uma gestão de tipo anual.....	239
Quadro 8.6. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 , $\omega = 10$ e com uma gestão de tipo anual, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0..	240
Quadro 8.7. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0	242
Quadro 8.8. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0	242
Quadro 8.9. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.....	248
Quadro 8.10. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários de uma solução de expansão definida por análise de sensibilidade, com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos e impondo uma utilização mínima de 80% da disponibilidade anual para algumas das origens do SMAABA	250

Quadro 8.11. Comparação de resultados de duas soluções de expansão do SMAABA com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos, uma solução determinada por resolução do problema de expansão e outra determinada por análise de sensibilidade	250
Quadro 8.12. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1$ ou $0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos	253
Quadro 8.13. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários de uma solução de expansão definida por análise de sensibilidade, com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos e impondo uma utilização mínima de 80% da disponibilidade máxima anual da transferência de caudais da albufeira de Santa Clara.....	254
Quadro 8.14. Comparação de resultados de duas soluções de expansão do SMAABA com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos, uma solução determinada por resolução do problema de expansão e outra determinada por análise de sensibilidade	254

SIMBOLOGIA

A	=	conjunto de arcos de uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$;
$AS_{p,t}$	=	área superficial da albufeira p no final do mês t ;
BL	=	extensão (em anos) de um bloco de dados de uma série temporal;
C_1	=	vetor de parâmetros – $C_1 = \{c_1, c_{1,1}, \dots, c_{1,NS}\}$;
$C_{2,s}$	=	vetor de parâmetros – $C_{2,s} = \{c_2, c_{2,s}\}$;
C_j	=	concentração do fator de qualidade da água j ;
$C_{p,t}$	=	consumo no nó p no mês t ;
C_t	=	consumo do sistema no período/mês t ;
D_{10d}	=	procura no período de 10 dias;
D_j	=	procura no período correspondente ao evento de falha j ;
$D_{p,t}$	=	procura no nó p no mês t ;
D_s	=	vetor de parâmetros – $D_s = \{d, d_s\}$;
D_t	=	procura do sistema no período/mês t ;
D_{yr}	=	procura no ano yr ;
$DE_{p,t}$	=	volumes das descargas de excesso da albufeira p no mês t ;
$DG_{i,t}/DG_{i_p,t}$	=	rebaixamento no ponto de controlo i/i_p no final do período/mês t ;
DG_{i_p,w_p}	=	rebaixamento em regime permanente no ponto de controlo i_p , como consequência da extração de um volume unitário e constante da captação de água subterrânea w_p ;
$DN_{p,t}$	=	descargas para satisfação de caudais ecológicos da albufeira p no mês t ;
DRI	=	índice (<i>Drought Risk Index</i>);
E_{st}	=	energia potencial do estado físico st ;

EA	=	percentagem pretendida de aceitação de soluções candidatas à temperatura inicial;
EI	=	custo normalizado da solução;
$Equil()$	=	função de determinação do número de iterações a efetuar a cada temperatura;
$EVP_{p,t}$	=	perdas por evaporação da albufeira p no mês t ;
$F(\dots)$ ou F	=	função objetivo do modelo estratégico;
F^-	=	função objetivo do modelo estratégico com troca de sinal;
$\overline{F^-}$	=	valor médio de F^- para as últimas $ITERL$ soluções correntes;
F_{SI}^-	=	função objetivo do modelo estratégico para a solução inicial (SI) com troca de sinal;
F^{-opt}	=	ótimo de F^- entre todas as soluções de expansão testadas;
FA	=	fator de arrefecimento;
FEC	=	custos de exploração fixos (FEC_{yr} – custos de exploração fixos no ano yr);
H	=	carga hidráulica;
HB	=	altura de elevação [HB_{pq} – altura de elevação associada ao arco (p,q)];
I	=	conjunto dos pontos de controlo (todos os aquíferos);
IA	=	número mínimo de iterações a cada temperatura por variável de decisão;
IC	=	custos de investimento;
Ind_{ks}	=	valor do ks -ésimo indicador do índice SuI^{**} ;
$INF_{p,t}$	=	afluências à albufeira p no mês t ;
$IniTC()$	=	função de definição do valor inicial da temperatura (genérica);
$IniTC(EA)$	=	função de definição do valor inicial da temperatura em função de EA ;
$ITERL$	=	contador de iterações consecutivas sem melhoria do valor ótimo ou do valor médio da função objetivo;
K	=	conjunto de fluxos multiproduto/tipos de água;
K^-	=	conjunto dos tipos de água sujeito a controlo dos níveis volumétricos de mistura ($K^- \subset K$);

$LOS_{p,t}$	=	perdas de água da albufeira p no mês t ;
M	=	conjunto de restrições;
MP	=	número máximo de decréscimos consecutivos do parâmetro de controlo/temperatura (TC) sem melhoria do valor ótimo ou do valor médio da função objetivo;
$MShI$	=	índice (<i>Modified Shortage Index</i>);
N	=	conjunto de restrições (N_c e N_{nc} – subconjuntos de restrições do modelo de otimização, $N_{nc} \cup N_c = N$);
$NB(xb_{cr})$	=	função de geração de vizinhanças de xb_{cr} ;
$NB(y^f_{cr})$	=	função de geração de vizinhanças de y^f_{cr} ;
NF	=	número de falhas no período de análise;
NI	=	contador de decréscimos do parâmetro de controlo (TC) sem melhoria do valor ótimo ou do valor médio da função objetivo;
NK	=	número de fluxos multiproduto/tipos de água;
NKS	=	número de indicadores do índice SuI^{**} ;
NN	=	conjunto de nós de uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$;
NN_D	=	nó de procura;
NN_S	=	nó de oferta ($NN_{S_{AQ}}$ – aquífero; NN_{S_R} – albufeira; NN_{S_E} – origem de emergência);
NN_T	=	nó intermédio;
NS	=	número de cenários;
NT	=	número de períodos de tempo/meses no período de análise;
NT_{10d}	=	número de períodos de 10 dias no período de análise;
$NVAR$	=	número de variáveis de decisão;
NW	=	número de captações de água subterrânea (NW_p – número de captações de água subterrânea do aquífero p , onde se podem efetuar extrações de água subterrânea suscetíveis de serem otimizadas);
NY	=	número de anos no período de análise;
NYL	=	período de vida útil em anos (período considerado em estudos económicos);

- $OUTF_{p,t}$ = extrações e descargas da albufeira p no mês t ;
- P_A = probabilidade de aceitação;
- P_R = número real aleatório retirado de uma distribuição uniforme no intervalo $[0, 1]$;
- $P_{TL}(XS = st)$ = probabilidade de um conjunto de partículas se encontrar no estado físico st à temperatura TL ;
- PEN_{DE} = penalidade por ocorrência de descargas de excesso nas albufeiras;
- PEN_{DEF} = penalidade por não satisfação da procura;
- PEN_{EMERG} = penalidade por utilização de origens de emergência;
- PEN_{MIX} = penalidade por não fornecimento de água com a qualidade adequada;
- PI = índice de desempenho do sistema (PI_s – índice de desempenho do sistema para o cenário s);
- PVC = custo total atualizado da solução de expansão;
- $PVC_{Alt.Sup}$ = custo total atualizado da solução de expansão Sup (utilizado na determinação do custo normalizado da solução EI);
- Q = caudal;
- Rel = indicador de fiabilidade (Rel_s – indicador de fiabilidade para o cenário s);
- Res = indicador de resiliência;
- $RF_{p,t}$ = extrações fixas da albufeira p no mês t ;
- $RT_{p,t}$ = transferências de água da albufeira p para outra albufeira no mês t ;
- $RV_{p,t}$ = extrações variáveis da albufeira p no mês t ;
- S = conjunto de cenários;
- SC = coeficiente de armazenamento (parâmetro característico para descrição do escoamento de água subterrânea num meio poroso saturado);
- $SelRNB[...]$ = função de seleção aleatória de uma das vizinhanças da solução corrente;
- $SelRU[0, 1]$ = função de geração de um número real aleatório retirado de uma distribuição uniforme no intervalo $[0, 1]$;
- ShI = índice (*Shortage Index*);

SI	=	solução de expansão inicial;
SS	=	conjunto de todos os estados físicos de um conjunto de partículas;
$ST_{p,t}$	=	volume armazenado na albufeira p no final do mês t ;
$ST_{\max_{p,t}}$	=	volume máximo armazenado na albufeira p no final do mês t ;
$ST_{\min_{p,t}}$	=	volume mínimo armazenado na albufeira p no final do mês t ;
$StopCrit()$	=	função de terminação do algoritmo de recozimento simulado;
SuI	=	índice (<i>Sustainability Index</i>);
SuI^* e SuI^{**}	=	variantes de SuI ;
T	=	período de análise;
T_x e T_y	=	transmissividades ao longo dos eixos cartesianos x e y ;
TC	=	parâmetro de controlo (ou temperatura);
TL	=	temperatura;
$TMIX$	=	valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas que se diferenciam em função da sua qualidade ou origem (genérico);
$TMIX^{k^-}$	=	valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo k^- ($TMIX^{k=2}$ – valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$);
$U(...)$	=	função de utilidade;
$UpDateTC()$	=	função de arrefecimento;
$VBld$	=	indicador de qualidade da água ($VBld_s$ – indicador de qualidade da água para o cenário s);
VEC	=	custos de exploração variáveis [VEC_{yr} – custos de exploração variáveis no ano yr ; $VEC_{p,q,t}$ – custos de exploração variáveis associados ao arco (p,q) no mês t];
\overline{VECY}_s	=	custos de exploração variáveis médios anuais para o cenário s ;
$VG_{w,t}/VG_{w_p,t}$	=	volume extraído da captação w/w_p no período/mês t ;
$VG_{\max_{w_p,t}}$	=	volume máximo extraído da captação w_p no mês t ;
$VMAX_p$	=	contribuição máxima para o sistema da origem p no intervalo de tempo Δt_{VMAX_p} ;
$VMIX$	=	nível volumétrico de mistura (genérico);

- $VMIX_{p,t}^{k^-}$ = nível volumétrico de mistura de águas do tipo k^- no nó p no mês t ($VMIX_{p,t}^{k=2}$ – nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$ no nó p no mês t ; $VMIX_{p,t,s}^{k=2}$ – nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$ no nó p no mês t no cenário s);
- Vul = indicador de vulnerabilidade (Vul_s – indicador de vulnerabilidade para o cenário s);
- W = conjunto de perdas e ganhos de fluido de um aquífero;
- WGT_{DE} = peso de ocorrência de descargas de excesso nas albufeiras;
- WGT_{DEF} = peso de não satisfação da procura;
- WGT_{EMERG} = peso de utilização das origens de emergência;
- $WGT_{TMIX^{k^-}}$ = peso de desvios positivos a $TMIX^{k^-}$;
- WL/WL_p = conjunto de captações de água subterrânea/conjunto de captações de água subterrânea do aquífero p ;
- X = espaço de solução de x ;
- XS = variável aleatória para representação do estado físico de um conjunto de partículas;
- Y = espaço de solução de y ;
- $Z_i(...)$ = i -enésimo objetivo de um modelo multiobjetivo;
- Z_t = estado do sistema hídrico no período/mês t ($Z_t = 1$ – sistema em estado de ausência de falha; $Z_t = 0$ – sistema em estado de falha);
- a = taxa de atualização;
- $as_{a,p}$ e $as_{b,p}$ = parâmetros da reta de ajuste entre $AS_{p,t}$ e $ST_{p,t}$;
- b = vetor de parâmetros;
- $b_{p,t}^k$ = termo fonte/sumidouro de águas do tipo k no vértice p no mês t ;
- $c_1, c_{1,s}, c_2, c_{2,s}$ = vetores de parâmetros;
- $c_{FEC_{yr}}, c_{IC}$ = vetores de coeficientes de custos de exploração fixos no ano yr (FEC_{yr}) e de custos de investimento (IC) [c_{IC,y_i} – elemento do vetor c_{IC} ; c_{FEC_{yr},y_i} – elemento do vetor $c_{FEC_{yr}}$];
- d, d_c, d_{ne}, d_s = vetores de parâmetros;
- ∂ = derivada parcial;

- e_s = vetor de erros para o cenário s ;
 ec = custo específico para a elevação de 1 m³ de água a 1 metro de altura;
 $ev_{p,t}$ = taxa de evaporação por unidade de área na albufeira p no mês t ;
 $f(\dots)$ = função objetivo;
 $g(\dots)$ = função objetivo [$g_s(\dots)$ – função objetivo para o cenário s];
 h = nível piezométrico;
 $h(x,y,t)$ = nível piezométrico no local (x,y) no final do período t ;
 $h(x_i,y_i,t), h(x_{i_p},y_{i_p},t)$ = nível piezométrico no ponto de controlo i/i_p no final do período/mês t ;
 $h_{\min}(x_{i_p},y_{i_p},t)$ = nível piezométrico mínimo no ponto de controlo i_p no final do mês t ;
 $h_0(x_i,y_i,t)$ = nível piezométrico no ponto de controlo i final do período t , na ausência de quaisquer extrações de água subterrânea no conjunto de captações WL ;
 $h_0(x_{i_p},y_{i_p},t)$ = nível piezométrico no ponto de controlo i_p no final do mês t , na ausência de quaisquer extrações de água subterrânea no conjunto de captações WL_p ;
 $h_m(\dots)$ = função correspondente a restrição;
 i/i_p = ponto de controlo i do nível piezométrico num aquífero/ i do nível piezométrico no aquífero p ;
 $i_n(\dots), i_{n,s}(\dots)$ = função correspondente a restrição;
 $i_{n_c}(\dots), i_{n_{mc}}(\dots)$
 j = evento de falha, $j = \{1, \dots, NF\}$ / fator de qualidade da água;
 k = fluxo multiproduto/tipo de água ($k \in K$), $k = \{1, \dots, NK\}$ (k^p – tipo de água k associado aos fluxos que saem da origem p ; k^{w_p} – tipo de água k associado aos fluxos que saem da captação de água subterrânea w_p) / número de vizinhos mais próximos na aplicação de método de *bootstrap*;
 k^- = fluxo multiproduto/tipo de água sujeito a controlo dos níveis volumétricos de mistura ($k^- \in K^-$);
 k_B = constante de Boltzmann;
 ks = ks -enésimo indicador do índice SuI^{**} ;
 l_j = duração do evento de falha j ;

- $l_{p,t}/l_{pq,t}$ = valor mínimo do somatório dos fluxos $x_{pq,t}^k$ à saída do nó p /no arco (p,q) no mês t ;
- m = restrição ($m \in M$);
- n, n_c, n_{nc} = restrição ($n \in N, n_c \in N_c, n_{nc} \in N_{nc}$);
- o = fluxo multiproduto/tipo de água ($o \in K, o = \{1, \dots, NK\}$);
- p = nó de rede de fluxos ($p \in NN$);
- p_s = probabilidade do cenário s ;
- (p,q) = arco de rede de fluxos [$(p,q) \in A$];
- q = nó de rede de fluxos ($q \in NN$);
- r = período de tempo ($r \in T, r = \{1, \dots, NT\}$);
- s = cenário ($s \in S, s = \{1, \dots, NS\}$);
- st = estado de um sistema físico definido pelo arranjo estrutural de um conjunto de partículas ou, simplesmente, estado físico;
- t = período de tempo ($t \in T, t = \{1, \dots, NT\}$);
- $u_{p,t}/u_{pq,t}$ = valor máximo do somatório dos fluxos $x_{pq,t}^k$ à saída do nó p /no arco (p,q) no mês t ;
- $ucost_{pq}$ = custo unitário associado ao arco (p,q) ;
- w/w_p = captação de água subterrânea/captação de água subterrânea do aquífero p ;
- x = eixo cartesiano / vetor de variáveis de decisão operacionais (x^* – solução de x ; x^0 – vetor de valores iniciais de x ; x^f – vetor de valores fixos de x ; x_s – vetor de x para cenário s ; x_{xi} – elemento do vetor x);
- $x_{pq,t}^k$ ou $x_{(p,q),t}^k$ = volume de água do tipo k transportado entre o nó p e o nó q , através do arco (p,q) , no mês t ($x_{(p,q),t,s}^k$ – volume de água do tipo k transportado entre o nó p e o nó q , através do arco (p,q) , no mês t , no cenário s);
- xb = vetor genérico de variáveis de decisão na descrição do método do recozimento simulado (xb_{SI} – solução inicial; xb_{cd} – solução candidata; xb_{cr} – solução corrente);

- y = eixo cartesiano / vetor de variáveis de decisão estruturais (y^f – vetor de valores fixos de y ; y_{cd} – solução candidata de y ; y_{cr} – solução corrente de y ; y_{SI} – solução inicial de y ; y_{yi} – elemento do vetor y);
- yr = período de tempo de 1 ano, $yr = \{1, \dots, NY\}$ ou $yr = \{1, \dots, NYL\}$;
- z = eixo cartesiano / valor de função objetivo (z_s – valor de função objetivo para o cenário s);
- z_{ME} = valor da função objetivo do modelo estratégico;
- z_{MO} = valor da função objetivo do modelo de otimização/modelo operacional ($z_{MO,s}$ – valor da função objetivo do modelo operacional para o cenário s);
- $10d$ = período de tempo de 10 dias, $10d = \{1, \dots, NT_{10d}\}$;
- ΔE = variação de energia potencial entre dois estados físicos st ;
- ΔF^- = variação do valor de F^- entre solução candidata e solução corrente;
- $\overline{\Delta F^-^{pos}}$ = valor médio de série de valores $\Delta F^- > 0$;
- ΔW = variação no conjunto de ganhos e perdas de fluido de um aquífero;
- Δf = variação do valor de f entre solução candidata e solução corrente;
- Δh = variação de nível piezométrico;
- Δt_{VMAX_p} = intervalo de tempo para o qual se define $VMAX_p$;
- $\Psi(NN,A)$ = rede de fluxos composta por um conjunto de nós (NN) e de arcos (A);
- $\alpha_{i_p, w_p, t}$ = rebaixamento no ponto de controle i_p no final do mês t , em consequência da extração de um volume unitário e constante da captação de água subterrânea w_p em todos os períodos até ao mês t ;
- $\beta_{i, w, t-r+1}$ / $\beta_{i_p, w_p, t-r+1}$ = rebaixamento no ponto de controle i/i_p no final do período/mês t , em consequência da extração de um volume unitário da captação de água subterrânea w/w_p no período/mês r (coeficiente de influência);
- γ = número infinitesimal;
- $\varepsilon_1, \varepsilon_2, \varepsilon_3$ = pesos do índice DRI ;

- λ = peso da variância da função objetivo agregada (modelo de otimização robusta genérico) / peso do índice de desempenho PI_s (modelo estratégico);
- ξ = inverso de um número infinitesimal;
- $\rho(\bullet)$ = função de penalidade de violação de restrições (modelo de otimização robusta genérico);
- $\sigma(\bullet)$ = função objetivo agregada (modelo de otimização robusta genérico);
- τ = número de blocos não sobrepostos que podem ser amostrados de uma série histórica;
- ν_{10d} = déficit num período de 10 dias;
- ν_j = déficit acumulado no evento de falha j ;
- ν_{yr} = déficit no ano yr ;
- ω = peso da violação de restrições não determinísticas (modelo de otimização robusta genérico) / peso do custo da solução de expansão (modelo estratégico).

SIGLAS E ACRÓNIMOS

AdA	–	Águas do Algarve, S.A.;
AIA	–	Avaliação de Impacte Ambiental;
API	–	<i>Application Programming Interface</i> ;
AR	–	Modelo autorregressivo;
ARBA	–	Associação de Regantes e Beneficiários do Alvor;
ARMA	–	Modelo autorregressivo de médias móveis;
CDWR	–	<i>California Department of Water Resources</i> ;
CMMAD	–	Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (criada pela Organização das Nações Unidas);
EEA	–	<i>European Environment Agency</i> (Agência Europeia do Ambiente);
ERIA	–	<i>Economic Research Institute for ASEAN and East Asia</i> ;
ETA	–	Estação de tratamento de água;
GBD	–	<i>Generalized Benders Decomposition</i> ;
HEC	–	<i>Hydrologic Engineering Center</i> ;
INAG	–	Instituto da Água;
INE	–	Instituto Nacional de Estatística;
IPCC	–	<i>International Panel on Climate Change</i> ;
IWRM	–	<i>Integrated water resources management</i> ;
MAOT	–	Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território;
MAOTDR	–	Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional;
MPAT	–	Ministério do Planeamento e da Administração do Território;
OA	–	<i>Outer Approximation</i> ;

- OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico;
- ONU – Organização das Nações Unidas;
- PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais;
- RS-ONL – Recozimento Simulado-Otimização Não Linear;
- SMAAA – Sistema multimunicipal de abastecimento de água do Algarve;
- SMAABA – Sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio;
- SMAASA – Sistema multimunicipal de abastecimento de água do Sotavento Algarvio;
- SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos;
- UNCED – *United Nations Conference on Environment and Development*;
- UNEP – *United Nations Environment Programme*;
- USEPA – *United States Environmental Protection Agency*.

CAPÍTULO 1.

INTRODUÇÃO

1.1. A SUSTENTABILIDADE DOS SISTEMAS HÍDRICOS

A divulgação do relatório *Our Common Future* da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento criada pela Organização das Nações Unidas (CMMAD, 1987), conhecido por Relatório Brundtland, foi um marco decisivo para que os processos de decisão em diversos sectores tivessem começado a ser influenciados pelo paradigma da sustentabilidade. É neste relatório que se encontra a definição original do conceito de desenvolvimento sustentável. Este conceito pode ser enunciado como o tipo de «desenvolvimento que permite satisfazer as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras em satisfazer as suas próprias necessidades»¹ (CMMAD, 1987: Capítulo 2). Hoje, é possível afirmar com segurança que a ideia de sustentabilidade é um conceito promovido, aceite e discutido pela maior parte dos governos nos processos de decisão. De acordo com Simonovic (2009), a aplicação de princípios de sustentabilidade à gestão da água depende da integração de objetivos de integridade ambiental, eficiência económica e equidade nos processos de decisão, assim como de um maior conhecimento das relações entre os fatores

¹ Tradução livre do autor de: «Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs».

ecológicos, económicos e sociais e de uma correta identificação e previsão de efeitos de longo prazo.

No contexto da sustentabilidade, exige-se aos decisores um olhar dirigido inequivocamente para o futuro. Deste modo, mesmo considerando a hipótese de não existir qualquer fator incerto relacionado com um conhecimento imperfeito da realidade até um determinado instante, a integração na decisão de eventos futuros dependentes de variáveis aleatórias faz com que a incerteza deva ser um aspeto a ser tido em conta na obtenção de soluções sustentáveis.

Reconhecida a importância da incerteza na decisão, é ainda necessário assegurar que esta seja corretamente representada nos processos de decisão. Por exemplo, no planeamento de infraestruturas e na operação de sistemas de abastecimento de água é frequente admitir-se a hipótese de condições estacionárias² das séries hidrológicas (Milly *et al.*, 2008). No entanto, este pressuposto pode revelar-se incorreto em resultado da intervenção humana no sistema natural, da ocorrência de fenómenos naturais (e.g., explosões vulcânicas) e, como tem vindo a ser anunciado mais recentemente de uma forma muito mediática, de alterações com origem nas alterações climáticas (Salas *et al.*, 2012). Depois de Milly *et al.* (2008) terem anunciado a “morte” da hipótese de condições estacionárias nas séries hidrológicas, devido às alterações climáticas provocadas por ação humana, e que essas condições não voltarão a ser atingidas, outras posições de referência foram entretanto conhecidas aconselhando uma maior contenção nos vaticínios anunciados. Depois de discutir que a admissão da hipótese de condições estacionárias ainda se mantém válida e não foi levada até ao limite da sua utilidade prática perante alterações climáticas, Matalas (2012) parafraseia Mark Twain para afirmar que o anúncio da morte do pressuposto de condições estacionárias era prematuro. Salas *et al.* (2012) declaram que o aquecimento global é uma evidência, mas questionam a utilidade dos

² Uma série temporal (ou melhor, um processo estocástico) é estacionária se a sua média e a sua variância forem independentes do tempo. Caso contrário, a série temporal é não estacionária.

resultados atuais dos modelos de circulação global para a gestão dos sistemas hídricos. Estes autores também antecipam as incertezas dos especialistas em relação às predições dos impactos das alterações climáticas entretanto divulgadas no último relatório do *International Panel on Climate Change* (IPCC, 2013). Barsugli *et al.* (2012) identificam quatro objetivos que os autores acreditam representar avanços desejados por decisores e técnicos que atuam na gestão da água em relação às projeções climáticas: maior concordância entre modelos de circulação global na direção das alterações; menor variabilidade das projeções; maior resolução temporal e espacial; e existência de projeções dentro do tempo de vida útil dos sistemas atuais e não apenas a tão longo prazo (e.g., 2060, 2075, 2100). No entanto, Barsugli *et al.* (2012) admitem que os progressos desejados não se devem confirmar ainda na próxima década ou mesmo num horizonte mais longo. Perante um futuro tão incerto e para a obtenção de soluções mais sustentáveis, Saito *et al.* (2012) sugerem a implementação de estratégias de gestão flexíveis e facilmente adaptáveis, e a opção por decisões incrementais quando for necessário intervir a nível estrutural sobre os sistemas, em vez de intervenções de larga escala e muito dispendiosas.

1.1.1. A sustentabilidade e a gestão integrada de recursos hídricos

De acordo com Davis (2007), existe uma relação estreita entre os conceitos de sustentabilidade e de gestão integrada de recursos hídricos. Este último termo não tem uma definição única. A maior parte das definições consideram objetivos múltiplos e apontam na direção da sustentabilidade. Davis faz uma revisão de várias definições e propõe a seguinte: «A gestão integrada de recursos hídricos pode ser descrita como um processo participado de promoção de atividades coordenadas na busca de metas comuns para o estabelecimento de objetivos múltiplos e a gestão da água baseada em sistemas hídricos sustentáveis»³ (Davis, 2007: 428). Para o mesmo

³ Tradução livre do autor de: «IWRM [Integrated water resources management] is described as a facilitated stakeholder process to promote coordinated activities in pursuit of common goals for multiple objective development and management of water aligned with the sustainable water resource system criteria».

autor, a gestão integrada de recursos hídricos restringe-se à gestão da água nas vertentes da quantidade e qualidade, enquanto a gestão integrada de bacias hidrográficas se refere à integração de questões ligadas à água, ao solo e a outros recursos naturais. Neste contexto, o termo gestão de bacia hidrográfica é usado para fazer referência a todas as atividades existentes numa determinada bacia hidrográfica e reflete a implementação de estratégias de gestão integrada de recursos hídricos e de planeamento estratégico de outros recursos naturais. Ainda conforme Davis (2007), a gestão integrada de recursos hídricos, a gestão de recursos naturais e a gestão ambiental são elementos comuns que contribuem para um desenvolvimento sustentável (Figura 1.1). Como faz notar Mays (2009), a sustentabilidade é o objetivo geral de uma gestão integrada de recursos hídricos.

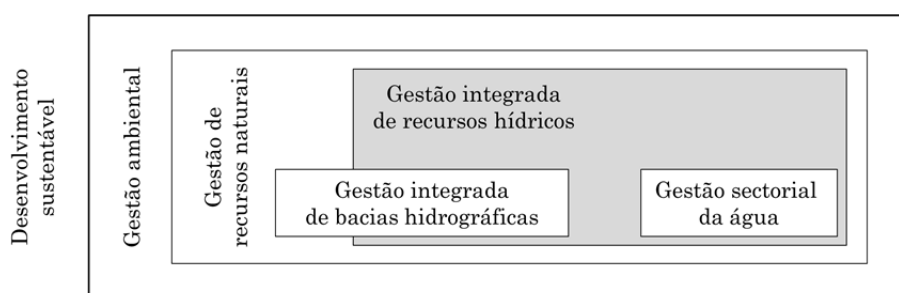


Figura 1.1. Gestão integrada de recursos hídricos e desenvolvimento sustentável (adaptado de Davis, 2007).

Documentos tão relevantes como a Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, 1992) e, a nível europeu, a Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE, de 22 de dezembro) e diversos trabalhos na literatura (e.g., Simonovic, 1996a, 1996b; Loucks *et al.*, 2000; Davis, 2007; Saito *et al.*, 2012) defendem a importância da introdução de princípios de sustentabilidade e de uma gestão integrada de recursos hídricos nas políticas de gestão da água. Infelizmente, por vezes, a resposta perante os problemas continua a não ser a mais correta. Se os engenheiros tendem a focar a sua atenção na descrição dos sistemas hídricos, esquecendo princípios de natureza económica, os economistas simplificam frequentemente a complexidade dos sistemas físicos. Por isso, são necessárias abordagens holísticas que permitam integrar simultaneamente os aspetos relevantes

de cada problema com o grau de detalhe mais adequado, tendo em consideração os diferentes objetivos, funções e serviços prestados pela água.

1.2. A ABORDAGEM SISTÉMICA

A abordagem sistémica pode ser definida como uma abordagem geral para a resolução de diferentes problemas que permite dar maior objetividade às decisões (Simonovic, 2009). No essencial, é uma abordagem racional e sistemática, em que as hipóteses, as interações, as metas, os objetivos e os critérios de avaliação são claramente definidos e especificados. De acordo com Simonovic (2009), a aplicação da abordagem sistémica a problemas de gestão da água constituiu um dos avanços mais importantes no domínio da gestão de recursos hídricos e tem-se materializado no desenvolvimento de diferentes ferramentas de auxílio aos processos de decisão, que normalmente envolvem múltiplos aspetos técnicos e políticos. Os modelos matemáticos são ferramentas flexíveis e ganharam especial relevância no contexto da abordagem sistémica. De uma forma geral, a evolução dos modelos matemáticos tem decorrido em paralelo com o progresso dos meios informáticos. A evolução tecnológica tem permitido descrever cada vez com maior rigor o modo de funcionamento dos sistemas hídricos e analisar situações mais complexas, seja por um aumento da dimensão dos sistemas, pela consideração de diferentes impactes ambientais ou pela introdução de princípios de sustentabilidade nos processos de decisão.

Na base da abordagem sistémica está ainda o conceito de sistema, que também deve ser apresentado. Um sistema pode ser definido como um conjunto de elementos estruturais e não estruturais organizados e ligados entre si que produz respostas agregadas a estímulos exteriores (Figura 1.2). Mays e Tung (1992) consideram que os sistemas são caracterizados: por uma fronteira, que determina se um dado elemento pertence ou não ao sistema; pela relação dos estímulos e das respostas com o meio envolvente; e pelas relações entre os elementos do sistema, os estímulos e as respostas. Numa definição mais específica, mas incluída na definição anterior, Grigg

(1996) define sistema hídrico como um conjunto de infraestruturas e/ou elementos ambientais que atuam juntamente para alcançar determinados objetivos na gestão da água. O reconhecimento de um sistema facilita a construção de modelos matemáticos, que podem ser definidos como representações idealizadas de uma realidade expressa por símbolos e expressões matemáticas.

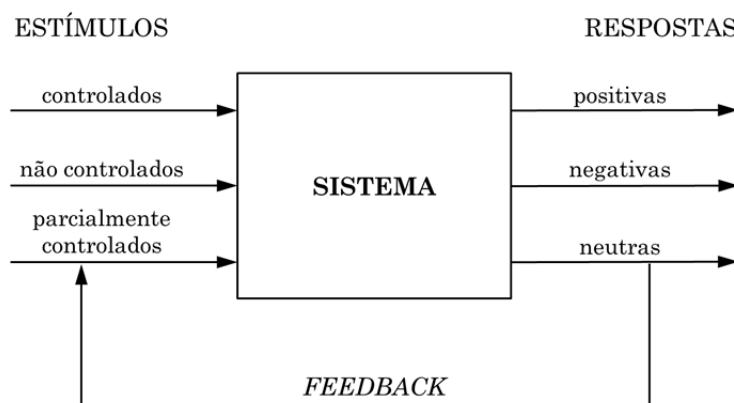


Figura 1.2. Representação esquemática de um sistema (adaptado de Simonovic, 2009).

Para finalizar esta breve introdução sobre a abordagem sistémica, deve ser assinalado que a decisão final está para além desta abordagem extremamente técnica. Como faz notar Cunha (2003), essa responsabilidade pertence normalmente ao poder político. Entre as alternativas possíveis, os políticos devem escolher aquela que irá ser implementada. A decisão política tem modelos próprios que consideram fatores que não são integrados pelos modelos matemáticos, tais como a identificação de grupos de interesse, a identificação de compromissos e de estratégias de negociação, a participação pública, a influência nas preferências de voto, entre outros conceitos de ciência política (Grigg, 1996).

1.3. MODELOS DECISIONAIS

Os modelos decisoriais correspondem a um subconjunto de modelos matemáticos que são formulados e resolvidos de modo a que seja possível identificar e avaliar sistematicamente as várias alternativas possíveis. Havendo decisões a tomar, estas

são representadas por vetores de *variáveis de decisão*, em que os valores dos elementos têm de ser determinados. As decisões são valoradas por uma *função objetivo*, ou várias no caso de modelos multiobjetivo, que traduz a nível técnico objetivos definidos pelos decisores para as suas intervenções sobre os sistemas e que se pretende minimizar ou maximizar (ou seja, genericamente, otimizar). As *restrições* são um outro conjunto de expressões matemáticas, que descrevem o comportamento dos sistemas e representam os condicionamentos a que as decisões e as funções objetivo vão estar sujeitas. Os modelos decisionais incluem ainda um outro tipo de vetores, designados de *parâmetros*, em que os valores dos elementos não são determinados pelo modelo decisional, mas ditados do exterior.

Em geral, a evolução dos modelos decisionais tem prosseguido ao longo de duas direções principais: abordagens determinísticas e abordagens não determinísticas. Numa abordagem determinística, assume-se a hipótese de que todos os parâmetros são conhecidos com 100% de certeza, situação que raramente acontece na realidade. Numa abordagem não determinística, admite-se que pelo menos um dos parâmetros é incerto. Reconhecendo-se a existência de incerteza em relação ao conhecimento dos parâmetros, esta pode ser ignorada sem causar grande prejuízo à qualidade das soluções caso a resposta do modelo não seja muito sensível aos parâmetros incertos ou o grau de precisão dos parâmetros seja elevado. Porém, e principalmente para modelos de longo prazo, o resultado de uma abordagem determinística pode não ser realista e vir a trazer prejuízos. A não consideração da incerteza no planeamento de infraestruturas pode resultar em soluções que não respondem às necessidades num futuro imediato, em soluções que se tornam obsoletas a curto/médio prazo ou em soluções que acabam por se revelar sobredimensionadas. Assim, a melhor forma para lidar com a incerteza é, em primeiro lugar, aceitar que ela existe, depois estruturá-la e compreendê-la e, por fim, integrá-la nos processos de decisão (Kouvelis e Yu, 1996).

Depois de formalizado o problema real num modelo decisional (isto é, estabelecida a função objetivo e as restrições), há que resolver o problema matemático (isto é, determinar os valores das variáveis de decisão que minimizam ou maximizam a

função objetivo satisfazendo as restrições). A determinação das soluções faz-se fundamentalmente por dois tipos de métodos: métodos de simulação e métodos de otimização. Conforme o método de resolução que se utiliza, o modelo decisional é designado de modelo de simulação ou modelo de otimização.

Os métodos de simulação correspondem a procedimentos iterativos de obtenção das melhores soluções por tentativa e erro. Fazendo uso da intuição, experiência, perícia e conhecimento dos técnicos que analisam os problemas, experimentam-se diferentes soluções fixando os valores das variáveis de decisão, verifica-se a não violação das restrições e avalia-se a qualidade das soluções, nomeadamente, através do valor da função objetivo. Como facilmente se percebe, este tipo de procedimento está muito dependente do elemento humano, um fator que pode levar a soluções ineficientes para sistemas complexos. Para além disso, este tipo de procedimento pode simplesmente consumir uma elevada quantidade de tempo, incompatível com o tempo disponível para a resolução dos problemas.

Os métodos de otimização eliminam o processo de tentativa e erro. Baseiam-se em técnicas de programação matemática (ou de otimização), com as quais se procura determinar os valores das variáveis de decisão que permitam otimizar uma função objetivo definida tendo em conta o espaço de solução definido pelo conjunto de restrições estabelecidas, incluindo os limites estabelecidos para as variáveis de decisão.⁴ Sobre a utilização de modelos de otimização para a resolução de problemas complexos envolvendo múltiplos interesses, Uber *et al.* (1992) afirmam que estes não devem ser vistos como um fim ótimo, mas como um bom começo. Por outras palavras, em vez de se usar um modelo de otimização para se identificar uma única solução ótima, um modelo deverá ser usado para identificar conjuntos de soluções

⁴ Esta descrição adequa-se a problemas com apenas uma função objetivo. Em modelos multiobjetivo (i.e., modelos com duas ou mais funções objetivo), o conceito de solução ótima, característico de modelos com apenas uma função objetivo, não se deve aplicar. Em modelos multiobjetivo, o conceito de solução ótima é substituído pelo conceito de solução não dominada/não inferior (ver secção 2.1.2).

promissoras, que são um ponto de partida para estudos subsequentes mais detalhados, incluindo critérios não especificados explicitamente no modelo.

1.4. ENQUADRAMENTO DO TEMA DA TESE

Um sistema de abastecimento de água é definido pelo conjunto de infraestruturas que permite assegurar a disponibilidade de água, em quantidade suficiente e com qualidade adequada, nos diversos locais de consumo, sejam estes residências, estabelecimentos comerciais ou de serviços, indústrias ou explorações agrícolas, entre outros. Como mostra a Figura 1.3, os sistemas de abastecimento de água são constituídos por diversos componentes, devidamente interligados, cada um desempenhando funções específicas. De acordo com Sousa (2005), as maiores ameaças à sustentabilidade destes sistemas resultam da escassez de recursos hídricos de elevada qualidade e da redução dos recursos financeiros disponíveis.

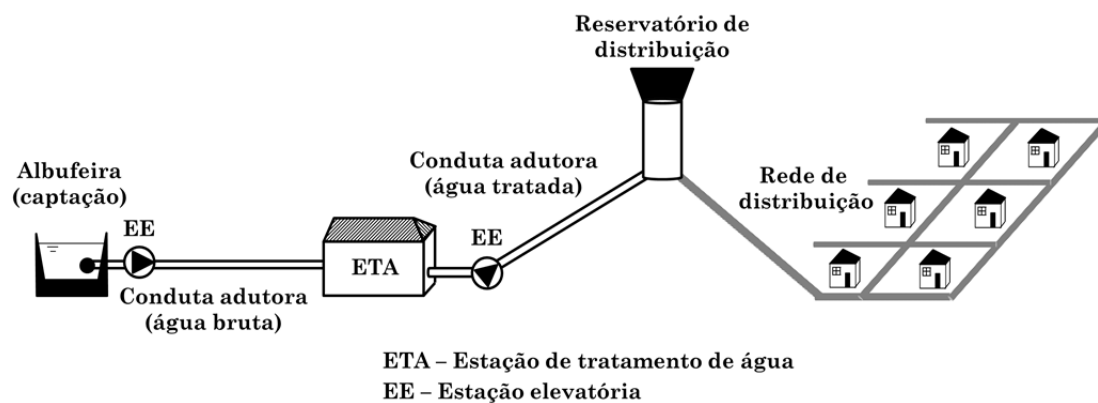


Figura 1.3. Representação esquemática de um sistema de abastecimento de água.

Por um lado, a água limpa é um recurso natural tendencialmente escasso. Segundo um relatório recente produzido pelo *United Nations Environment Programme* (UNEP, 2012), o aumento do consumo de água a nível mundial é resultado não apenas do crescimento da população, mas também do desenvolvimento económico. Entre os anos 1900 e 2010, o consumo de água a nível mundial cresceu a uma taxa duas vezes superior à da taxa de crescimento da população, variando entre 600 mil

milhões de metros cúbicos em 1900 e 4500 mil milhões de metros cúbicos em 2010. O mesmo relatório alerta para o facto de o mundo estar atualmente a entrar num período em que os problemas de escassez de água irão aumentar de certeza. Se não ocorrerem alterações no modo como se usa a água, o consumo mundial em 2030 deverá ser 40% superior aos níveis atuais. A escassez de água pode também ser motivada por questões relacionadas com a qualidade da água em resultado de processos de contaminação e poluição. Os problemas de disponibilidade podem ainda ser agravados em determinadas zonas do globo caso se confirmem os efeitos relacionados com as alterações climáticas. Num relatório elaborado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2010), prevê-se que uma grande parte da Europa enfrente situações de redução das disponibilidades de água, em particular nos meses de verão. Antecipa-se que a tendência verificada nas últimas décadas de diminuição da precipitação e de aumento da temperatura se agrave nas zonas de clima do tipo mediterrânico, que inclui a maior parte do território nacional. Em consequência disso, deve diminuir a disponibilidade de água para o conjunto de todas as utilizações e também o rendimento das culturas, e devem aumentar os episódios de seca, a perda de biodiversidade, os fogos florestais e as ondas de calor.

Por outro lado, hoje em dia, os sistemas de abastecimento de água tendem a mobilizar enormes recursos financeiros para a construção, exploração e reabilitação das infraestruturas. Tal facto deve-se não só ao aumento da dimensão dos sistemas, mas também à necessidade de cumprimento de novos imperativos legais e ambientais que fazem aumentar os custos.

A quantidade de água perdida ao longo dos sistemas de abastecimento de água é um aspeto que afeta diretamente a quantidade de água disponível, mas tem também consequências económicas. Num outro relatório da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2012), refere-se que no sector do abastecimento público de água, responsável por um quinto do consumo total de água entre o conjunto dos países da União Europeia, as perdas nos sistemas de abastecimento em alguns Estados-Membros chegam a atingir 50%. A ocorrência de perdas exageradas num sistema de

abastecimento é uma situação de uso ineficiente da água e pode implicar maiores encargos diretos com o tratamento e o bombeamento da água. No referido relatório da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2012), é dado um exemplo elucidativo de como um uso ineficiente da água pode dar origem a encargos mais elevados. Enquanto a energia requerida para produzir água para consumo humano a partir de água doce é de aproximadamente 0,6 kWh/m³, a produção da mesma água a partir de água do mar por dessalinização atinge 4 kWh/m³. Para além do custo de exploração, também o custo de construção de uma estação de tratamento por dessalinização é bastante mais elevado do que o custo de uma estação de tratamento convencional. Assim, é fundamental que na gestão dos sistemas de abastecimento de água se tomem as melhores decisões de forma a assegurar a sustentabilidade destes sistemas.

Em Portugal, o sector do abastecimento de água teve uma evolução notável nos últimos 30-40 anos (Quadro 1.1), no intuito de alargar o serviço de abastecimento de água a todo o país. O esforço foi ainda mais intenso a partir do momento da entrada do país na então Comunidade Económica Europeia (atual União Europeia). Esta integração permitiu o acesso a uma quantidade muito significativa de fundos comunitários com o objetivo de permitir que o país se aproximasse dos padrões de abastecimento de água dos países europeus mais avançados. No Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999 (MPAT, 1993), definiu-se uma meta para o sector do abastecimento de água que deveria ser atingida no período de vigência do plano – 95% da população servida com água potável no domicílio.⁵ A meta não foi alterada com o passar do tempo, mantendo-se tanto no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR) 2000-2006 (MAOT, 2000a) como no PEAASAR 2007-2013 (MAOTDR, 2007). Daqui pode tirar-se a conclusão de que não foi possível atingir a meta definida no tempo inicialmente

⁵ O Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999 também definiu metas para o sector do saneamento de águas residuais – 90% da população servida com sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais. O planeamento integrado do abastecimento de água e do saneamento de águas residuais também foi seguido no PEAASAR 2000-2006 (MAOT, 2000a) e no PEAASAR 2007-2013 (MAOTDR, 2007).

previsto.⁶ Estudos de base pouco detalhados e pouco fundamentados, uma utilização menos correta dos fundos comunitários e a necessidade de assegurar o cumprimento de novos imperativos decorrentes de legislação ambiental mais exigente que entretanto foi entrando em vigor justificam os sucessivos atrasos para o cumprimento das metas (Pato, 2007, 2011). Cálculos efetuados a partir dos dados disponíveis no PEAASAR 2000-2006 e no PEAASAR 2007-2013 permitem estimar que o investimento global no sector do abastecimento de água em Portugal, entre 2000 e 2013, deverá ficar próximo de 2600 milhões de euros, um valor superior em cerca de 800 milhões ao que foi previsto em 2000.

Quadro 1.1. Evolução do índice de cobertura de população servida por sistema de abastecimento de água em Portugal Continental
(fonte: a – Pato, 2007; b – INAG, 2010; c – INAG, 2011).

Ano	População servida por sistema de distribuição domiciliária de água (%)
1941	25 ^a
1970	37 ^a
1977	40 ^a
1982	50 ^a
1990	80 ^a
2002	87 ^a
2006	93 ^a
2008	94 ^b
2009	97 ^c

A configuração geral dos atuais sistemas de abastecimento de água em Portugal começou a ficar definida com a publicação do Decreto-Lei n.º 372/93 (de 29 de outubro) e do Decreto-Lei n.º 379/93 (de 5 de novembro). O primeiro diploma abriu o sector a capitais privados sob a forma de concessão. Através do segundo diploma, criaram-se os primeiros cinco sistemas plurimunicipais de abastecimento de água, de

⁶ A situação foi semelhante no sector do saneamento de águas residuais. Segundo o INAG (2011), em 2009, apenas 83% e 72% da população do continente estava servida, respetivamente, por sistemas de drenagem e por sistemas de tratamento de águas residuais, ainda longe da meta dos 90% de atendimento (ver nota de rodapé anterior).

titularidade estatal, na forma empresarial, designados de sistemas multimunicipais.⁷ Mas o maior impulso foi dado com o PEAASAR 2000-2006, em que ficou estabelecida a prioridade para a implementação de sistemas de carácter plurimunicipal para a vertente “em alta”⁸ compatíveis com a unidade principal de gestão das águas, ou seja, a bacia hidrográfica. Afirma-se no PEAASAR 2007-2013 que, concretizando os processos de integração ainda em curso, 88% dos municípios do continente deverão ficar integrados em sistemas plurimunicipais de abastecimento de água.

À partida, a passagem de uma gestão dos sistemas de abastecimento de água da escala local para a escala regional está de acordo com princípios orientadores para a implementação a nível operacional de uma gestão integrada de recursos hídricos definidos, por exemplo, na Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, 1992) e na Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE, de 22 de dezembro). Nestes documentos refere-se que a unidade principal de gestão das águas deve ter como referência a bacia hidrográfica (ou conjunto de bacias no caso de sistemas interconectados). Num trabalho de revisão sobre o estado da arte da utilização de modelos de gestão de recursos hídricos, McKinney *et al.* (1999) concluem que é à escala da bacia hidrográfica que as decisões sobre a operação dos sistemas e a afetação da água têm maiores implicações

⁷ O Decreto-Lei n.º 379/93 distingue apenas entre sistemas multimunicipais e sistemas municipais. No entanto, o PEAASAR 2007-2013 considera que do ponto de vista prático é conveniente fazer distinções adicionais. Sistema plurimunicipal significa um sistema que serve mais de um município. Um sistema intermunicipal ou sistema municipal integrado é um sistema plurimunicipal explorado e gerido por uma associação de municípios, ou em que a exploração e gestão é atribuída, em regime de concessão, a uma entidade pública ou privada de natureza empresarial. Um sistema multimunicipal é um sistema plurimunicipal em que a exploração e gestão é efetuada pelo Estado ou atribuída, em regime de concessão, a uma entidade pública de natureza empresarial ou empresa maioritariamente de capitais públicos. Um sistema municipal serve apenas um município.

⁸ A distinção entre sistemas “em alta” e sistemas “em baixa” tem origem no Decreto-Lei n.º 379/93, sendo que a definição seguinte corresponde àquela que aparece no PEAASAR 2007-2013. Os sistemas “em alta” englobam as componentes do abastecimento de água que respeitam à captação, ao tratamento e, por vezes, aos reservatórios de distribuição (ou de entrega) – ver Figura 1.3. Os sistemas “em baixa” incluem as componentes do abastecimento que têm que ver com a distribuição, com os respetivos ramais de ligação, incluindo os reservatórios de distribuição nos casos em que estes, por meras razões de acordos estabelecidos, não façam parte da “alta”.

hidrológicas, económicas, sociais e ambientais, e melhor se manifestam as interações entre os distintos componentes dos sistemas hídricos.

No entanto, alguns dos sistemas plurimunicipais implementados em Portugal não foram definidos de acordo com um outro princípio da gestão integrada de recursos hídricos: o uso conjunto das diferentes origens disponíveis. O termo uso conjunto foi introduzido por Todd (1959) para se referir à planificação de soluções à escala da bacia hidrográfica com a utilização integrada de águas superficiais e águas subterrâneas. Em algumas situações, a entrada em funcionamento de um sistema plurimunicipal após a construção, na sua maioria, de uma ou mais origens superficiais determinou o encerramento de todas as origens utilizadas até então por cada município integrado no novo sistema, na maior parte dos casos correspondentes a origens subterrâneas. Em detrimento de um uso planeado e coordenado das diferentes origens disponíveis a nível regional, substituiu-se simplesmente um tipo de origem por outro. Relativamente aos potenciais benefícios que podem resultar da implementação de estratégias de uso conjunto destacam-se: *i*) o aumento da fiabilidade e a diminuição da vulnerabilidade dos sistemas, incluindo a episódios de seca; *ii*) a identificação de novas possibilidades para o armazenamento, distribuição e tratamento da água; *iii*) a redução de impactes provocados pela incerteza sobre a procura e as entradas de água para os sistemas; *iv*) a redução de externalidades originadas pela exploração dos sistemas; *v*) o adiamento da construção de novas infraestruturas (Pulido-Velázquez, 2003).

1.5. OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho de investigação realizado consistiu no desenvolvimento de ferramentas de análise de sistemas baseadas em modelos de otimização para a gestão de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, com especial interesse para sistemas com origens superficiais e origens subterrâneas. A crescente complexidade dos problemas no sector do abastecimento de água exige o

recurso a ferramentas que permitam avaliar de forma estruturada e sistemática diferentes planos alternativos e selecionar as melhores soluções. Mais especificamente, o trabalho realizado incidiu sobre:

1. *A otimização da operação de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens.* Partindo-se de uma representação conceptual do problema que deve refletir a visão dos decisores na operação deste tipo de sistemas, desenvolveu-se um modelo decisional em que se representa de uma forma bastante realista as variações das disponibilidades de água nas origens, as variações na qualidade da água distribuída decorrentes da mistura de águas com níveis de qualidade distintos e o transporte da água entre os locais de captação e os locais de consumo.
2. *A expansão da capacidade de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens.* Desenvolveu-se uma metodologia para determinação de soluções de expansão que permite considerar explicitamente diferentes tipos de situações incertas que podem ocorrer durante a fase de operação dos sistemas. No processo de resolução do problema articula-se uma representação da incerteza baseada num planeamento por cenários com dois modelos para níveis de decisão distintos, um para as decisões de nível estrutural e um outro para as decisões de nível operacional, e usam-se métricas específicas para avaliar a qualidade das soluções de expansão.
3. *O desenvolvimento de métodos eficientes para resolução dos diferentes problemas matemáticos.* Para além de uma correta formulação do problema em termos matemáticos, a obtenção de soluções de qualidade está dependente de um método de resolução eficiente, adaptado à dimensão e às características dos modelos decisionais.
4. *A aplicação a estudos de caso inspirados em situações reais das ferramentas de análise de sistemas desenvolvidas.* Os estudos de caso desta tese incidem sobre o abastecimento de água ao Barlavento Algarvio. Os problemas atuais

foram especificados e caracterizados, e foram sugeridas soluções com base nos resultados obtidos por aplicação das ferramentas de análise desenvolvidas.

1.6. ESTRUTURA DA TESE

Esta tese está organizada em nove capítulos, incluindo este capítulo introdutório. Os capítulos 2 a 4 constituem a primeira parte da tese, sob o título Investigação de Base, em que se apresenta uma revisão de conhecimentos e da literatura sobre os principais temas envolvidos no trabalho de investigação efetuado. Os capítulos 5 a 9 formam a segunda parte da tese, denominada de Desenvolvimentos, onde se destacam as ferramentas de análise que constituem as contribuições específicas do trabalho efetuado e os estudos de caso selecionados. Apresenta-se abaixo uma síntese do conteúdo dos capítulos seguintes:

- **Parte I – Investigação de Base**
 - **Capítulo 2.** Neste capítulo, apresenta-se um conjunto de diferentes abordagens sistémicas para a gestão de sistemas hídricos com base na formulação de modelos decisoriais e respetiva resolução por métodos de otimização.
 - **Capítulo 3.** Neste capítulo, procede-se à revisão de diferentes métricas baseadas na formulação de indicadores e índices que têm sido utilizados na avaliação do desempenho de sistemas hídricos.
 - **Capítulo 4.** Neste capítulo, estabelece-se que a gestão de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens deve ser efetuada no contexto de uma gestão integrada de recursos hídricos, implementada a nível operacional, nomeadamente, através da promoção de estratégias de uso conjunto das diferentes origens disponíveis. Apresenta-se também uma revisão do estado da arte sobre

a utilização de modelos de otimização para a gestão de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens.

- **Parte II – Desenvolvimentos**

- **Capítulo 5.** Neste capítulo, apresenta-se um modelo desenvolvido para ser aplicado na otimização da operação de sistemas regionais de abastecimento de múltiplas origens.
- **Capítulo 6.** Neste capítulo, descreve-se uma aplicação do modelo de otimização apresentado no Capítulo 5 a um estudo de caso inspirado numa situação real.
- **Capítulo 7.** Neste capítulo, apresenta-se uma metodologia para ser utilizada no planeamento da expansão da capacidade de sistemas de abastecimento de água de múltiplas origens com representação explícita da incerteza.
- **Capítulo 8.** Neste capítulo, descreve-se uma aplicação da metodologia apresentada no Capítulo 7, depois de no Capítulo 6 se ter mostrado as limitações físicas de um sistema hídrico para a prestação de um serviço de abastecimento público com o nível de qualidade adequado.
- **Capítulo 9.** Neste capítulo, apresentam-se as conclusões e sugerem-se linhas de investigação a desenvolver a partir do trabalho efetuado.

Alguns dos trabalhos de investigação efetuados e incluídos na parte desta tese designada por Desenvolvimentos já foram divulgados em artigos publicados em revistas internacionais indexadas (Anexo I) e em comunicações apresentadas em encontros científicos nacionais e internacionais. Os artigos referenciados no Anexo I incidem sobre o modelo apresentado no Capítulo 5 e incluem aplicações a estudos de caso selecionados.

PARTE I – INVESTIGAÇÃO DE BASE

CAPÍTULO 2.

ABORDAGENS SISTÉMICAS PARA A GESTÃO DE SISTEMAS HÍDRICOS

Neste capítulo, apresenta-se um conjunto de diferentes abordagens sistémicas para a gestão de sistemas hídricos com base na formulação de modelos decisionais e respetiva resolução por métodos de otimização. As decisões que se podem otimizar distinguem-se entre decisões estruturais e decisões operacionais. As decisões estruturais correspondem, por regra, a decisões a tomar num determinado instante, como a opção pela construção ou não de uma nova infraestrutura (e.g., origem de água, estação de tratamento de água, sistema de condutas de adução ou distribuição). Já as decisões operacionais correspondem, na sua maioria, a decisões a efetuar ao longo do tempo e são condicionadas por decisões estruturais realizadas anteriormente. Este segundo grupo de decisões inclui, por exemplo, as atividades de captação de água em albufeiras e em aquíferos, de distribuição de água em sistemas de condutas e/ou canais e de afetação dos recursos aos locais de consumo.

Entre os modelos apresentados, faz-se uma primeira distinção entre modelos de otimização desenvolvidos no contexto de uma abordagem determinística (secção 2.1) ou de uma abordagem não determinística (secção 2.2). Nas abordagens determinísticas, distingue-se entre modelos de otimização mono-objetivo (secção 2.1.1) e modelos multiobjetivo (secção 2.1.2). Nas abordagens não determinísticas, assinalam-se as principais diferenças entre as análises de sensibilidade (secção

2.2.1), os modelos de otimização estocástica (secção 2.2.2) e os modelos de otimização robusta (secção 2.2.3).

2.1. ABORDAGENS DETERMINÍSTICAS

2.1.1. Modelos de otimização mono-objetivo

Um modelo decisional mono-objetivo, formulado no contexto de uma abordagem determinística e de uma representação conceptual da realidade na qual se faz a distinção entre decisões estruturais e decisões operacionais, pode ser expresso do seguinte modo:

$$\underset{x,y}{\text{Min}} \quad z = f(c_1, y) + g(c_2, x) \quad (2.1)$$

$$\text{sujeito a (s.a.):} \quad h_m(b, y) = 0 \quad m \in M \quad (2.2)$$

$$i_n(d, x, y) = 0 \quad n \in N \quad (2.3)$$

$$x \in X, y \in Y \quad (2.4)$$

em que z = valor da função objetivo, x = vetor de variáveis de decisão operacionais e y = vetor de variáveis de decisão estruturais. O problema é composto por uma única função objetivo. No caso de o valor de z representar o custo total do sistema, c_1 e c_2 são, respetivamente, os vetores dos parâmetros de coeficientes de custos associados às variáveis de decisão estruturais (e.g., custos de investimento e custos de exploração fixos) e às variáveis operacionais (e.g., custos de exploração variáveis). As funções $h_m(b, y)$ definem o conjunto de restrições estruturais (e.g., uma nova origem de água só poderá fornecer água se for construída), em que b é o respetivo vetor de parâmetros. As funções $i_n(d, x, y)$ definem as respostas do sistema aos valores das variáveis estruturais e operacionais (e.g., balanço hídrico em albufeiras), em que d é

o respetivo vetor de parâmetros (e.g., afluências às albufeiras). Os espaços de solução X e Y são materializados por conjuntos de soluções contínuas e/ou inteiras, de acordo com o tipo de variáveis definidas.

A otimização da operação é um problema particular do anterior. Não admitindo a hipótese de se efetuarem alterações estruturais nos sistemas, o modelo decisional correspondente formulado a partir do problema (2.1)-(2.4) pode ser expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_x z = g(c_2, x) \tag{2.5}$$

$$\text{s.a.: } i_n(d, x) = 0 \quad n \in N \tag{2.6}$$

$$x \in X \tag{2.7}$$

Para além da dimensão, a menor ou maior dificuldade na resolução de um modelo decisional por um método de otimização depende essencialmente do tipo de funções matemáticas (i.e., lineares ou não lineares) e da natureza das variáveis de decisão (i.e., contínuas ou inteiras) – Figura 2.1.

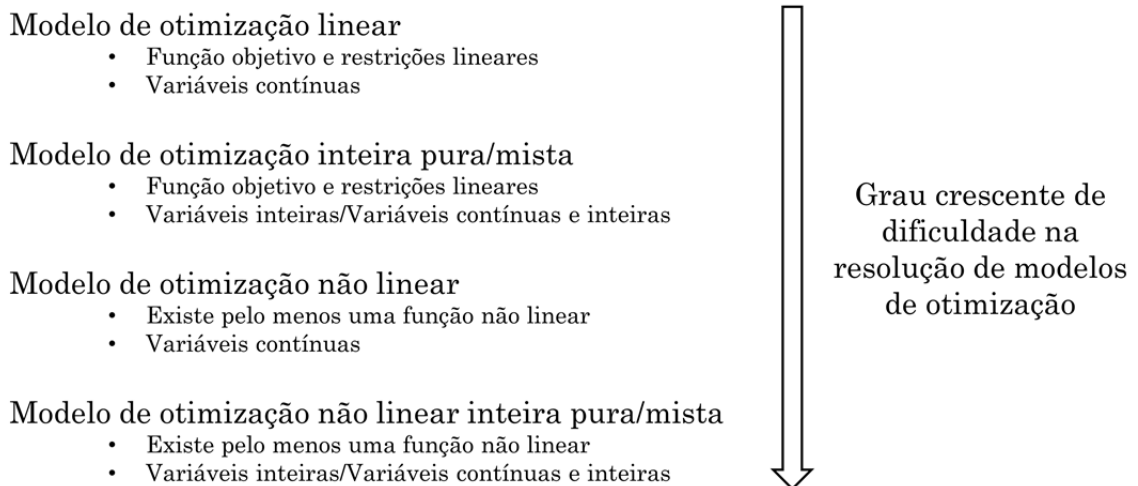


Figura 2.1. Representação esquemática do grau crescente de dificuldade na resolução de modelos de otimização (classificação de acordo com o tipo de funções matemáticas [i.e., lineares ou não lineares] e de variáveis [i.e., contínuas ou inteiras]).

Sousa (2005) revê sumariamente os métodos de resolução disponíveis de acordo com o tipo de funções e de variáveis. A existência de técnicas de programação matemática que permitem resolver de forma eficiente modelos lineares (e.g., método *Simplex*) faz com que, sempre que possível, se representem os sistemas com modelos deste tipo. Dependendo da sua dimensão, os modelos de otimização inteira podem ser ainda resolvidos por técnicas de resolução que garantem a determinação da solução ótima global (i.e., solução ótima para todo o espaço de solução) no caso de esta existir (e.g., método de *Branch-and-Bound*). A complexidade na resolução de um modelo de otimização aumenta consideravelmente na presença de modelos não lineares. Sem condicionamentos à forma das funções, os métodos de resolução de modelos não lineares garantem apenas a determinação de ótimos locais (i.e., solução ótima apenas na sua vizinhança). No entanto, existem métodos para modelos convexos que permitem a obtenção da solução ótima global (e.g., método do Gradiente Reduzido Generalizado). Os modelos que incluem simultaneamente funções não lineares e variáveis inteiras são os modelos mais difíceis de resolver. No passado, as abordagens para resolver este tipo de modelos passavam em grande parte por uma simplificação da complexidade dos modelos, de modo a possibilitar o uso de métodos clássicos de otimização (Cunha, 2003). Em alguns modelos, as funções foram linearizadas, transformando os modelos originais em modelos de otimização inteira. Em outros casos, a natureza discreta das variáveis de decisão foi ignorada e os modelos não lineares inteiros foram transformados em modelos não lineares, ou seja, modelos apenas com variáveis contínuas. Desenvolvimentos relativamente recentes no domínio da investigação operacional, juntamente com a evolução tecnológica dos meios informáticos, conduziram a uma alteração de paradigma. As heurísticas modernas correspondem a uma nova classe de métodos que têm vindo a permitir a resolução eficiente de modelos não lineares inteiros sem recurso a simplificações adicionais. Os métodos considerados neste contexto incluem o método do recozimento simulado, os algoritmos genéticos, a pesquisa tabu ou o método da colónia de formigas. Estes métodos têm sido utilizados com sucesso em problemas complexos, em que apenas uma enumeração completa das soluções garantiria a determinação da solução ótima global. No entanto, para a maior parte dos problemas reais, a pesquisa

de todo o espaço de solução não é simplesmente praticável. As heurísticas modernas têm-se revelado como métodos eficientes na determinação de soluções aproximadas à solução ótima global.

2.1.2. Modelos multiobjetivo

Um modelo decisional é do tipo multiobjetivo se existem duas ou mais funções objetivo associadas ao problema. Substituindo a função objetivo do modelo mono-objetivo (2.1)-(2.4) por dois objetivos $Z_1(x,y)$ e $Z_2(x,y)$ também a minimizar, o modelo multiobjetivo correspondente pode ser expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_{x,y} [Z_1(x,y), Z_2(x,y)] \quad (2.8)$$

$$\text{s.a.: } h_m(b,y) = 0 \quad m \in M \quad (2.9)$$

$$i_n(d,x,y) = 0 \quad n \in N \quad (2.10)$$

$$x \in X, y \in Y \quad (2.11)$$

Em modelos multiobjetivo, o conceito de solução ótima, característico de modelos com apenas uma função objetivo, não se deve aplicar e deve ser substituído pelo conceito de solução não dominada/não inferior. Uma solução admissível pertence ao conjunto de soluções não dominadas (também conhecido como ótimo de Pareto) se não for possível melhorar um dos objetivos sem piorar o valor de, pelo menos, um outro objetivo. Por outro lado, uma solução admissível diz-se dominada por outra se for possível passar-se da primeira para a segunda, melhorando pelo menos um dos objetivos e permanecendo os restantes inalterados (Figura 2.2).

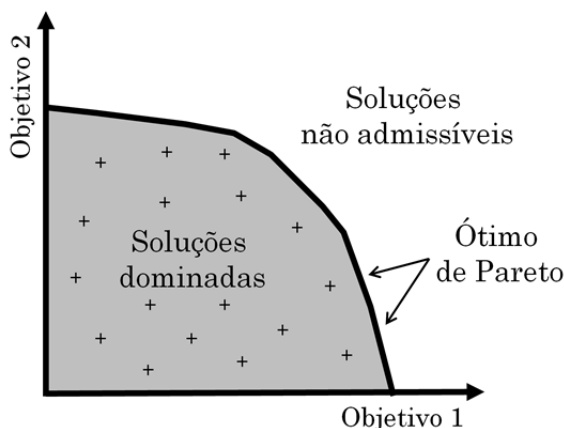


Figura 2.2. Representação gráfica de conceitos fundamentais em abordagens multiobjetivo.

De acordo com o modo como são tratadas as preferências do decisor, distinguem-se três tipos de métodos de resolução de modelos multiobjetivo: articulação *a posteriori* das preferências, articulação *a priori* das preferências e articulação progressiva das preferências (cf., entre outros, Cohon e Rothley, 1997; Clímaco *et al.*, 2003; Cohon, 2003).

Os métodos *a posteriori* ou métodos geradores não exigem uma declaração antecipada das preferências do decisor. Através da resolução do modelo multiobjetivo deve obter-se pelo menos um conjunto de soluções não dominadas. Partindo-se das soluções geradas e para concluir o processo, o decisor selecionará a solução que irá ser implementada. Os dois métodos mais frequentemente utilizados para determinar um conjunto de soluções não dominadas são o método dos pesos e o método das restrições.

Os métodos *a priori* baseiam-se numa declaração antecipada das preferências do decisor. Por esse motivo, o conjunto de soluções apresentado ao decisor resultante da resolução do modelo multiobjetivo é normalmente mais limitado. A programação por metas é um dos métodos mais estudados e mais utilizados nesta classe de métodos.

Nos métodos progressivos, o decisor expressa as suas preferências ao longo do processo de resolução do problema. De uma forma geral, os métodos progressivos são baseados num mecanismo formal através do qual o decisor vai expressando as suas preferências. Estes métodos funcionam de um modo iterativo, caminhando-se de uma solução não dominada para uma outra solução não dominada de acordo com as

preferências que vão sendo reveladas pelo decisor. O processo de pesquisa termina quando o decisor se declara satisfeito ou se atinge uma condição de paragem definida no método de resolução.

2.2. ABORDAGENS NÃO DETERMINÍSTICAS

As abordagens não determinísticas podem dividir-se entre abordagens reativas e abordagens proativas. Numa abordagem reativa (secção 2.2.1), avalia-se *a posteriori* o efeito de variação dos valores dos parâmetros incertos. Pelo contrário, numa abordagem proativa (secções 2.2.2 e 2.2.3), incorpora-se explicitamente algum conhecimento acerca da incerteza na resolução dos problemas para se obterem soluções que sejam menos sensíveis a variações dos valores dos parâmetros.

2.2.1. Análise de sensibilidade

Existindo incerteza em relação ao conhecimento de um determinado parâmetro, efetua-se a respetiva análise de sensibilidade através de resoluções sucessivas do modelo considerando valores diferentes do parâmetro incerto. Se a análise de sensibilidade revelar que a solução não é sensível a variações do valor do parâmetro incerto, então é provável que a solução obtida seja apropriada. Pelo contrário se a solução for sensível a variações do valor do parâmetro incerto, pode não ser fácil identificar uma solução fiável. Naturalmente, a análise de sensibilidade torna-se mais complicada se os problemas forem de elevada dimensão e se se estiver na presença de diferentes parâmetros incertos. Perante vários parâmetros não totalmente conhecidos, além da incerteza em relação ao valor numérico, é necessário ter em consideração as correlações que se estabelecem entre os diferentes parâmetros (temporalmente e/ou espacialmente). As análises de sensibilidade podem facilmente consumir bastante tempo sem que existam garantias de que alguma das soluções encontradas seja a solução ótima.

2.2.2. Modelos de otimização estocástica

O modelo de otimização estocástica introduzido nesta secção tem origem nos trabalhos independentes efetuados por Beale (1955) e Dantzig (1955). A abordagem proposta por estes autores está bem adaptada para lidar com problemas caracterizados por dois aspetos essenciais: incerteza nos parâmetros e decisões sequenciais. De acordo com a representação conceptual da realidade apresentada no início deste capítulo, as decisões a tomar sobre um sistema hídrico dividem-se entre decisões estruturais (por regra, a efetuar num determinado instante) e decisões operacionais (por regra, a tomar ao longo do tempo). No contexto da abordagem de otimização estocástica proposta originalmente por Beale (1955) e Dantzig (1955), as decisões estruturais são realizadas antecipadamente e permanecem fixas uma vez realizadas, enquanto as decisões operacionais são flexíveis e ajustam-se à realização dos parâmetros incertos.

Num modelo de otimização estocástica, a incerteza é representada por um conjunto finito de cenários. Os cenários não devem ser entendidos obrigatoriamente como previsões do futuro, mas antes como possíveis representações estruturadas dos parâmetros incertos do modelo. Cada cenário corresponde a uma realização específica e global dos parâmetros incertos, incluindo as correlações entre estes. De uma forma geral, numa abordagem não determinística em que se consideram explicitamente diferentes cenários procuram-se soluções que funcionem bem (ou o melhor possível) para todos os cenários (Rockafellar e Wets, 1991).

Para apresentar a formulação geral de um modelo de otimização estocástica a partir do modelo determinístico (2.1)-(2.4), deve considerar-se que pelo menos um dos parâmetros incluídos nos vetores relacionados com as decisões operacionais (i.e., vetores c_2 e d) é incerto.⁹ A incerteza é representada pelo conjunto de cenários S .

⁹ No vetor c_2 podem incluir-se, por exemplo, os custos de tratamento da água, os quais dependem, por sua vez, dos custos dos reagentes ou da eletricidade. No vetor d podem incluir-se, por exemplo, as afluências futuras às albufeiras, cujo conhecimento perfeito facilmente se entende que não é possível de obter.

A cada cenário $s = \{1, \dots, NS\}$ associa-se um conjunto $\{c_{2,s}, d_s\}$ de realizações dos parâmetros incertos e uma probabilidade de ocorrência p_s e $\sum_{s=1}^{NS} p_s = 1$. Seja ainda x_s o vetor das variáveis operacionais para o cenário s e $z_s = f(c_{1,y}) + g_s(c_{2,s}, x_s)$ a função objetivo para o cenário s . Com base na notação apresentada, o modelo de otimização estocástica correspondente ao modelo determinístico (2.1)-(2.4) pode ser expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_{x_s, y} \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s \quad (2.12)$$

$$\text{s.a.: } h_m(b, y) = 0 \quad m \in M \quad (2.13)$$

$$i_{n,s}(d_s, x_s, y) = 0 \quad n \in N \quad s \in S \quad (2.14)$$

$$y \in Y, x_s \in X \quad s \in S \quad (2.15)$$

em que $\sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s =$ valor médio da função objetivo para o conjunto de cenários S . As funções $h_m(\dots)$ definem o conjunto de restrições determinísticas, e as funções $i_{n,s}(\dots)$ definem o conjunto de restrições que dependem dos parâmetros incertos (ou conjunto de restrições não determinísticas).

Note-se que a distinção entre decisões estruturais, que têm de ser realizadas antecipadamente, e decisões operacionais, que são flexíveis e podem ser ajustadas à realização dos parâmetros incertos, é também uma simplificação da realidade. Um conhecimento perfeito do futuro não existe, nem se prevê que possa vir a acontecer. No entanto, um modelo estocástico do tipo que foi apresentado pode ser útil para identificar soluções estruturais adequadas. Estas são as decisões que de facto podem ser implementadas tendo em consideração uma série de possíveis contingências correspondentes aos cenários incluídos na análise do problema.

Também o modelo de operação (2.5)-(2.7) pode ser formulado como um modelo de otimização estocástica, considerando os parâmetros c_2 e d incertos e uma representação da incerteza por um conjunto de cenários S . Considerando que se

pretende determinar um único conjunto de decisões operacionais x , comum a todos os cenários, o modelo estocástico correspondente ao modelo determinístico (2.5)-(2.7) pode ser expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_x \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s \quad (2.16)$$

$$\text{s.a.: } i_{n,s}(d_s, x) = 0 \quad n \in N \quad s \in S \quad (2.17)$$

$$x \in X \quad (2.18)$$

em que $z_s = g_s(c_{2,s}, x)$.

2.2.3. Modelos de otimização robusta

O modelo de otimização robusta proposto por Mulvey *et al.* (1995) deu um novo impulso às abordagens proativas baseadas num planeamento por cenários. A formulação geral de um modelo de otimização robusta difere da formulação geral do modelo de otimização estocástica (2.12)-(2.15), mas pode ser expresso a partir deste último. Na função objetivo, mede-se a aversão ao risco do decisor e permite-se, com um certo custo, a violação de restrições. Considerando que o vetor de erros e_s mede a magnitude de violação das restrições não determinísticas para cada cenário $s \in S$, o modelo de otimização robusta correspondente pode ser expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_{x_s, y} \sigma(z_1, \dots, z_S) + \omega \rho(e_1, \dots, e_S) \quad (2.19)$$

$$\text{s.a.: } h_m(b, y) = 0 \quad m \in M \quad (2.20)$$

$$i_{n,s}(d_s, x_s, e_s, y) = 0 \quad n \in N \quad s \in S \quad (2.21)$$

$$y \in Y, x_s \in X \quad s \in S \quad (2.22)$$

em que $\sigma(z_1, \dots, z_S) =$ “função objetivo agregada”, $\rho(e_1, \dots, e_S) =$ função de penalidade por violação das restrições não determinísticas (expressão 2.21) e $\omega =$ peso atribuído à violação das restrições não determinísticas.

Mulvey *et al.* (1995) sugerem diferentes formulações para a função objetivo agregada. Entre as alternativas apresentadas incluem-se:

$$\sigma(\bullet) = \max_{s=\{1, \dots, NS\}} (z_s) \quad (2.23)$$

$$\sigma(\bullet) = \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s \quad (2.24)$$

$$\sigma(\bullet) = - \sum_{s=1}^{NS} p_s U(z_s) \quad (2.25)$$

$$\sigma(\bullet) = \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s + \lambda \sum_{s=1}^{NS} p_s \left(z_s - \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s \right)^2 \quad (2.26)$$

Utilizando a expressão 2.23, minimiza-se o valor máximo da função objetivo agregada para o conjunto de todos os cenários. Neste caso, a solução é determinada pela situação mais desfavorável, o que pode dar origem a sistemas sobredimensionados. A expressão 2.24 é idêntica à função objetivo do modelo estocástico (2.12)-(2.15). Esta função objetivo agregada é adequada a decisores indiferentes ao risco ou em situações de baixo risco. As restantes duas formulações são adequadas para situações de risco. A expressão 2.25 baseia-se nas curvas de utilidade de von Neumann-Morgenstern (von Neumann e Morgenstern, 1953), em que $U(z_s)$ é uma função de utilidade. Para decisores avessos ao risco, $U(z_s)$ é uma função côncava, refletindo o princípio de utilidades/benefícios marginais decrescentes. No entanto, na prática, uma tal função de utilidade pode ser muito difícil de construir. Pelo contrário, a expressão 2.26 é de fácil utilização, estando o risco representado pelo valor da variância da função objetivo agregada entre todos os cenários e ponderado por um peso λ .

Para o segundo termo da expressão 2.19, Mulvey *et al.* (1995) apresentam duas formulações alternativas:

$$\rho(\bullet) = \sum_{s=1}^{NS} p_s \times e_s^2 \quad (2.27)$$

$$\rho(\bullet) = \sum_{s=1}^{NS} [p_s \times \max\{0, e_s\}] \quad (2.28)$$

A expressão 2.27 aplica-se a problemas em que se deseje evitar violações positivas e negativas das restrições não determinísticas do problema (2.19)-(2.22) – expressão 2.21. Deve referir-se também que usando uma função quadrática se penalizam mais severamente maiores violações das restrições não determinísticas, isto é, maiores magnitudes do vetor e_s . A expressão 2.28 adequa-se a problemas em que faça sentido penalizar apenas violações positivas e não penalizar mais severamente maiores violações das restrições não determinísticas.

Mulvey *et al.* (1995) fazem a distinção entre dois conceitos de robustez. Denominam de “solução robusta” uma solução que permanece próxima da solução ótima para todos os cenários. Por outro lado, classificam uma solução de “modelo robusta” se for praticamente admissível para todos os cenários. Para apresentar formalmente os dois conceitos de robustez, considere-se o seguinte exemplo em que a função objetivo do modelo de otimização robusta é dada pela combinação de uma função agregada de média-variância (expressão 2.26) com uma função que penaliza as violações positivas e negativas das restrições não determinísticas (expressão 2.27):

$$\text{Min} \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s + \lambda \sum_{s=1}^{NS} p_s \left(z_s - \sum_{s=1}^{NS} p_s \times z_s \right)^2 + \omega \sum_{s=1}^{NS} p_s \times e_s^2 \quad (2.29)$$

em que λ e ω são pesos. A expressão 2.29 tem três termos que podem ser pormenorizados. O primeiro termo corresponde ao valor médio de z para o conjunto de todos os cenários. O segundo termo pondera a variância do valor de z entre os cenários. O terceiro termo penaliza as violações das restrições não determinísticas

através de uma função quadrática. Os pesos λ e ω medem a importância relativa de cada um dos termos. Variando o valor dos pesos, obtêm-se soluções com graus de compromisso diferentes entre os três termos, o que faz da otimização robusta também uma abordagem multiobjetivo (Watkins, 1997; Zeferino, 2012). Com efeito, os primeiros dois termos da função objetivo medem a robustez da solução, que pode ser balanceada com a robustez do modelo dada pelo último termo da função objetivo.

O trabalho inicial de Mulvey *et al.* (1995) inspirou vários autores. No sector dos recursos hídricos, o primeiro trabalho publicado numa revista de referência foi realizado por Watkins e McKinney (1997). Estes autores apresentam modelos de otimização robusta para a planificação de transferências de água de outras bacias hidrográficas para reforço do abastecimento urbano e a gestão da qualidade de águas subterrâneas. Outras aplicações de abordagens de otimização robusta para a gestão de sistemas de abastecimento de água foram realizadas por Rosenberg e Lund (2009), Housh *et al.* (2011) e Ray *et al.* (2012).¹⁰ Além de Watkins e McKinney (1997), também Ricciardi *et al.* (2007), Alcolea *et al.* (2009) e Ko e Lee (2009) desenvolveram mais recentemente modelos de otimização robusta para problemas no sector das águas subterrâneas. Na literatura, encontram-se referências à aplicação de abordagens de otimização robusta a outros tipos de problemas no sector dos recursos hídricos, como o projeto de sistemas de tratamento de águas residuais (Afonso e Cunha, 2007), o dimensionamento de redes de distribuição de água (Cunha e Sousa, 2010), o planeamento de sistemas regionais de saneamento de águas residuais (Zeferino *et al.*, 2012) e o planeamento de sistemas integrados de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (Kang e Lansey, 2013).

Os modelos não determinísticos (2.12)-(2.15) e (2.19)-(2.22) gozam de uma propriedade que facilita a sua resolução. Conhecido o vetor y , podem determinar-se

¹⁰ Na secção 4.2.3, descrevem-se mais em pormenor os trabalhos de Watkins e McKinney (1997), Rosenberg e Lund (2009), Housh *et al.* (2011) e Ray *et al.* (2012) no âmbito de uma revisão bibliográfica efetuada sobre a aplicação de modelos de otimização para o planeamento de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens.

os vetores x_s (e e_s no caso dos modelos de otimização robusta) separadamente para cada cenário s . Assim, a ideia natural para a resolução deste tipo de modelos é a decomposição do problema completo numa série de subproblemas de menor dimensão, um para cada cenário, com coordenação das soluções dos subproblemas para se determinar uma nova solução para y . Na literatura (e.g., Floudas, 1995; Birge e Louveaux, 1997), encontram-se referências a vários algoritmos de tipo iterativo desenvolvidos com base nesta ideia, seja para modelos lineares, modelos lineares inteiros, modelos não lineares ou modelos não lineares inteiros. A figura anteriormente apresentada sobre o grau crescente de dificuldade na resolução de modelos de otimização determinísticos de acordo com o tipo de funções e variáveis (Figura 2.1) mantém-se válida. Os modelos não determinísticos lineares continuam a ter solução exata. Porém, os restantes tipos de modelos são de muito mais difícil resolução. Sahinidis (2004) faz referência a resultados encorajadores para a resolução de modelos de otimização inteira com um esquema de *Branch-and-Bound*, mas apenas para problemas de dimensão reduzida. Para a resolução de modelos não lineares inteiros mistos utiliza-se frequentemente o método da Decomposição de Benders Generalizada. No entanto, a solução ótima global só é garantida nos casos em que as variáveis binárias aparecem linearmente e os subproblemas não lineares são convexos. Diwekar (2008) refere que o método da Decomposição de Benders Generalizada encontra dificuldades na resolução de modelos não lineares inteiros mistos com funções que não satisfazem as condições de convexidade, quando o espaço de solução é descontínuo ou simplesmente quando os problemas são de dimensão muito elevada. Para a obtenção de melhores resultados, o autor sugere abordagens que contemplem o uso de heurísticas modernas, como o método do recozimento simulado e os algoritmos genéticos.

2.2.4. Geração de cenários

A construção de um modelo de otimização estocástica (secção 2.2.2) ou de um modelo de otimização robusta (secção 2.2.3) exige a definição de um conjunto de cenários S

representativo da incerteza sobre o conhecimento dos parâmetros. Na geração de cenários relacionados com eventos hidrológicos futuros (e.g., precipitação, afluências a albufeiras, recarga de aquíferos),¹¹ a ideia mais frequente consiste na construção de séries sintéticas a partir de valores observados. A complexidade do processo de geração de séries sintéticas aumenta consideravelmente quando se pretendem construir séries temporais multivariadas.¹² Para além de preservar as propriedades estatísticas de cada uma das séries temporais que constituem a série multivariada, torna-se necessário também manter as relações de dependência entre as diferentes séries temporais no tempo e no espaço, seja para variáveis idênticas (e.g., relações de dependência entre duas séries de valores de precipitação) ou para variáveis diferentes (e.g., relações de dependência entre valores de afluências a albufeiras e de recarga de aquíferos).

Os métodos inicialmente desenvolvidos e tradicionalmente usados em hidrologia para a geração de séries sintéticas multivariadas correspondem a modelos autorregressivos (AR) e a modelos autorregressivos de médias móveis (ARMA) – ver, por exemplo, Salas *et al.* (1980), Loucks *et al.* (1981) e Salas (1993). Porém, os modelos AR e ARMA têm várias limitações (Lall e Sharma, 1996; Sharma *et al.*, 1997). Por um lado, a sua aplicação a séries temporais multivariadas é de extraordinária complexidade, devido à necessidade de estimação de vários parâmetros. Por outro lado, a reduzida extensão das séries históricas conduz frequentemente a erros na estimação de parâmetros, que podem prevalecer sobre a

¹¹ Nesta descrição restringe-se a incerteza a parâmetros relacionados com eventos hidrológicos, mas podem existir naturalmente outras fontes de incerteza. Por exemplo, na referência efetuada na secção anterior (2.2.3) a modelos de otimização robusta desenvolvidos para problemas de águas subterrâneas (Watkins e McKinney, 1997; Ricciardi *et al.*, 2007; Alcolea *et al.*, 2009; Ko e Lee, 2009), a incerteza refere-se a uma falta de conhecimento sobre os parâmetros característicos do escoamento (e.g., condutividade hidráulica). Nestes trabalhos, com base na discretização espacial do domínio de escoamento do aquífero, usa-se um modelo estatístico para gerar um conjunto de realizações dos parâmetros incertos com uma dada estrutura espacial. Para situações em que a informação é reduzida ou simplesmente não existe, os cenários e respetivas probabilidades podem ser construídos com base em opinião pericial, usando, por exemplo, métodos do tipo Delphi (Green *et al.*, 2007).

¹² Uma série temporal univariada define-se por um conjunto de observações ao longo do tempo de uma única variável. Uma série temporal multivariada define-se por um conjunto de observações ao longo do tempo de duas ou mais variáveis.

escolha do tipo de modelo paramétrico mais adaptado. Para além das dificuldades já enunciadas, os modelos ARMA requerem que se assuma a hipótese de uma distribuição normal das variáveis (ou de distribuições que possam ser transformadas adequadamente) e de condições estacionárias das séries temporais.

De uma forma bem mais simples, sem formular qualquer hipótese sobre as distribuições de probabilidades das variáveis, podem usar-se métodos não paramétricos para gerar séries sintéticas de qualidade, preservando as propriedades estatísticas mais importantes das séries históricas. Os métodos de amostragem com reposição (ou métodos de *bootstrap*) correspondem a um grupo de métodos não paramétricos. O trabalho original com métodos de *bootstrap* é atribuído a Efron (1979). Os trabalhos de Vogel e Shallcross (1996) e Lall e Sharma (1996) são referências na aplicação de métodos de *bootstrap* para a geração de séries sintéticas hidrológicas. Por sua vez, Watkins e McKinney (1999) utilizam um método expedito baseado num método de *bootstrap* para definir um conjunto de cenários que representa a incerteza em relação a parâmetros que definem a oferta e a procura de água num modelo de otimização.

Vogel e Shallcross (1996) aplicam pela primeira vez a um problema de recursos hídricos o método de *bootstrap* dos blocos móveis (Kunsch, 1989). Um bloco corresponde a uma série de valores consecutivos observados. Para ilustrar o método, considere-se uma série temporal univariada de NY valores anuais observados e uma extensão BL (em anos) dos blocos. O número de blocos não sobrepostos que podem ser amostrados da série original define-se por $\tau = NY/BL$. A extensão dos blocos BL deve garantir que observações distanciadas mais do que BL unidades de tempo sejam estatisticamente independentes. A probabilidade de um bloco ser amostrado é igual a $1/\tau$. Uma série sintética de dimensão igual à série histórica é construída por amostragem dos blocos com reposição e colando os blocos amostrados em série. Este método implementa-se facilmente numa folha de cálculo com a geração de um conjunto de número aleatórios (Figura 2.3). Uma maior dimensão dos blocos (i.e., BL) tende a aproximar a série sintética gerada da série histórica. A dependência serial é

preservada dentro de cada bloco, mas não entre blocos. No entanto, uma maior dimensão dos blocos reduz a variedade de séries sintéticas que é possível gerar. Vogel e Shallcross (1996) indicam como maiores vantagens do método utilizado a não introdução de incertezas com origem na escolha de um modelo de probabilidade e na determinação dos respetivos parâmetros, e a fácil extensão a problemas com séries temporais multivariadas. Como em qualquer método de amostragem, o intervalo de variação dos valores das séries sintéticas é limitado pelos valores mínimos e máximos das séries históricas. Buishand e Brandsma (2001) alertam para as precauções que se devem tomar na aplicação do método de *bootstrap* dos blocos móveis nos casos em que as séries temporais multivariadas apresentem diferentes graus de autocorrelação entre as variáveis. Estes autores afirmam que a extensão dos blocos deve garantir a independência estatística entre os valores iniciais e os valores finais em cada bloco. Este método pode ser adaptado à geração de cenários para um modelo de otimização colocando os cenários gerados não em série, como na Figura 2.3, mas, sim, em paralelo.

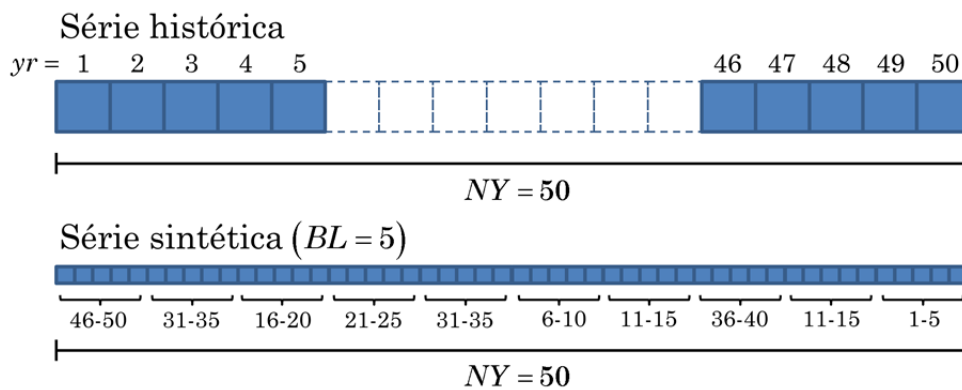


Figura 2.3. Exemplo de série sintética (em baixo) gerada a partir de série histórica (em cima) com o método de *bootstrap* dos blocos móveis (conjunto de números aleatórios inteiros: {1, ..., 10}; números aleatórios gerados na construção da série sintética: 10, 7, 4, 5, 7, 2, 3, 8, 3 e 1).

Lall e Sharma (1996) utilizam o método inovador proposto pouco tempo antes por Young (1994), que hoje é classificado no grupo dos métodos de *bootstrap* do vizinho mais próximo (em língua inglesa, *nearest neighbour bootstrap methods*). A ideia geral deste tipo de métodos de *bootstrap* (do vizinho mais próximo) consiste em encontrar na série histórica um conjunto de k vizinhos mais próximos do bloco atual e fazer a

amostragem do bloco seguinte da série sintética a partir de um dos sucessores (Figura 2.4), de modo a preservar a correlação temporal entre blocos. A amostragem é realizada no domínio probabilístico, com uma métrica que mede a distância do valor (ou bloco) atual a cada um dos k vizinhos mais próximos. Este método é aplicável a séries temporais univariadas e multivariadas. Outras aplicações do método de *bootstrap* do vizinho mais próximo no domínio dos recursos hídricos foram efetuadas mais tarde por Rajagopalan e Lall (1999), Buishand e Brandsma (2001) e Yates *et al.* (2003).

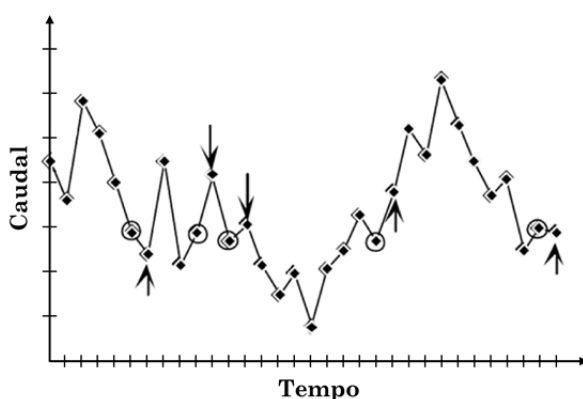


Figura 2.4. Exemplo de aplicação do método de *bootstrap* do vizinho mais próximo com $k = 5$. Os vizinhos mais próximos do bloco atual referente a valores de caudal (último valor da série) são indicados por círculos e os respectivos sucessores por uma seta vertical (adaptado de Watkins, 1997).

Watkins e McKinney (1999) empregam um método “semialeatório” para gerar um conjunto de 10 cenários ($NS = 10$) com cinco anos de extensão ($BL = 5$). Os cenários representavam a incerteza sobre a oferta e a procura num modelo de otimização. A série histórica a partir da qual foram amostrados os blocos/cenários correspondia a uma série temporal multivariada referente a 56 anos ($NY = 56$) de registos mensais de escoamentos em linhas de água e de taxas de evaporação. Os volumes de recarga de aquíferos e as flutuações da procura induzidas por fatores meteorológicos foram considerados variáveis aleatórias dependentes das variáveis medidas, completando a definição de cada cenário. Permitindo uma sobreposição parcial dos blocos, existiam 52 ($NY - BL + 1$) sequências possíveis no período de registos. Watkins e McKinney (1999) selecionam especificamente dois blocos para incluir períodos de seca severa na análise do problema. Os outros oito cenários foram selecionados por um processo de

amostragem aleatória em blocos com reposição, ou seja, por um método de *bootstrap*. A cada um dos dois blocos que incluíam períodos de seca severa, Watkins e McKinney (1999) atribuem uma probabilidade igual a $1/52$ e uma probabilidade igual a $[1(NS - 2)] \times [(NY - 2)/NY]$ a cada um dos oito cenários selecionados aleatoriamente.

2.2.4.1. Hipótese de condições não estacionárias

Para além das dificuldades intrínsecas dos modelos AR e ARMA em lidar com séries temporais multivariadas, outra questão se levanta atualmente para a aplicação deste tipo de modelos a séries hidrológicas. A problemática tem origem no facto de hoje se colocar em causa a hipótese de condições estacionárias das séries hidrológicas, motivada em especial pelo impacte das alterações climáticas nas variáveis meteorológicas e hidrológicas. Salas *et al.* (2012) fazem referência a métodos desenvolvidos para lidar com séries temporais não estacionárias e que podem ser utilizados na geração de séries sintéticas.

CAPÍTULO 3.

INDICADORES E ÍNDICES DE DESEMPENHO DE SISTEMAS HÍDRICOS

Este capítulo está dividido em duas partes. Na primeira parte (secção 3.1), apresentam-se os conceitos de indicadores e índices, e enquadra-se a respetiva utilização na materialização do conceito de sustentabilidade. Na segunda parte (secção 3.2), especifica-se a utilização de indicadores e índices na avaliação do desempenho de sistemas hídricos: definem-se os indicadores mais frequentemente utilizados e as relações que se estabelecem entre estas diferentes métricas (secção 3.2.1), e apresentam-se exemplos de índices desenvolvidos (secção 3.2.2).

3.1. INDICADORES, ÍNDICES E SUSTENTABILIDADE

Um indicador pode ser definido como um valor diretamente medido ou um valor derivado de um valor medido, que deve ser representativo da situação em causa. É um parâmetro que fornece informação sobre o estado geral de um sistema, um pouco como a temperatura corporal e a tensão arterial são usadas para dar uma indicação sobre o estado geral da saúde de um indivíduo (Walmsley *et al.*, 2001). Um índice obtém-se através da agregação de um conjunto selecionado de indicadores num único valor representando um nível superior de agregação de informação. De acordo com

Gouzee *et al.* (1995), os indicadores e os índices podem ser vistos como o topo de uma pirâmide, em que a base é ocupada pelos dados originais não tratados (Figura 3.1).

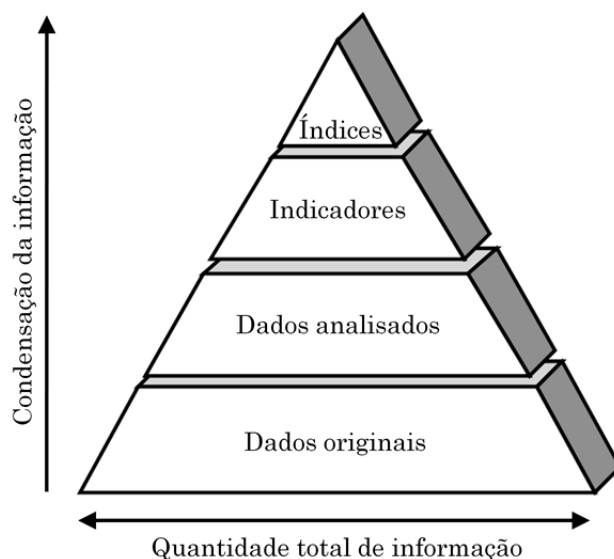


Figura 3.1. Pirâmide de informação (adaptado de Gouzee *et al.*, 1995).

Hoje em dia, os indicadores e índices são reconhecidos como ferramentas muito úteis para a aplicação do conceito de sustentabilidade. Permitem verificar o estado atual de um sistema, assim como avaliar em que medida se progride na direção dos objetivos estabelecidos (Gomes *et al.*, 2000; Walmsley *et al.*, 2001; OCDE, 2003). Perante a complexidade das situações reais, possibilitam que a informação técnica e científica adquirida seja apresentada de uma forma simples, preservando o essencial dos dados originais e utilizando apenas a informação que melhor serve os objetivos. Desta forma, a informação é mais facilmente utilizável por decisores, gestores, políticos, grupos de interesses e público em geral, facilitando o envolvimento de todos os agentes nos processos de decisão.

Ao selecionar-se um indicador, ganha-se em clareza e operacionalidade o que se perde em detalhe de informação (Gomes *et al.*, 2000). Assim, à partida, poderia parecer prudente que se evitasse a utilização de índices, dado que estes representam um grau de agregação de informação ainda maior (Figura 3.1). No entanto, um número excessivo de indicadores pode dificultar a comunicação entre os agentes envolvidos num problema e os próprios processos de decisão. Assim, qualquer decisor

apreciaria ter uma ferramenta materializada num valor sintético, obtido por determinação de um índice, para avaliar inequivocamente as situações e chegar com total certeza às melhores soluções. Porém, essa ambição é na realidade impossível (ERIA, 2009). Como faz notar Gomes *et al.* (2000), a utilização de indicadores e índices nas mais diversas áreas sectoriais tem estado desde sempre rodeada de alguma controvérsia em face das simplificações que são efetuadas na aplicação deste tipo de métodos. Na opinião de Gomes *et al.* (2000), o ponto crucial é que no processo de seleção de qualquer indicador e de construção de um índice se adotem critérios objetivos. As escolhas efetuadas têm de ser justificadas, ao mesmo tempo que se deve ter uma ideia clara das principais vantagens e limitações da aplicação destes métodos. Tal como um modelo decisional, um indicador ou um índice corresponde a uma simplificação da realidade, mas corretamente formulado e aplicado pode ser uma ferramenta extremamente válida no âmbito dos processos de decisão.

3.2. AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMAS HÍDRICOS

Hashimoto *et al.* (1982) propõem um conjunto de três indicadores específicos para a avaliação do desempenho de sistemas hídricos com o objetivo de complementar a informação dada por métricas comuns de natureza económica baseadas em custos e benefícios. Esses três indicadores são: fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. No trabalho de apresentação destas novas métricas, defende-se que os indicadores então formulados iriam facilitar o entendimento por parte dos diversos agentes sobre o desempenho dos sistemas hídricos e contribuir positivamente para a eficiência dos processos de decisão. Na literatura das últimas três décadas, encontram-se inúmeras referências à utilização dos indicadores apresentados por Hashimoto *et al.* (1982) e trabalhos em que os indicadores originalmente propostos estiveram na base de novas métricas (i.e., com uma fórmula matemática diferente), mas que mantiveram por regra o mesmo nome e/ou o mesmo significado geral (cf., Moy *et al.*, 1986; Jinno *et al.*, 1995; Kundzewicz e Laski, 1995; Vogel e Bolognese, 1995; Zongxue *et al.*, 1998;

Srinivasan *et al.*, 1999; Vogel *et al.*, 1999; El-Baroudy e Simonovic, 2004; Kjeldsen e Rosbjerg, 2004; McMahon *et al.*, 2006; Ajami *et al.*, 2008; Ray *et al.*, 2010). Em outros trabalhos, os indicadores propostos por Hashimoto *et al.* (1982) foram combinados entre si ou com outros indicadores na definição de índices de desempenho.

3.2.1. Indicadores

Qualquer uma das formulações apresentadas em seguida dos indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade tem por base uma análise do desempenho de um sistema hídrico num período de análise T , dividido em NT períodos de tempo. Para cada período de tempo $t = \{1, \dots, NT\}$ define-se um conjunto de variáveis: D_t = volume de água que se pretende fornecer e que determina a procura no período t ; C_t = volume de água disponibilizada pelo sistema e que determina o consumo no período t ; $D_t - C_t$ = défice no período t ; $Z_t \in \{0, 1\}$, em que $Z_t = 1 \leftarrow C_t = D_t$ (sistema em estado de ausência de falha) e $Z_t = 0 \leftarrow C_t < D_t$ (sistema em estado de falha). Um evento de falha é definido por uma qualquer situação do sistema hídrico em que se verifique a condição $C_t < D_t$ (ou $D_t - C_t > 0$) num ou mais períodos de tempo t consecutivos. Cada evento de falha é identificado por um índice $j = \{1, \dots, NF\}$, sendo NF o número total de eventos de falha no período de análise T . Cada evento de falha é caracterizado por uma duração l_j e por um défice acumulado v_j (Figura 3.2).

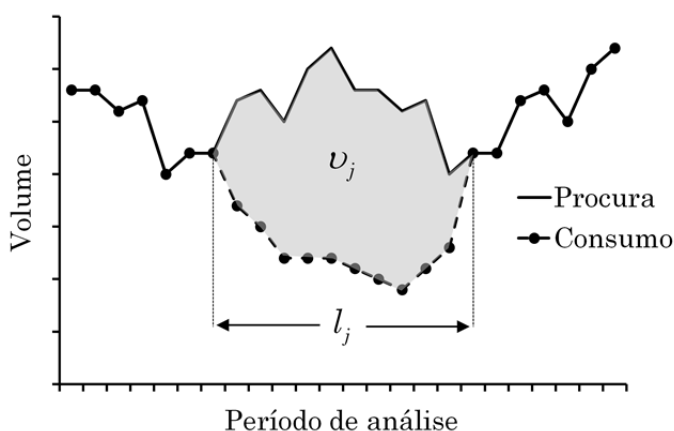


Figura 3.2. Representação esquemática das características de duração (l_j) e de défice acumulado (v_j) de um evento de falha j .

3.2.1.1. Fiabilidade

Hashimoto *et al.* (1982) definem fiabilidade como a probabilidade de um sistema estar em estado de ausência de falha no período de análise. Utilizando a notação introduzida na secção anterior, a fiabilidade pode ser estimada através de duas expressões equivalentes:

$$Rel_1 = \frac{1}{NT} \sum_{t=1}^{NT} Z_t \quad (3.1)$$

ou

$$Rel_1 = 1 - \frac{\sum_{j=1}^{NF} l_j}{NT} \quad (3.2)$$

Ao ponderar-se unicamente a dimensão temporal em Rel_1 , este indicador é denominado também de fiabilidade temporal. Este indicador pode ser adaptado a diferentes discretizações do período de análise (e.g., meses ou anos). A informação dada pelo indicador de fiabilidade definido em termos anuais é necessariamente menos detalhada do que a informação dada pelo mesmo indicador definido em termos mensais.

Uma outra expressão comum do desempenho médio de um sistema é dada através da fiabilidade volumétrica (e.g., Kundzewicz e Kindler, 1995; McMahon *et al.*, 2006), que relaciona a procura com o consumo de água ao longo de todo o período de análise do seguinte modo:

$$Rel_2 = \frac{\sum_{t=1}^{NT} C_t}{\sum_{t=1}^{NT} D_t} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{NT} (D_t - C_t)}{\sum_{t=1}^{NT} D_t} \quad (3.3)$$

A razão C_t/D_t define o nível de satisfação da procura no período t , pelo que se pode dizer que a fiabilidade volumétrica corresponde ao nível médio de satisfação da procura em todo o período de análise.

Por definição, Rel_1 e Rel_2 variam entre 0 (mau desempenho) e 1 (bom desempenho), sendo também frequente expressar estas duas métricas em valores de percentagem.

3.2.1.2. Resiliência

A resiliência mede a capacidade de um sistema de sair de um estado de falha após a falha ter ocorrido. Hashimoto *et al.* (1982) definem a resiliência através de uma probabilidade condicional:

$$Res_1 = \frac{\text{Prob}\{Z_{t+1} = 1 \setminus Z_t = 0\}}{\text{Prob}\{Z_t = 0\}} \quad (3.4)$$

Em períodos de análise suficientemente extensos, a probabilidade condicional anterior é idêntica ao inverso da duração média dos eventos de falha, pelo que o indicador Res_1 é também habitualmente expresso do seguinte modo:

$$Res_1 = \left\{ \frac{1}{NF} \sum_{j=1}^{NF} l_j \right\}^{-1} \quad (3.5)$$

Uma outra definição (Moy *et al.*, 1986) faz corresponder a resiliência ao inverso do evento de falha de maior duração:

$$Res_2 = \left\{ \text{Max}_{j=\{1, \dots, NF\}} l_j \right\}^{-1} \quad (3.6)$$

Por definição, se não ocorrer qualquer evento de falha, Res_1 e Res_2 tomam o valor de 1. Com uma maior duração dos eventos de falha, Res_1 e Res_2 aproximam-se do valor 0.

Kundzewicz e Kindler (1995) alegam que a métrica que considera o evento de falha de maior duração tem mais interesse do que a métrica que utiliza o valor médio, em

especial quando também ocorrem eventos de falhas de curta duração. Esses eventos podem influenciar o valor da resiliência, mascarando eventos de falha de longa duração (Figura 3.3). Kjeldsen e Rosbjerg (2004) sugerem que eventos de falha insignificantes podem fazer com que a métrica Res_1 não apresente um comportamento não-monotónico decrescente¹³ com o aumento da procura. Já antes Srinivasan *et al.* (1999), e depois também Wang e Blackmore (2009), afirmam que nenhuma das métricas Res_1 e Res_2 expressa por si só a resiliência de forma satisfatória. Srinivasan *et al.* (1999) e Wang e Blackmore (2009) defendem a utilização em simultâneo das duas métricas nas análises ao desempenho dos sistemas hídricos.



Figura 3.3. Agravamento de situação em **b)** comparativamente a **a)** pode originar uma melhoria dos indicadores de resiliência e de vulnerabilidade quando estes forem definidos com base em valores médios (adaptado de Kundzewicz e Kindler, 1995).

3.2.1.3. Vulnerabilidade

A vulnerabilidade é uma medida da magnitude dos eventos de falha. A expressão proposta por Hashimoto *et al.* (1982) faz corresponder a vulnerabilidade ao valor médio da magnitude v_j (Figura 3.2) entre todos dos eventos de falha:

$$Vul_1 = \frac{1}{NF} \sum_{j=1}^{NF} v_j \quad (3.7)$$

¹³ Chama-se função monotónica num intervalo a toda a função que nesse intervalo pertença a uma única das seguintes categorias: crescente, não crescente, decrescente, não decrescente (Caraça, 1966).

Tal como para a resiliência (ver 3.2.1.2), também para a vulnerabilidade Kundzewicz e Kindler (1995) discutem se o evento de maior gravidade, tal como proposto por Moy *et al.* (1986), poderia ser um melhor estimador da vulnerabilidade do sistema:

$$Vul_2 = \text{Max}_{j=\{1, \dots, NF\}} \nu_j \quad (3.8)$$

De acordo com as respetivas expressões de cálculo, as métricas Vul_1 e Vul_2 são expressas em unidades de volume. As duas métricas podem tornar-se adimensionais por divisão dos valores volumétricos de Vul_1 e Vul_2 com os valores de procura associados a cada um dos eventos de falha (McMahon *et al.*, 2006):

$$Vul_3 = \frac{\frac{1}{NF} \sum_{j=1}^{NF} \nu_j}{\frac{1}{NF} \sum_{j=1}^{NF} D_j} = \frac{\sum_{j=1}^{NF} \nu_j}{\sum_{j=1}^{NF} D_j} \quad (3.9)$$

$$Vul_4 = \text{Max}_{j=\{1, \dots, NF\}} \left(\frac{\nu_j}{D_j} \right) \quad (3.10)$$

em que D_j = procura no período correspondente ao evento de falha j , $D_j \geq \nu_j$. Devido ao modo como são construídas estas duas métricas, os valores de Vul_3 e Vul_4 variam entre 0 (bom desempenho) e 1 (mau desempenho).

3.2.1.4. Relações entre indicadores

Kjeldsen e Rosbjerg (2004) e McMahon *et al.* (2006; 2007) analisam as relações que se estabelecem entre os indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. Em qualquer um dos trabalhos, o período de análise é discretizado em intervalos de tempo mensais e são analisados vários estudos de caso correspondentes a hipotéticos sistemas de abastecimento de água dependentes de uma única albufeira. A operação de cada um dos sistemas de abastecimento de água é simulada e obedece a uma regra de exploração padrão. Nos trabalhos de Kjeldsen e Rosbjerg (2004) e McMahon *et al.* (2006), as relações entre os indicadores de desempenho são estudadas a partir

da construção de séries sintéticas de longa dimensão geradas a partir dos dados históricos, por forma a ultrapassar limitações associadas à extensão das séries temporais disponíveis. Kjeldsen e Rosbjerg (2004) fazem a sua análise a partir de dados recolhidos de quatro estações hidrométricas localizadas no continente africano. McMahon *et al.* (2006) utilizam dados de uma estação hidrométrica no Reino Unido, outra na Austrália e duas nos Estados Unidos da América. Para cada localização, McMahon *et al.* (2006) consideram mais do que um sistema hipotético, fazendo variar a capacidade de armazenamento da albufeira e o volume de água a fornecer pelo sistema de abastecimento de água. McMahon *et al.* (2007) alargam o estudo a mais de setecentas estações hidrométricas distribuídas pelos cinco continentes, mas limitam a sua análise às séries históricas. McMahon *et al.* (2007) definem para cada localização uma única capacidade de armazenamento para a albufeira e um único volume de água a fornecer pelo sistema.

Verifica-se que nos três estudos há concordância sobre as relações que tendencialmente se estabelecem entre os indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. A resiliência relaciona-se positivamente com a fiabilidade (i.e., sistemas resilientes tendem a ser também fiáveis) e a vulnerabilidade relaciona-se negativamente com ambas (i.e., sistemas vulneráveis tendem a não ser fiáveis nem resilientes).

Sobre a relação que se estabelece entre os indicadores de resiliência e vulnerabilidade, McMahon *et al.* (2006) afirmam que esta é aproximadamente do tipo complementar (i.e., $Vul \approx 1 - Rel$). Esta relação entre os dois indicadores não é posteriormente encontrada por McMahon *et al.* (2007), que verificam antes uma relação de tipo não linear entre os indicadores de resiliência e de vulnerabilidade. Kjeldsen e Rosbjerg (2004) assinalam que pode ser redundante apresentar estatísticas destes dois indicadores em avaliações de desempenho, depois de mostrar que existe uma correlação/dependência significativa entre eles. Aceitando esta relação, os autores sugerem que em análises multicritério (e.g., formulação de índices) apenas se utilize um dos indicadores. Porém, admitem que se possam

utilizar os indicadores de resiliência e de vulnerabilidade no caso de não se utilizar o indicador de fiabilidade. Referem também que não utilizar um indicador de resiliência pode parecer como um passo atrás na aplicação do conceito de sustentabilidade; no entanto, a elevada correlação entre os indicadores de resiliência e vulnerabilidade garante que sistemas com vulnerabilidade baixa (que são os sistemas potencialmente mais sustentáveis) têm também uma resiliência elevada. No caso de a informação dada pelos indicadores de resiliência e vulnerabilidade ser redundante, McMahon *et al.* (2006) sugerem que se opte também por usar apenas a vulnerabilidade em índices que se desejem construir, argumentando que este é um indicador mais tangível, dado que quantifica diretamente os défices nos sistemas.

3.2.2. Índices

Ainda antes da publicação do trabalho de Hashimoto *et al.* (1982), o *Hydrologic Engineering Center* (HEC, 1966, 1975) desenvolve uma métrica que designa de índice. A métrica é conhecida na literatura por *Shortage Index* (*ShI*)¹⁴ e pode ser definida do seguinte modo:

$$ShI = \frac{100}{NY} \sum_{yr=1}^{NY} \left(\frac{v_{yr}}{D_{yr}} \right)^2 \quad (3.11)$$

em que NY = número de anos no período de análise, v_{yr} = défice acumulado no ano yr e D_{yr} = procura no ano yr , $v_{yr} \leq D_{yr}$. A denominação de índice para esta métrica pode não ser considerada totalmente consistente com o conceito de índice apresentado na secção 3.1, dado que a métrica é sempre definida em função de défices relativos (i.e., uma única métrica). Para uma maior consistência com o conceito de índice

¹⁴ Na literatura, a abreviação comum do *Shortage Index* (expressão 3.11) é *SI*. Nesta tese, a métrica proposta pelo *Hydrologic Engineering Center* é abreviada por *ShI*. Deste modo, evita-se uma possível confusão com uma outra métrica revista nos parágrafos seguintes e designada por *Sustainability Index* (expressão 3.13), também abreviada habitualmente por *SI*. Nesta tese, o *Sustainability Index* é abreviado por *SuI*, enquanto *SI* identifica a solução inicial do problema de expansão (Capítulo 7).

apresentado anteriormente, é necessário considerar que o quadrado de cada um dos défices relativos anuais é um indicador individual do desempenho dos sistemas.

Esta mesma discussão pode ser efetuada para o índice apresentado por Hsu e Cheng (2002). Estes autores modificam a métrica proposta originalmente pelo *Hydrologic Engineering Center* para uma discretização do período de análise em períodos de 10 dias e dão-lhe o nome de *Modified Shortage Index (MShI)*:

$$MShI = \frac{100}{NT_{10d}} \sum_{t_{10d}=1}^{NT_{10d}} \left(\frac{v_{10d}}{D_{10d}} \right)^2 \quad (3.12)$$

em que NT_{10d} = número de períodos de 10 dias no período de análise e v_{10d} e D_{10d} são o défice acumulado e a procura em cada período, respetivamente, $v_{10d} \leq D_{10d}$. Na literatura, existem referências à aplicação do *ShI* e do *MShI* a diferentes problemas de gestão da água (Hsu, 1995; Zongxue *et al.*, 1998; Hsu e Cheng, 2002; Hsu *et al.*, 2008; Tu *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2009).

Loucks (1997) propõe um índice formulado no contexto da aplicação do conceito de sustentabilidade, e designa-o por *Sustainability Index (SuI)*. Este índice é suscetível de ser aplicado à avaliação de desempenho de diferentes sistemas hídricos (e.g., abastecimento, produção de energia, proteção de cheias). Neste índice, os indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade são combinados numa única métrica, cujo valor varia entre 0 (mau desempenho do sistema hídrico) e 1 (bom desempenho do sistema hídrico):

$$SuI = Rel \times Res \times (1 - Vul) \quad (3.13)$$

A fiabilidade é representada por Rel_1 (expressão 3.1 ou 3.2), enquanto a resiliência é representada por Res_1 (expressão 3.4 ou 3.5). A vulnerabilidade não é expressa por nenhuma das métricas apresentadas anteriormente, mas é também um valor adimensional que varia entre 0 (bom desempenho) e 1 (mau desempenho), à semelhança de Rel_1 e Res_1 . A opção por uma função de agregação multiplicativa torna o valor de SuI mais sensível ao pior valor dos indicadores que constituem o

índice. É suficiente que uma das métricas que constituem o *SuI* seja igual a 0 para que o valor final do índice também o seja. Apenas se consegue obter um valor elevado de *SuI* se todos os indicadores apresentarem valores elevados. Para além de Loucks (1997), também McMahon *et al.* (2006) e Ray *et al.* (2010) aplicam o *Sustainability Index* na avaliação do desempenho de sistemas hídricos.

Zongxue *et al.* (1998) agregam os indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade numa outra métrica, à qual dão o nome de *Drought Risk Index (DRI)*:

$$DRI = \varepsilon_1 \times (1 - Rel) + \varepsilon_2 \times (1 - Res) + \varepsilon_3 \times Vul \quad (3.14)$$

em que a soma dos pesos $\varepsilon_1 + \varepsilon_2 + \varepsilon_3 = 1$. Neste índice, a fiabilidade é representada por Rel_1 (expressão 3.1 ou 3.2), a resiliência por Res_1 (expressão 3.4 ou 3.5) e a vulnerabilidade por Vul_3 (expressão 3.9). O valor de *DRI* varia entre 0 (bom desempenho) e 1 (mau desempenho). Uma possível dificuldade na utilização do *Drought Risk Index* pode ocorrer na fase de definição do valor dos pesos. Em aplicações deste índice, Zongxue *et al.* (1998), Merabtene *et al.* (2002) e McMahon *et al.* (2006) atribuem pesos iguais aos três indicadores.

Mais recentemente, Ray *et al.* (2010) modificam o *Sustainability Index*, omitindo a resiliência do produto expresso por (3.13):

$$SuI^* = Rel \times (1 - Vul) \quad (3.15)$$

A eliminação da resiliência é justificada com o facto de o problema tratado por estes autores não incluir a dimensão temporal. Caso contrário, Ray *et al.* (2010) referem que a resiliência seria calculada e incluída normalmente no índice de sustentabilidade. Porém, na sua tese de doutoramento, Ray (2010) faz referência à relação de dependência entre os indicadores de vulnerabilidade e resiliência observada por Kjeldsen e Rosbjerg (2004) – ver secção 3.2.1.4 – e defende que apenas uma destas métricas seja incluída em índices que avaliem a sustentabilidade de soluções para os sistemas hídricos nas situações em que tal relação de dependência exista.

Por último, Sandoval-Solis *et al.* (2011) apresentam uma nova variante do *Sustainability Index*, em que o valor final agregado é definido não pelo produto, mas pela média geométrica dos valores dos indicadores que constituem o índice:

$$SuI^{**} = \left[\prod_{ks=1}^{NKS} Ind_{ks} \right]^{1/NKS} \quad (3.16)$$

em que NKS = número de indicadores que constituem a variante SuI^{**} do *Sustainability Index* e Ind_{ks} = valor do ks -enésimo indicador. A expressão 3.16 é escrita na forma genérica para acomodar a hipótese de incluir na análise dos problemas outros critérios de decisão (e.g., qualidade da água), tal como experimentado por Sandoval-Solis *et al.* (2011). Incluindo apenas a fiabilidade, a resiliência e a vulnerabilidade, o índice proposto por Sandoval-Solis *et al.* (2011) define-se do seguinte modo:

$$SuI^{**} = [Rel \times Res \times (1 - Vul)]^{1/3} \quad (3.17)$$

Sandoval-Solis *et al.* (2011) argumentam que se obtêm valores que são de mais fácil interpretação e comunicação usando a média geométrica em vez do produto como função de agregação. Para o caso em que a fiabilidade, a resiliência e a vulnerabilidade apresentem valor igual a 0,50, o valor final de SuI (expressão 3.13) é igual a 0,13, enquanto o valor de SuI^{**} (expressão 3.17) é igual a 0,50.

Na revisão bibliográfica efetuada no capítulo seguinte (secção 4.2.3), faz-se referência aos trabalhos efetuados por Simonovic e Marino (1982), Merabtene *et al.* (2002), Cai *et al.* (2002), Hsu e Cheng (2002), Hsu *et al.* (2008), Tu *et al.* (2008), Tsai *et al.* (2009), Yang *et al.* (2009) e Ray *et al.* (2010), em que indicadores e/ou índices são incluídos na formulação matemática de modelos de otimização ou em que estas métricas são calculadas após a resolução do problema.

CAPÍTULO 4.

GESTÃO DE SISTEMAS REGIONAIS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS

A gestão dos sistemas de abastecimento de água à escala regional é um dos princípios orientadores para a implementação a nível operacional de uma gestão integrada de recursos hídricos. Ao planificar a exploração dos recursos hídricos a nível regional, é frequente existir mais do que uma origem disponível. Assim, as melhores soluções para o abastecimento de água a uma região devem ser pesquisadas atendendo a uma estratégia de uso conjunto das diferentes origens disponíveis. O conceito de uso conjunto foi introduzido por Todd (1959) para se referir à planificação de soluções à escala da bacia hidrográfica com a utilização integrada de águas superficiais e águas subterrâneas. Hoje em dia, o conceito de uso conjunto é bastante mais abrangente, mas é também apenas um dos elementos para a implementação a nível operacional de uma gestão integrada de recursos hídricos. Atualmente, o planeamento dos sistemas de abastecimento de água deve ser efetuado não apenas através de uma utilização integrada das origens de água mais convencionais (i.e., águas superficiais e águas subterrâneas), mas considerando em conjunto, por exemplo, a gestão da procura (e.g., redução de perdas e consumos), a gestão da qualidade da água, a reutilização de águas residuais, o recurso a água do mar dessalinizada ou a transferência de água entre bacias hidrográficas.

Na primeira parte deste capítulo (secção 4.1), apresenta-se o conceito original de uso conjunto, referem-se as principais vantagens associadas a uma gestão integrada de águas superficiais e águas subterrâneas e resumem-se as principais dificuldades à implementação de estratégias de uso conjunto. Na segunda parte (secção 4.2), efetua-se uma revisão do estado da arte sobre a utilização de modelos de otimização para a gestão de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, envolvendo, nomeadamente, origens superficiais e origens subterrâneas.

4.1. USO CONJUNTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas pode ser definido como a gestão coordenada de recursos superficiais e de recursos subterrâneos que permite a obtenção de maiores benefícios por comparação com uma outra situação em que os recursos hídricos são geridos separadamente (e.g., Todd, 1959; Maknoon e Burges, 1978; Sahuquillo, 1985; Coe, 1990; de Wrachien e Fasso, 2002; Pulido-Velázquez, 2003). Numa política de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas procura tirar-se partido das características complementares dos dois tipos de recursos (e.g., taxas de recarga e de depleção, qualidade da água, custos de investimento e operação) e redistribuir-se a água no tempo de modo a haver um equilíbrio entre a oferta e a procura. Uma operação conjunta de todos os recursos exploráveis deve permitir ganhos de eficiência na utilização da água, que não devem ser de forma alguma menosprezados.

De uma forma geral, os benefícios potencialmente mais significativos da implementação de estratégias de uso conjunto de águas superficiais e de águas subterrâneas na gestão de sistemas de abastecimento de água incluem a disponibilidade de um tipo de origem que permite mitigar mais facilmente as variações na disponibilidade de água superficial, a maior capacidade de armazenamento em sistemas naturais (reduzindo as necessidades de infraestruturas

artificiais de armazenamento e distribuição de água), as melhorias na qualidade da água distribuída pela mistura de águas de qualidade distinta e a possibilidade de realizar ajustes temporais na exploração das diferentes origens. O uso conjunto permite ainda uma série de vantagens adicionais, que incluem a maior adaptabilidade dos sistemas a episódios de seca e a situações de crescimento progressivo da procura, a possibilidade de adiamento da construção de novas infraestruturas altamente dispendiosas ou a redução de externalidades causadas pela exploração dos sistemas hídricos, sejam estas ambientais, tecnológicas ou económicas. O uso conjunto é, assim, uma alternativa a uma gestão mais tradicional, baseada fundamentalmente no aumento da oferta para fazer face a situações de escassez ou de crescimento da procura em ambientes com múltiplos utilizadores e em competição entre si.

Apesar das vantagens significativas que o uso conjunto pode proporcionar, tanto a nível económico como de quantidade e qualidade da água, deve referir-se que em muitos sistemas reais ainda nem sequer foi completamente aproveitado o potencial oferecido pelo uso coordenado das origens de água convencionais. A viabilidade de projetos de uso conjunto depende não só de condicionantes físicas do sistema hídrico em questão, mas também de implicações financeiras, legais e institucionais. Por um lado, os aquíferos têm com frequência limites pouco precisos, não existe possibilidade de medir diretamente a recarga natural, assim como de avaliar as trocas laterais de água entre aquíferos. Por outro lado, as extrações de água subterrânea são efetuadas por utilizadores individuais e não são facilmente controladas por qualquer entidade. Em termos financeiros, existe a tradição de se apoiar a construção de grandes reservatórios superficiais com fundos públicos, enquanto o financiamento de infraestruturas associadas à captação de água subterrânea tende a ser realizado a nível individual. Em termos legais, a legislação que regula as águas subterrâneas é frequentemente menos consolidada do que a das águas superficiais, em grande parte devido à complexidade e falta de conhecimento sobre os aquíferos e à titularidade tipicamente privada dos recursos subterrâneos. Em termos institucionais, a falta de acordo entre as instituições intervenientes sobre os respetivos papéis e a ausência de

coordenação e cooperação daí resultante podem prejudicar seriamente a implementação de projetos de uso conjunto. Apesar de as restrições legais e institucionais não serem fáceis de vencer, Pulido-Velázquez (2003) afirma que uma adequada estratégia de preços e de incentivos pode conduzir a uma autorregulação no uso dos recursos superficiais e subterrâneos apropriada aos objetivos do uso conjunto.

Pulido-Velázquez (2003) distingue entre diferentes tipologias de uso conjunto, em função do horizonte temporal e do tipo de problema considerados. Antes, já Lettenmaier e Burges (1982) tinham diferenciado o conceito de “uso conjunto” de “armazenamento cíclico”. Lettenmaier e Burges (1982) empregam o termo uso conjunto para se referirem à exploração de um aquífero a curto prazo com potenciação das sinergias entre águas superficiais e águas subterrâneas. Já o termo armazenamento cíclico é reservado para a exploração de aquíferos a longo prazo. O sistema subterrâneo é gerido como um enorme reservatório, no qual se acumula água em períodos húmidos para ser utilizada em anos ou períodos de fraca disponibilidade de recursos superficiais. Mais recentemente, Alimohammadi *et al.* (2009) dão um significado diferente ao termo armazenamento cíclico, enunciando que este pode ser aplicado à gestão da água em sistemas em que exista uma integração física e uma interconexão operacional entre os subsistemas superficial e subterrâneo. Os volumes de água a transferir entre os dois subsistemas e as respetivas regras de exploração devem fazer parte de um sistema de armazenamento cíclico.

Sendo interessante conhecer as diferentes classificações que se podem estabelecer, na continuação desta tese retém-se o significado mais lato do conceito de uso conjunto, que abrange todas as estratégias de gestão coordenada dos recursos hídricos, convencionais ou não, que permitem a obtenção de maiores benefícios por comparação com uma outra situação em que os recursos hídricos são geridos separadamente.

4.2. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

4.2.1. Limites dos sistemas e escalas de análise

Um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens difere do sistema simples de uma única origem apresentado na secção 1.4 (Figura 1.3). Para além de ter mais do que uma origem, como o próprio nome indica, um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens serve por regra mais do que uma zona de consumo. De uma forma geral, as águas são captadas das diferentes origens, são tratadas em conjunto ou em separado e são misturadas num ou vários pontos de um sistema de distribuição comum que transporta a água para consumo até aos reservatórios de distribuição. A jusante desses reservatórios existem redes de distribuição a nível local. No planeamento dos sistemas, é frequente considerar um sistema regional (até aos reservatórios de distribuição) e vários sistemas locais (a jusante dos reservatórios de distribuição). Na maior parte dos casos, existe uma entidade responsável pela gestão do sistema regional que fornece a água a entidades a nível local, que depois a distribuem a partir de reservatórios principais até aos locais de consumo. A divisão de responsabilidades enunciada serve também para definir os limites normalmente usados na construção de modelos para sistemas regionais de abastecimento de água.

A nível temporal, a definição da duração do período de análise depende essencialmente do tipo de problema a resolver. Como regra geral, o antigo Comité da Organização das Nações Unidas para problemas no sector da gestão da água sugeriu períodos de análise de 1 ano para problemas de curto prazo, períodos de análise de 4-7 anos para problemas de médio prazo e períodos de análise de 15-30 anos para problemas de longo prazo (ONU, 1976). Estes períodos de referência devem também considerar-se quando se constroem os modelos de otimização. Relativamente à discretização do período de análise, os incrementos de tempo mensais representam uma situação de compromisso para a maioria dos problemas de afetação de recursos hídricos a diferentes utilizações, ponderando o grau de detalhe desejado na descrição

dos sistemas e as limitações dos computadores (Kracman, 2002). Por um lado, uma discretização do período de análise em anos é insuficiente para a maioria dos problemas de afetação de recursos hídricos dado que não permite descrever com rigor os sistemas físicos nem captar as variabilidades mensais ou sazonais da oferta e da procura. Por outro lado, uma discretização do período de análise em semanas ou dias tende a aumentar significativamente a dimensão dos modelos, mas sobretudo não será necessária para a maioria dos problemas a tratar.

4.2.2. Descrição do comportamento dos sistemas

Um sistema de abastecimento de água pode ser representado de forma esquemática por uma rede composta por nós e arcos. A representação visual que resulta da conceptualização de um sistema de abastecimento de água como uma rede tem sido explorada com enormes vantagens por diversos autores na construção de modelos matemáticos.¹⁵ Numa rede representando um sistema de abastecimento de água, os nós representam elementos como albufeiras, aquíferos, pontos de junção e derivação de condutas, estações de tratamento de água, pontos de armazenamento e locais de consumo. Os arcos fazem a ligação entre dois nós e representam os elementos por onde pode circular a água, como canais naturais, canais artificiais ou condutas. A partir desta representação conceptual pode introduzir-se um maior ou menor nível de detalhe na descrição dos sistemas, considerando não só os aspetos físicos, mas também os aspetos económicos, tecnológicos, ambientais e legais relevantes de cada problema.

Nas secções seguintes, apresentam-se abordagens que podem ser utilizadas na descrição de aspetos físicos específicos de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, sabendo que será da coerência do conjunto das funções

¹⁵ Em diversas áreas do conhecimento (e.g., transportes, logística, gestão) recorre-se a redes para a representação conceptual dos sistemas e como ponto de partida para a construção de modelos matemáticos.

comportamentais definidas e da função objetivo estabelecida que dependerá depois a fiabilidade das decisões sugeridas por um modelo de otimização.

4.2.2.1. Simulação da operação de albufeiras

A simulação da operação de albufeiras (ou reservatórios superficiais) efetua-se habitualmente por aplicação de equações de continuidade ou de balanço hídrico aos respetivos nós da rede de fluxos. A diferença entre a soma das entradas e das saídas de água em cada período é igual à variação do volume armazenado. O balanço hídrico pode ser mais ou menos complexo consoante as entradas e saídas de água consideradas. Nas entradas de água, incluem-se, por exemplo, as aflúncias naturais e as descargas efetuadas por reservatórios a montante. Nas saídas de água, incluem-se, por exemplo, as extrações para diferentes utilizações, as perdas por evaporação e infiltração, as descargas de excesso (i.e., descargas necessárias para que não se exceda a capacidade de armazenamento de uma albufeira) e as descargas para manutenção de caudais ecológicos.

4.2.2.2. Simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero

Enquanto a disponibilidade de água nos reservatórios superficiais é descrita de uma forma realista usando um simples balanço hídrico, uma simulação mais rigorosa do escoamento de água subterrânea ou das inter-relações rio-aquífero exige habitualmente abordagens mais complexas e exigentes em termos de esforço computacional (Gorelick, 1983). O nível de detalhe a incluir no modelo de otimização deve adequar-se aos objetivos do estudo, mas tem também de se revelar eficiente em termos computacionais. Se um balanço quantitativo aproximado for suficiente, o aquífero pode ser tratado como um reservatório subterrâneo único, em que o nível de armazenamento é dado através de uma altura de água, como se de uma albufeira se tratasse. Uma representação mais detalhada do sistema subterrâneo obriga a uma caracterização espacial dos fatores de *stress* (e.g., extrações de água, recarga subterrânea), da geometria, das condições de fronteira e dos parâmetros

característicos do aquífero. A sistematização das principais abordagens disponíveis para a simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero pode fazer-se fazendo a distinção prévia entre abordagens usando modelos de parâmetros agregados e modelos de parâmetros distribuídos.

Os **modelos de parâmetros agregados** mais simples utilizam um número reduzido de parâmetros para reproduzir o comportamento global do sistema subterrâneo. O modelo de parâmetros agregados mais simples é o modelo unicelular, em que o aquífero se assemelha a um reservatório superficial e se calculam variações do volume armazenado com um simples balanço hídrico. Esta conceptualização muito simples pode ser usada para estimar variações da altura piezométrica e dos caudais descarregados em linhas de água. Este foi o tipo de abordagem empregue por Buras (1963) num dos primeiros estudos com modelos de otimização para resolução de problemas de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas (ver secção 4.2.3.1), e por muitos outros até aos dias de hoje.

Uma abordagem ligeiramente mais complexa, ainda com modelos de parâmetros agregados, é a simulação da dinâmica dos aquíferos com modelos multicelulares. Em vez de um único reservatório, o aquífero é representado por vários reservatórios interconectados. Os reservatórios são definidos em função de fronteiras institucionais ou de áreas em que os parâmetros característicos do aquífero são relativamente homogêneos. Os trabalhos relativamente recentes de Watkins e McKinney (1999) e Draper *et al.* (2004) são exemplos de modelos de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas que incluem uma simulação da dinâmica dos aquíferos com modelos multicelulares.

Os **modelos de parâmetros distribuídos** são necessários para uma representação mais detalhada dos sistemas subterrâneos. Para um aquífero de tipo confinado e fluxo bidimensional no plano horizontal, o escoamento de água subterrânea num meio poroso saturado, heterogêneo e anisotrópico é descrito por equações às derivadas parciais do tipo da expressão seguinte:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W = SC \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.1)$$

em que h = nível piezométrico, T_x e T_y = transmissividades ao longo dos eixos cartesianos x e y , que se assumem alinhados com as direções principais de transmissividade, W = termo fonte ($W > 0$)/sumidouro ($W < 0$) e SC = coeficiente de armazenamento. Conhecidas as propriedades do meio poroso, as pressões sobre o aquífero e as condições iniciais e de fronteira, resolve-se a equação ou o sistema de equações que governa a descrição do escoamento de água subterrânea para se obter $h(x,y,t)$ – nível piezométrico em função do espaço e do tempo.

Soluções analíticas da expressão 4.1 apenas existem para situações muito simples (cf., entre outros, Thies, 1935, 1941; Glover e Balmer, 1954; Hantush, 1956, 1965; Jenkins, 1968). Quando a geometria do aquífero ou as condições de fronteira são complexas, ou quando o aquífero não é homogêneo, torna-se necessário recorrer a métodos numéricos.

Os métodos numéricos predominantemente utilizados para resolver o sistema de equações às derivadas parciais que simula a dinâmica dos sistemas subterrâneos são o método das diferenças finitas e o método dos elementos finitos. Na aplicação destes métodos, o domínio de escoamento é discretizado numa malha de diferenças finitas ou de elementos finitos, e determina-se $h(x,y,t)$ em todos os nós da malha. Para a integração de um modelo de parâmetros distribuídos (de diferenças finitas ou de elementos finitos) num modelo de otimização, existem três métodos distintos: o método de incorporação, o método da matriz de resposta e o método dos valores próprios.

No **método de incorporação**, integra-se o sistema de equações que rege o escoamento de água subterrânea nas restrições do modelo de otimização (Aguado e Remson, 1974; Alley *et al.*, 1976). Os níveis piezométricos são calculados em cada nó da malha que discretiza o domínio de escoamento. Se o problema for em regime permanente, existirá uma restrição por nó da malha. Se o problema for em regime transitório, haverá uma restrição por nó da malha e por período de tempo. O

conjunto de restrições do modelo de otimização poderá ser assim muito grande, em especial quando os aquíferos modelados forem de grande dimensão e densamente discretizados. Um número excessivo de restrições pode conduzir a problemas numéricos na etapa de resolução e ser bastante exigente em termos de tempo e de necessidades de memória. Estas questões são agravadas para problemas com vários sistemas subterrâneos (Gorelick, 1983; Peralta *et al.*, 1991, 1995; Pulido-Velázquez *et al.*, 2007). Harou e Lund (2008) citam vários estudos de caso em que o método de incorporação foi utilizado em modelos de otimização para simular a dinâmica de aquíferos confinados que apresentam um comportamento linear (Aguado *et al.*, 1974; Peralta e Killian, 1985; Yazdanian e Peralta, 1986) e de aquíferos não confinados que apresentam um comportamento não linear (Aguado *et al.*, 1974; Gorelick *et al.*, 1984; Willis e Finney, 1985; Wanakule *et al.*, 1986; Rastogi, 1989; Gharbi e Peralta, 1994).

No **método da matriz de resposta**, utiliza-se numa primeira etapa um modelo numérico para determinar as respostas do aquífero a diferentes ações unitárias (bombeamento, recarga) em locais selecionados. As respostas do aquífero são guardadas numa base de dados denominada matriz de resposta. Essas funções de resposta podem ser incorporadas em modelos de otimização e permitem simular a dinâmica do aquífero (e.g., variação de níveis piezométricos, inter-relações rio-aquífero, qualidade da água) separadamente do modelo numérico de simulação original. As funções de resposta são também conhecidas por coeficientes de influência, daí que este método seja também conhecido por método dos coeficientes de influência (Maddock, 1972; Morel-Seytoux e Daly, 1975; Schwarz, 1976). A hipótese fundamental deste método é que o sistema subterrâneo se comporta de forma linear, o que permite a aplicação do princípio da sobreposição dos efeitos. Por aplicação deste princípio, o impacto de múltiplas ações é igual à soma dos efeitos de cada uma das ações individuais. O escoamento de água subterrânea em aquíferos confinados é regido por uma equação linear (expressão 4.1), pelo que o método da matriz de resposta pode ser aplicado diretamente a esse tipo de aquíferos. Bear (1979) e Reilly *et al.* (1987) consideram que poderá ser realista admitir a hipótese de um comportamento linear expresso de acordo com a expressão 4.1 para aquíferos não

confinados se as variações no nível freático forem pequenas em relação à espessura do aquífero. Alimohammadi (2005) introduz um fator de correção multiplicativo m à resposta simulada com o método da matriz de resposta ($m = 1$ para aquíferos confinados e $m \neq 1$ para aquíferos não confinados) que se ajusta parcialmente ao comportamento não linear de um aquífero não confinado. O processo de obtenção dos coeficientes m é similar ao processo de obtenção das funções de resposta. Alimohammadi (2005) mostra o melhor desempenho do método da matriz de resposta com a introdução do fator de correção multiplicativo na simulação de aquíferos não confinados com variações moderadas dos níveis freáticos.

Duas vantagens do método da matriz de resposta com especial interesse para os modelos decisionais são o facto de não haver necessidade de determinar as respostas do aquífero em todo o domínio de escoamento, mas apenas em locais estratégicos seleccionados previamente, denominados de pontos de controlo (e.g., nas imediações de cursos de água e noutros pontos estratégicos para controlo dos níveis piezométricos), e de se considerar apenas as ações de bombeamento e recarga que se possam otimizar. A aplicação do método da matriz de resposta à simulação do escoamento de água subterrânea em modelos de otimização é bastante comum. Entre as aplicações mais notáveis do método da matriz de resposta em modelos de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, Harou e Lund (2008) destacam as que são descritas nos trabalhos de Reichard (1987), Basagaoglu e Marino (1999) e Belaineh *et al.* (1999). Os trabalhos publicados por Alimohammadi *et al.* (2009) e Afshar *et al.* (2010) incluem a utilização do método da matriz de resposta com o fator de correção multiplicativo para a simulação de aquíferos não confinados em modelos de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas.

No **método dos valores próprios**, resolve-se o sistema de equações que rege o escoamento de água em aquíferos com comportamento linear e em regime transitório com um método numérico explícito. Com este método, pode obter-se $h(x,y,t)$ para qualquer período t (Kuiper, 1973; Sahuquillo, 1983; Andreu e Sahuquillo, 1987). Tal

como no método de incorporação, no método dos valores próprios integra-se e resolve-se o sistema de equações que governa o escoamento de água subterrânea no modelo de otimização. Tal como no método da matriz de resposta, há uma fase de pré-processamento para o cálculo de matrizes que guarda toda a informação acerca da discretização espacial do domínio de escoamento, dos parâmetros característicos do aquífero, das condições iniciais e de fronteira e da distribuição espacial das ações de bombeamento e/ou recarga. Com o método dos valores próprios, existe também a hipótese de as respostas do aquífero serem calculadas unicamente em locais definidos como pontos de controlo e não em todo o domínio de escoamento. Apesar de Andreu e Sahuquillo (1987) referirem que o método dos valores próprios é eficiente, existe um número reduzido de aplicações deste método à otimização do uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas (Andreu *et al.*, 1996; Pulido-Velázquez *et al.*, 2006).

O Quadro 4.1 resume as vantagens, desvantagens e âmbito de utilização do método de incorporação, do método da matriz de resposta e do método dos valores próprios para simulação do comportamento de aquíferos com modelos de parâmetros distribuídos em modelos de otimização.

Quadro 4.1. Vantagens, desvantagens e âmbito de utilização de métodos para simulação do comportamento de aquíferos com modelos de parâmetros distribuídos em modelos de otimização (adaptado de Harou e Lund, 2008).

Método	Vantagens	Desvantagens	Âmbito recomendado de utilização
Método de incorporação	<ul style="list-style-type: none"> • Simulação rigorosa de aquíferos não confinados e outros sistemas não lineares • Não requer armazenamento em memória de ações externas anteriores 	<ul style="list-style-type: none"> • Número elevado de restrições • Instabilidades numéricas para problemas em regime transitório 	<ul style="list-style-type: none"> • Número elevado de ações externas como variáveis do problema e de pontos de controlo • Aquíferos com comportamento linear e não linear • Problemas em regime estacionário
Método da matriz de resposta	<ul style="list-style-type: none"> • Simulação do escoamento reduzida aos pontos de controlo e às ações externas sujeitas a otimização • Pré-processamento do modelo de simulação de parâmetros distribuídos • Conceptualmente simples • Funções de resposta descrevem por si próprias o impacte às ações externas 	<ul style="list-style-type: none"> • Simulação exata apenas para sistemas lineares • Problemas em regime transitório exigem armazenamento em memória de ações externas anteriores 	<ul style="list-style-type: none"> • Número reduzido de ações externas como variáveis do problema e de pontos de controlo • Aquíferos com comportamento linear (e aproximadamente linear) • Problemas em regime permanente e em regime transitório
Método dos valores próprios	<ul style="list-style-type: none"> • Simulação do escoamento reduzida aos pontos de controlo • Pré-processamento do modelo de simulação de parâmetros distribuídos • Não requer armazenamento em memória de ações externas anteriores 	<ul style="list-style-type: none"> • Simulação exata apenas para sistemas lineares • Etapa de pré-processamento complexa • Pouco intuitivo 	<ul style="list-style-type: none"> • Número moderado de ações externas como variáveis do problema e de pontos de controlo • Aquíferos com comportamento linear (e aproximadamente linear) • Problemas em regime permanente e em regime transitório • Impraticabilidade de manter em memória as ações externas anteriores

4.2.2.3. Simulação da disponibilidade de água de origens alternativas

A simulação da disponibilidade de água de origens alternativas (e.g., água do mar dessalinizada, água residual tratada para reutilização) tem normalmente uma conceptualização muito simples nos modelos de otimização. Em cada período de tempo, a contribuição de uma origem alternativa para o sistema de abastecimento de água é limitada por um valor máximo, normalmente relacionado com a capacidade de tratamento ou de transporte das infraestruturas.

4.2.2.4. Simulação do transporte de água

A simulação do transporte de água numa rede de fluxos pode ser classificada de acordo com as leis físicas que são explicitamente consideradas nas restrições do modelo de otimização. Nesta descrição, adota-se a classificação proposta inicialmente por Sinai *et al.* (1985), e recuperada posteriormente por Ostfeld e Shamir (1993a, 1996) e Cohen *et al.* (2000), no âmbito de problemas de otimização do dimensionamento e da operação de redes de distribuição de água (i.e., inclui componentes de um sistema de abastecimento de água para jusante dos reservatórios de distribuição – ver Figura 1.3) envolvendo a utilização de águas com níveis de qualidade distintos. Em qualquer um dos trabalhos citados, assumem-se as hipóteses de que o escoamento é em regime permanente,¹⁶ a mistura nos nós da rede é completa e instantânea, e os parâmetros de qualidade da água são conservativos. Estas hipóteses são também adequadas para modelos de afetação de recursos a nível regional, nos quais a discretização do período de análise é realizada habitualmente a nível mensal (secção 4.2.1).

Para redes de distribuição em que a qualidade da água não é uniforme nas origens do sistema, Sinai *et al.* (1985) especificam três variáveis operacionais: Q – caudal; C_j – concentração do fator de qualidade da água j ; e H – carga hidráulica. De acordo com as leis físicas incluídas nas restrições do modelo para descrever o transporte de água numa rede de fluxos, Sinai *et al.* (1985) distinguem três tipos de modelos de otimização: modelos $Q-C$, modelos $Q-H$ e modelos $Q-C-H$. Num **modelo $Q-C$** , considera-se apenas a continuidade da água e dos fatores de qualidade em cada nó, não se descrevendo o comportamento hidráulico dos sistemas. A hipótese inerentemente assumida neste tipo de modelo é que na operação dos sistemas se satisfazem as pressões nos nós e restantes restrições relacionadas com a conservação da energia. Num **modelo $Q-H$** , descreve-se apenas o comportamento hidráulico do

¹⁶ Ostfeld e Shamir (1993b) e Ostfeld (2005) alargam o estudo da otimização do dimensionamento e operação de sistemas de distribuição de água com a utilização de águas com níveis de qualidade distintos a condições de regime não permanente.

sistema por aplicação da lei da continuidade à água e da lei da energia, enquanto a qualidade da água não é considerada. Num **modelo Q-C-H**, consideram-se explicitamente as leis físicas que descrevem a qualidade da água e o comportamento hidráulico dos sistemas.

Porém, para classificar os modelos de otimização já desenvolvidos para sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, é conveniente distinguir mais uma tipologia de modelos. No Quadro 4.2, adiciona-se à classificação proposta inicialmente por Sinai *et al.* (1985) o **modelo Q**, no qual se considera explicitamente apenas a continuidade dos fluxos de água em cada nó, não se descrevendo a qualidade da água nem o comportamento hidráulico dos sistemas. A descrição do transporte de água é frequentemente simplificada para não tornar o modelo de otimização demasiado complexo, privilegiando-se a descrição da disponibilidade de água nas origens. Por um lado, a descrição da qualidade da água e da hidráulica dos sistemas introduzem não linearidades nas restrições de um modelo de otimização. Por outro lado, a discretização do período de análise em termos mensais não é facilmente compatível com os critérios que são adotados para o dimensionamento e a operação de redes de distribuição (e.g., o dimensionamento de uma conduta adutora tem como referência o volume diário a transportar). Provavelmente, este é um dos casos para o qual continua a fazer todo o sentido a ideia enunciada por Shamir (1971) quando afirmou que não lhe parecia realista desenvolver uma única ferramenta que cobrisse todas as escalas de tempo e espaço. Assim, para resolver o problema completo num sistema regional de abastecimento de água, desde a captação até aos locais de consumo com passagem por (sub)sistemas de adução, tratamento e distribuição, a melhor solução deverá passar pela utilização de várias ferramentas interconectadas e devidamente hierarquizadas.

Quadro 4.2. Classificação de modelos de otimização de sistemas de abastecimento de água em função das leis físicas incorporadas na descrição do transporte de água numa rede de fluxos.

Lei física		Modelo Q-C	Modelo Q-H	Modelo Q-C-H	Modelo Q
Lei da continuidade	Balanço hídrico	X	X	X	X
	Balanço mássico	X		X	
Lei da energia			X	X	
Lei de resistência ao escoamento			X	X	

Como se poderá comprovar nas secções seguintes deste capítulo, na literatura predominam os modelos Q. Jenkins *et al.* (2004) e Pulido-Velázquez *et al.* (2006) reconhecem as limitações das respetivas abordagens na representação da qualidade da água em problemas de uso conjunto de águas com diferentes níveis de qualidade, e apontam esta área como uma linha de investigação futura. De entre os trabalhos revistos, os de Ejaz e Peralta (1995), Belaineh *et al.* (1999), Yang *et al.* (2000), Ejeta e Mays (2002), Cai *et al.* (2003) e Zaide (2006) são alguns daqueles em que os modelos de otimização desenvolvidos podem ser classificados como modelos Q-C. Já nos trabalhos de Chung *et al.* (2009) e Tsai *et al.* (2009), os modelos desenvolvidos são do tipo Q-H. Mais recentemente, Housh *et al.* (2011, 2012) propõem dois modelos de otimização distintos para apoiar a operação de sistemas de abastecimento de água de múltiplos tipos de origens – águas superficiais, águas subterrâneas e água do mar dessalinizada – que se aproximam de modelos Q-C-H. Todos os trabalhos citados neste parágrafo são revistos nas secções seguintes.

4.2.3. Exemplos

Nesta última parte deste capítulo, apresentam-se exemplos de modelos de otimização desenvolvidos para a resolução de diferentes tipos de problemas em sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens. Na sua maioria, os modelos referidos foram desenvolvidos para serem aplicados a problemas com pelo menos dois

tipos de origens (e.g., águas superficiais e águas subterrâneas), mas faz-se também referência a modelos desenvolvidos para sistemas de múltiplas origens mas de apenas um único tipo (e.g., múltiplas albufeiras ou múltiplos aquíferos). Os modelos apresentados distinguem-se entre modelos de planeamento de infraestruturas e modelos de operação de sistemas. Num modelo de planeamento de infraestruturas, pretende-se apoiar decisões a efetuar num determinado instante, de carácter estrutural e tipicamente irreversível (e.g., construção de uma nova infraestrutura, reabilitação de uma infraestrutura existente), que vão afetar o desempenho do sistema hídrico ao longo de um extenso período de tempo. Num modelo de operação de sistemas, a configuração do sistema é um dado de entrada do problema. Deste modo, o problema a resolver envolve apenas a otimização da operação do sistema, sem prejuízo de nos trabalhos revistos se considerarem várias configurações alternativas.

4.2.3.1. Modelos de planeamento de infraestruturas

A primeira referência da literatura a um trabalho contendo um modelo decisional para otimização do uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas tem já meio século (Buras, 1963). Por aplicação de programação dinâmica, o autor obtém critérios de dimensionamento (dimensão de uma albufeira e de infraestruturas de recarga) num problema envolvendo a utilização de uma albufeira a construir e de um aquífero para rega de duas áreas agrícolas. Os primeiros trabalhos referidos na secção seguinte (4.2.3.2) também envolvem a aplicação de programação dinâmica (Burt, 1964a, 1964b). Desde então, a programação dinâmica tem sido aplicada a diversos problemas de otimização do uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas (Aron, 1969; Cochran e Butcher, 1970; Coskunoglu e Shetty, 1981; Onta *et al.*, 1991; Provencher e Burt, 1994; Knapp e Olson, 1995; Philbrick e Kitanidis, 1998; Knapp *et al.*, 2003). Apesar da sua larga utilização, este método tem um inconveniente, denominado de “problema de dimensionalidade”, que, em geral, limita a sua aplicação a problemas de dimensão relativamente reduzida.

Watkins e McKinney (1998) demonstram a aplicação do método da Decomposição de Benders Generalizada (GBD – *Generalized Benders Decomposition*) e do método de Aproximação Externa (OA – *Outer Approximation*) para resolver um modelo não linear inteiro misto, que inclui variáveis inteiras e termos não lineares na função objetivo. Os dois algoritmos são aplicados à resolução de um problema de expansão da capacidade de um sistema de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, em que é necessário construir novas infraestruturas (albufeiras, furos, condutas) de modo a satisfazer uma procura crescente no período de análise. Na aplicação de cada um dos algoritmos, a cada iteração alterna-se entre a resolução de um subproblema não linear (depois de fixadas as variáveis binárias) e um problema mestre linear inteiro misto (construído a partir de informação obtida da resolução do subproblema não linear). Os resultados apresentados de aplicação do modelo a uma situação fictícia evidenciam que é necessário um menor número de iterações com o método GBD, mas o método OA é menos exigente em relação à disponibilidade de memória dos computadores. Nas conclusões do trabalho, defende-se que para cada problema deverá ser avaliado qual o algoritmo que tem melhor desempenho.

No ano seguinte, Watkins e McKinney (1999) publicam um outro trabalho que inclui uma aplicação a uma situação real. Os autores apresentam um modelo para suportar a seleção de alternativas que permitam assegurar a longo prazo a procura e a proteção de ecossistemas sensíveis na região do aquífero de Edwards, no Estado norte-americano do Texas. Entre as hipóteses de investimento incluem-se a construção de novas albufeiras, a captação de água em outros sistemas aquíferos, a reutilização de água residual tratada e a implementação de medidas de redução de consumos. O comportamento dinâmico do aquífero de Edwards é reproduzido com um modelo de parâmetros agregados multicelular. Além de custos de investimento e de operação, a função objetivo inclui funções de penalidade, que são usadas na etapa de resolução do modelo para prevenir a ocorrência de défices (i.e., não satisfação da procura) e de não cumprimento de objetivos ambientais (valores mínimos de caudal em linhas de água e de descargas através de nascentes). As funções de penalidade por não satisfação da procura têm um significado económico, de perda de benefício

associado às situações de déficit. As funções de penalidade pelo não cumprimento de objetivos ambientais são de tipo empírico e são ponderadas por um peso. Variando o valor dos pesos, é possível obter diferentes situações de compromisso entre desempenho económico e proteção dos valores ambientais, tal como num modelo multiobjetivo. A incerteza é representada por um conjunto finito de cenários. Cada cenário corresponde a uma série temporal multivariada de valores de afluências às albufeiras, de recarga dos sistemas de subterrâneos, de taxas de evaporação e de variações de procura induzidas por condições meteorológicas. Na resolução do modelo, os autores utilizam a variante estocástica do algoritmo GBD. O processo de resolução é parecido com o processo descrito no parágrafo anterior para a versão original deste algoritmo. Na versão estocástica, a cada iteração resolve-se uma série de subproblemas não lineares, um subproblema por cada cenário considerado.

Yang *et al.* (2001) propõem um modelo multiobjetivo para apoiar decisões de longo prazo para a bacia hidrográfica do rio Shiyang, numa zona semiárida no noroeste da China, com o objetivo de satisfazer a procura de água de várias utilizações e minimizar problemas sociais, ecológicos e ambientais. As melhores soluções são definidas com base num esquema de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas. São considerados nove objetivos distintos, relacionados com questões de quantidade, de qualidade da água, de qualidade ambiental do sistema e de benefício económico. As preferências do decisor fazem parte desde o início do processo de resolução do problema, estabelecendo uma hierarquia clara entre os diferentes objetivos. A simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero têm por base um modelo de parâmetros distribuídos devidamente calibrado. Utiliza-se o método da matriz de resposta para integrar a simulação da dinâmica do sistema subterrâneo no modelo multiobjetivo. O modelo decisional inclui também a simulação dos níveis de sólidos dissolvidos totais no aquífero com recurso a um modelo de tipo empírico. Os resultados apresentados indicam que para manter a integridade ambiental do sistema subterrâneo, em termos de níveis piezométricos e concentração de sólidos dissolvidos, seria necessário reduzir a captação de água do aquífero. No entanto, com a diminuição da exploração do aquífero não seria possível

assegurar na totalidade a procura de todas as utilizações. As soluções sugeridas para resolver as situações de déficit incluem a construção de infraestruturas para permitir a transferência de água de outras bacias e a implementação de medidas de aumento de eficiência na utilização da água.

Mais recentemente, Yang *et al.* (2009) apresentam um outro modelo multiobjetivo para apoiar decisões relativas à construção de novas albufeiras e de captações de água subterrânea para reforço do sistema de abastecimento de água de uma região no sul de Taiwan. Consideram-se dois objetivos distintos: a minimização da soma dos custos de investimento com os custos de exploração e a minimização dos custos de escassez (que correspondem neste problema a prejuízos económicos por não satisfação da procura). Perante a dificuldade em determinar os custos de escassez, o segundo objetivo é representado pela minimização do *Shortage Index* (expressão 3.11). Na apresentação dos resultados da aplicação realizada, os autores mostram figuras elucidativas de como melhores desempenhos do sistema implicam um aumento dos custos.

Cai *et al.* (2002) desenvolvem uma metodologia para encontrar soluções sustentáveis para bacias hidrográficas em que os sistemas de rega sejam os principais consumidores de água, sem esquecer possíveis impactes sobre o abastecimento urbano e industrial. Na metodologia proposta, utilizam-se dois modelos decisoriais distintos, designados de modelo de longo prazo e modelo de curto prazo, que interagem entre si durante a resolução do problema. Com a metodologia desenvolvida, decisões de natureza estrutural (de longo prazo, com o horizonte temporal de 30 anos – e.g., construção de novas infraestruturas) e decisões de natureza operacional (de curto prazo, com o horizonte temporal de um ano – e.g., áreas e culturas a plantar) são explicitamente consideradas na determinação das soluções mais sustentáveis. No procedimento formulado para resolução do problema, a cada iteração fixa-se um determinado conjunto de decisões de natureza estrutural e resolve-se uma sequência de 30 modelos anuais, devidamente interligados, para otimizar as decisões de natureza operacional na totalidade do período de análise. A função objetivo através da

qual se avaliam as soluções propostas pode ser definida como um índice, na medida em que o valor da métrica é determinado por uma média ponderada de um conjunto de indicadores relacionados com o desempenho do sistema hídrico a longo prazo, com a integridade ambiental do sistema, com a equidade na afetação de recursos e com critérios de eficiência económica. A metodologia é aplicada à análise de um problema real de gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Syr Darya, na Ásia Central (Mar Aral). Os resultados obtidos mostram que é necessário reabilitar a infraestrutura instalada e alterar as culturas plantadas para manter a produção agrícola e a integridade ambiental da bacia hidrográfica.

Hsu *et al.* (2008) propõem uma metodologia para analisar soluções de expansão da capacidade de sistemas de abastecimento de água com múltiplos reservatórios superficiais. A metodologia inclui um modelo de otimização linear baseado numa representação do sistema de abastecimento numa rede de fluxos, quatro índices para avaliar o desempenho do sistema e um procedimento com vários passos através do qual se obtêm as melhores soluções. Na resolução do modelo de otimização, minimiza-se uma função de custos. Nas restrições do modelo de otimização, incluem-se equações de continuidade para todos os nós da rede e limites mínimos e máximos para os fluxos nos arcos. Num primeiro passo, analisa-se o sistema existente com a resolução do modelo de otimização linear. Usando os resultados obtidos através da resolução do modelo de otimização linear, calculam-se os quatro índices de desempenho. Dois índices estão relacionados com a quantidade de água fornecida globalmente pelo sistema, e correspondem ao *Shortage Index* (expressão 3.11) e a um índice semelhante com um indicador de fiabilidade dado pela expressão 3.3. Os outros dois índices avaliam o transporte de água nos arcos da rede de fluxos no que se refere à capacidade de transporte remanescente e à frequência com que o limite da capacidade de transporte é atingido. Se os índices apresentarem valores satisfatórios, o procedimento termina e a melhor solução está encontrada. Caso contrário, os responsáveis pela análise e/ou decisores devem sugerir um conjunto restrito de novas soluções de expansão. Para comparar as soluções entre si, estas são sujeitas ao modelo de otimização linear. Com base nos resultados obtidos,

seleciona-se uma das novas soluções de expansão para depois se calcularem novamente os índices de desempenho e verificar se os valores já são satisfatórios. A metodologia desenvolvida é testada num problema no norte de Taiwan.

Rosenberg e Lund (2009) apresentam quatro abordagens distintas para incorporar a incerteza numa análise à expansão da capacidade do sistema de abastecimento de água da cidade de Amã, capital da Jordânia, tendo como horizonte temporal o ano de 2040. Para além da incerteza relacionada com a disponibilidade futura de água, admite-se não se conhecer totalmente os fatores de custos, nem a eficiência de algumas das 23 possibilidades de expansão. Para cada um dos parâmetros incertos, Rosenberg e Lund (2009) apresentam o respetivo intervalo de variação. Na abordagem mais simples, os parâmetros incertos são representados pelo respetivo valor médio. Alternativamente, propõe-se um modelo de otimização robusta, em que a incerteza é representada por um conjunto de cenários. Em cada cenário, cada parâmetro incerto pode assumir um qualquer valor entre o valor mínimo e o valor máximo no respetivo intervalo de variação definido. Nas outras duas abordagens não determinísticas considera-se, numa em conjunto (*grey number formulation*) e na outra alternadamente (*best/worst-case formulation*), o valor mínimo e o valor máximo dos parâmetros incertos. Segundo Rosenberg e Lund (2009), os resultados mais coerentes são obtidos com o modelo de otimização robusta. Os resultados sugerem que as autoridades deveriam implementar, no mais curto período possível, medidas de redução das perdas e dos consumos sem custos significativos. No entanto, a longo prazo, a resolução dos problemas no abastecimento de água à cidade de Amã deverá incluir soluções que requerem elevados níveis de investimento, como a construção de unidades de dessalinização de águas salobras e de água do mar.

Chung *et al.* (2009) formulam um outro modelo de otimização robusta para o planeamento de sistemas regionais de abastecimento de água com múltiplos tipos de origem e múltiplos utilizadores. A simulação da disponibilidade de água em aquíferos é realizada da mesma forma que nas albufeiras, com um simples balanço hídrico. O modelo inclui a simulação do comportamento hidráulico, mas não da

qualidade da água. A aplicação do modelo a uma situação hipotética mostra como a abordagem proposta pode ser uma ferramenta útil no apoio à decisão. Os resultados apresentados evidenciam o aumento dos custos das soluções com a diminuição do nível de risco de falha admitido pelo decisor.

Depois de Rosenberg e Lund (2009), Ray *et al.* (2012) estudam novamente o sistema de abastecimento de água da cidade de Amã. Ray *et al.* (2012) apresentam os resultados obtidos com um outro modelo de otimização robusta, desenvolvido com o objetivo de auxiliar o processo de planeamento do sistema entre o ano de 2008 e o ano de 2085. No estudo realizado, os autores consideram a incerteza sobre a evolução da demografia e sobre as alterações climáticas. Admitem como hipótese que as alterações de configuração do sistema apenas podem ocorrer em quatro momentos – anos 2008, 2035, 2060 e 2085. A partir dos resultados obtidos, Ray *et al.* (2012) sugerem uma expansão inicial da capacidade do sistema com a introdução da reutilização de água a nível doméstico para fins não potáveis (e.g., rega de jardins e descargas de autoclismos); a remodelação de estações de tratamento de água residual para reutilização em larga escala no ano 2035; e o adiamento por várias décadas da concretização de projetos muito dispendiosos envolvendo a transferências de água de outras regiões e a dessalinização de água do mar. Nas conclusões do artigo, os autores admitem que a evolução futura pode alterar as decisões “agora” sugeridas. No entanto, esse facto não deve ser um obstáculo à realização de estudos complementares de viabilidade das soluções identificadas.

4.2.3.2. Modelos de operação de sistemas

Burt (1964a, 1964b) aplica programação dinâmica para determinar os valores ótimos de extrações de uma albufeira e de um aquífero e os valores ótimos de recarga do sistema subterrâneo de modo a maximizar uma função de benefícios líquidos. Relativamente ao uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, Burt (1976) conclui que a variabilidade inerente às aflúncias das albufeiras e à recarga natural dos aquíferos confere aos reservatórios de água subterrânea um papel

importante na resolução de problemas resultantes de os reservatórios superficiais estarem próximos dos limites mínimos de exploração. Adicionalmente, a gestão conjunta e intemporal dos dois tipos de origens pode conferir um valor mais elevado à água superficial em comparação com a situação de uma utilização não planeada do conjunto dos recursos hídricos disponíveis.

Maddock (1974) propõe um modelo que tem como objetivo a obtenção de regras de exploração para um sistema rio-aquífero em que se considera a procura e as afluências de água superficial como variáveis aleatórias. O problema tratado é muito simples: uma única zona de abastecimento dependente de uma origem superficial e de uma origem subterrânea. A inovação mais significativa deste trabalho é a incorporação pela primeira vez de um modelo de parâmetros distribuídos de um aquífero num modelo de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas.¹⁷ A resposta do aquífero à captação de água subterrânea é descrita com o método da matriz de resposta. Esta abordagem na descrição do escoamento de água subterrânea permite, por sua vez, representar a dependência da altura de elevação do caudal bombeado, situação que introduz não linearidades no modelo de otimização. A resolução do modelo proporciona as regras de exploração para captação de água superficial e de água subterrânea e para recarga do aquífero que minimizam um custo médio atualizado.

Nos anos seguintes, outros autores recorrem ao método da matriz de resposta para simular o comportamento físico de aquíferos ou as inter-relações rio-aquífero em

¹⁷ Antes disso, primeiro, Bredehoeft e Young (1970) e, depois, Young e Bredehoeft (1972) incorporam um modelo de parâmetros distribuídos num modelo decisional para maximizar os benefícios líquidos que podem obter-se de zonas agrícolas. O sistema subterrâneo é simulado com um modelo de diferenças finitas. O sistema de equações correspondente é incorporado diretamente no modelo decisional. Mais tarde, Bredehoeft e Young (1983) alargam o seu estudo de modo a considerar a influência da incerteza sobre as disponibilidades de água superficial. Em qualquer um dos trabalhos, propõe-se que o modelo decisional seja resolvido por um método de simulação e não de otimização. Por isso, o trabalho de Maddock (1974) é referenciado como o primeiro estudo em que, num modelo de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, se incluiu a simulação de um aquífero com um modelo de parâmetros distribuídos.

modelos de otimização de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas (Morel-Seytoux, 1975; Haimés e Dreizin, 1977; Flores *et al.*, 1978).

Simonovic e Marino (1982) formulam um modelo estocástico para otimização da operação de sistemas hídricos de múltiplos reservatórios de fins múltiplos com indicadores de fiabilidade incluídos nas restrições do modelo. A fiabilidade é expressa em função de probabilidades de excedência de volumes mínimos e probabilidades de não excedência de volumes máximos de armazenamento por albufeira e no conjunto de todos os reservatórios superficiais do sistema. A definição de volumes mínimos de armazenamento tem como objetivo garantir reservas de água no sistema. Já a definição de volumes máximos de armazenamento é uma medida preventiva de proteção contra cheias. Na resolução do modelo, maximiza-se uma função de benefícios e obtêm-se as políticas de operação e os níveis de fiabilidade do sistema. Os resultados da aplicação a um estudo de caso inspirado numa situação real mostram que o modelo desenvolvido pode ser aplicado com sucesso a sistemas complexos.

Lefkoff e Gorelick (1990) apresentam um modelo que otimiza o uso de água em sistemas de rega maximizando o benefício anual individual de cada agricultor. A descrição do comportamento dos sistemas inclui a simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero com o método da matriz de resposta, a simulação dos sólidos dissolvidos totais como parâmetro indicador de qualidade da água e a simulação das relações entre a produção agrícola e a quantidade e qualidade da água aplicada na rega. O transporte de sólidos dissolvidos é simulado com uma equação de regressão, já que a integração direta da equação não linear de transporte de massa nas restrições do modelo de otimização não foi considerada como uma opção possível. As variáveis de decisão incluem a definição das extrações de água superficial e água subterrânea para rega e das áreas a plantar de cada cultura.

Matsukawa *et al.* (1992) desenvolvem um modelo de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas para a bacia do rio Mad (Califórnia, EUA). O objetivo é otimizar, com uma descrição em períodos mensais, as quantidades de água

de um aproveitamento de fins múltiplos a afetar para o abastecimento público e para a produção de hidroeletricidade, e as extrações de água subterrânea de um aquífero para reforço do abastecimento público. A função objetivo maximiza a soma dos benefícios resultantes da produção de hidroeletricidade e da venda de água para abastecimento, descontando os custos de exploração do sistema. O aquífero é do tipo não confinado e o seu comportamento é descrito em regime transitório com uma aproximação de diferenças finitas da equação de Boussinesq (22×12 células) incorporada nas restrições do modelo de otimização. Na discussão dos resultados, os autores afirmam que a integração direta do modelo de simulação do aquífero nas restrições do modelo era muito exigente em termos de esforço computacional e colocavam reservas à consideração de períodos de análise mais longos. Matsukawa *et al.* (1992) declaram-se satisfeitos com os resultados obtidos com um período de análise igual a um ano, mas também reconhecem que dificilmente se conseguiriam obter resultados satisfatórios com períodos de análise de, por exemplo, 10-20 anos. Hoje em dia, e perante a evolução tecnológica ocorrida nas últimas duas décadas, seria interessante verificar que resultados se conseguiriam obter.

Peralta *et al.* (1995) também usam o método de incorporação para integrar a simulação do comportamento de um aquífero, num modelo de otimização desenvolvido para identificar limites sustentáveis à exploração dos recursos subterrâneos e estratégias ótimas de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, num sistema hídrico no Estado do Arkansas (EUA). As restrições ambientais incluídas no modelo têm por objetivo garantir a sustentabilidade das decisões. A simulação do escoamento da água no aquífero é efetuada com um modelo de diferenças finitas, que admite extrações de água subterrânea em 1574 células, incorporado diretamente nas restrições do modelo de otimização. Como a modelação do escoamento subterrâneo é realizada em regime permanente, os requisitos de memória não eram tão elevados, viabilizando a utilização do método de incorporação. Os resultados obtidos indicam a longo prazo uma impossibilidade em satisfazer a procura de todas as utilizações (abastecimento público, uso industrial e rega) de modo a preservar a integridade ambiental do sistema. Os autores concluem que,

possivelmente, a decisão mais adequada seria assegurar a satisfação total da procura do uso urbano e industrial e impor restrições na utilização de água para rega.

Lund e Israel (1995) propõem um modelo estocástico para ser utilizado numa estimacão preliminar de volumes de água a contratualizar por entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água de zonas urbanas a outras entidades que giram recursos hídricos em outras bacias hidrográficas. Admitindo que a infraestrutura de transporte já existe, a decisão que se pretende tomar num determinado momento e com o horizonte temporal de um ano corresponde a um volume de água que ficará disponível no exterior da bacia hidrográfica em que se localiza uma zona urbana, e que será utilizado caso a entidade que comprou esse direito assim o entenda. Na transferência de água de outras bacias hidrográficas, a entidade responsável pelo abastecimento à zona urbana tem de suportar o custo inicial pela compra do direito de futura utilização (i.e., a decisão a tomar) e, posteriormente, os custos operacionais caso as transferências de água se venham a concretizar. No modelo, a decisão é determinada tendo em consideração um conjunto de valores incertos, cada um com uma determinada probabilidade, relativos aos volumes de água disponibilizados pela origem principal do sistema (uma albufeira na mesma bacia hidrográfica em que se localiza a zona urbana), aos custos associados à compra de títulos de utilização a preços de mercado (a outros utilizadores na mesma bacia hidrográfica em que se localiza a zona urbana) e aos custos associados a situações de não satisfação da procura. No exemplo de aplicacão, Lund e Israel (1995) consideram uma procura de 200 milhões de metros cúbicos por ano, e determinam um custo mínimo na operacão do sistema reservando, à partida, 35 milhões de metros cúbicos fora da bacia hidrográfica em que se localiza a zona urbana, que podem ou não depois vir a ser utilizados.

Watkins e McKinney (1997) modificam o problema tratado por Lund e Israel (1995) e resolvem-no com um modelo de optimizacão robusta. No seu exemplo de aplicacão, Watkins e McKinney (1997) alteram os parâmetros e a forma de algumas das funções de custos, e consideram a existêcia de incertezas sobre a procura, para além de incerteza sobre as disponibilidades de água na origem principal do sistema. A

função objetivo define-se pela soma de três termos distintos: o valor médio do custo total de operação do sistema, o respetivo desvio padrão e um termo que penaliza situações de não satisfação da procura. O desvio padrão do custo total de operação e o termo que penaliza as situações de défice são ponderados por pesos que podem ser variados de modo a obterem-se diferentes soluções de compromisso. Com os mesmos dados de entrada utilizados por Lund e Israel (1995) em relação às disponibilidades de água na origem principal do sistema, Watkins e McKinney (1997) obtêm uma primeira solução ótima com a reserva de um volume de 48,2 milhões de metros cúbicos fora da bacia hidrográfica em que se localiza a zona urbana. Este resultado corresponde a um custo médio de aproximadamente 5,3 milhões de dólares e a um desvio padrão do custo entre todos os cenários de 6,8 milhões de dólares. Watkins e McKinney (1997) variam o peso associado ao desvio padrão do custo e apresentam um conjunto de possíveis soluções alternativas. Uma das soluções consideradas robustas corresponde à reserva de 117,3 milhões de metros cúbicos. Este valor aumenta o custo médio da solução (para aproximadamente 6,3 milhões de dólares), mas permite diminuir significativamente o desvio padrão do custo entre todos os cenários (para 3,2 milhões de dólares). A reserva de um maior volume de água aumenta o custo médio, mas reduz os riscos de ocorrência de situações de elevadas restrições ao consumo no caso de eventos de seca severa.

Mais recentemente, Ray *et al.* (2010) voltam a utilizar os modelos de Lund e Israel (1995) e Watkins e McKinney (1997). Neste novo trabalho, a reserva de um determinado volume de água a ser transferido de outras bacias é substituída pela construção ou não de uma estação de tratamento para dessalinização de água do mar.¹⁸ Essa é a decisão que se tem de tomar inicialmente. Caso a infraestrutura seja construída, a sua utilização é conjugada com as disponibilidades de água numa albufeira (que continua a ser a origem principal do sistema e cujas afluências são

¹⁸ O problema formulado por Ray *et al.* (2010) corresponde assim a um modelo de planeamento de infraestruturas. À partida, seria colocado na secção anterior (4.2.3.1), mas a sua ligação às referências anteriores justifica a sua colocação na presente secção.

incertas), a compra de água a outros utilizadores e a imposição de restrições ao consumo de água. Para além de uma comparação do custo médio e da variação dos custos entre todos os cenários, Ray *et al.* (2010) sugerem uma comparação das soluções em termos de fiabilidade (expressão 3.1), vulnerabilidade (expressão 3.9) e sustentabilidade (expressão 3.15), e que toda a informação gerada da resolução dos problemas matemáticos deve ser apresentada a um decisor.

À semelhança dos problemas tratados por Lund e Israel (1995), Watkins e McKinney (1997) e Ray *et al.* (2010), também nos problemas abordados por Watkins *et al.* (2000) e Kracman *et al.* (2006) se admite a hipótese de a entidade gestora de um sistema de abastecimento de água de múltiplas origens realizar inicialmente uma determinada decisão que tem implicação na operação otimizada do sistema num conjunto de cenários possíveis. Os modelos utilizados para resolver esses problemas correspondem a modelos de otimização estocástica.

Reichard (1995) apresenta um modelo de otimização para a gestão de águas superficiais e águas subterrâneas com o objetivo de identificar estratégias que permitam assegurar a procura e controlar a qualidade da água subterrânea de uma região no sul da Califórnia (EUA). As preocupações com a qualidade da água subterrânea relacionam-se com níveis de salinidade excessivos provocados por fenómenos de intrusão marinha. A contribuição de água superficial para o sistema é um parâmetro incerto do modelo. A partir da respetiva função de distribuição, estabelecem-se cinco cenários de disponibilidade de água superficial, cada um com uma determinada probabilidade de ocorrência. As políticas ótimas de operação do sistema correspondem aos valores médios de captação de água superficial e de extração de água subterrânea em função dos valores ótimos para cada cenário e das probabilidades de ocorrência de cada cenário. A simulação do aquífero é incorporada no modelo de otimização com o método da matriz de resposta. No modelo de otimização, calculam-se também níveis piezométricos médios em função das pressões a que o aquífero é sujeito em cada cenário e da probabilidade atribuída a cada cenário. O modelo não inclui uma simulação explícita da qualidade da água

subterrânea. No modelo de otimização, integram-se restrições que limitam os gradientes piezométricos em zonas costeiras ou em volta de áreas já com elevados níveis de salinidade de modo a evitar reduções da qualidade da água em áreas ainda não contaminadas.

Os trabalhos de Emch e Yeh (1998) e Rao *et al.* (2004) são exemplos de outros trabalhos envolvendo aquíferos costeiros e a utilização de modelos de otimização para gestão do uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas. No primeiro trabalho, a simulação do comportamento do aquífero é incorporada diretamente nas restrições do modelo de otimização. No segundo trabalho, a simulação do aquífero é efetuada com uma rede neuronal integrada nas restrições do modelo de otimização, substituindo o modelo original de simulação do aquífero e permitindo reduzir o esforço de cálculo. Os trabalhos de Karamouz *et al.* (2004a) e Safavi *et al.* (2010) também se referem a estudos nos quais se opta pela utilização de redes neuronais para simular a dinâmica de aquíferos em modelos de otimização de uso conjunto de recursos superficiais e recursos subterrâneos.

Ejaz e Peralta (1995) analisam um outro problema de conflito entre objetivos de quantidade e qualidade da água. Os autores formulam um modelo multiobjetivo para a definição das melhores estratégias de uso conjunto para sistemas em que uma linha de água superficial receba água de um aquífero. Do ponto de vista da quantidade, o objetivo é maximizar o uso conjunto de água superficial e água subterrânea para abastecimento. Do ponto de vista da qualidade, pretende-se maximizar as descargas de uma estação de tratamento de águas residuais para a linha de água sem violar critérios de qualidade da água superficial a jusante do local de descarga. À partida, espera-se que exista um conflito entre os dois objetivos porque um aumento das extracções de água subterrânea para abastecimento reduz as descargas do aquífero para a linha de água, e conseqüentemente, a diluição dos contaminantes na linha de água. A simulação dos níveis piezométricos e das descargas de água subterrânea para a linha de água é efetuada com o método da matriz de resposta. A simulação de qualidade da água é efetuada por intermédio de

equações de regressão obtidas a partir de modelos de transporte. Numa aplicação a um sistema hipotético, Ejaz e Peralta (1995) apresentam diferentes conjuntos de soluções não dominadas obtidos com o método das restrições.

Andreu *et al.* (1996) desenvolvem um sistema de apoio à decisão¹⁹ denominado de AQUATOOL. Este sistema de apoio à decisão já foi utilizado na análise de diversos problemas de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas em diversas bacias hidrográficas espanholas (Pulido-Velázquez *et al.*, 2002, 2006; Andreu *et al.*, 2005, 2006). No sistema de apoio à decisão, qualquer sistema hídrico analisado é representado por uma rede de fluxos. A entrada de dados é realizada numa interface gráfica de fácil utilização. Os sistemas hídricos podem ser analisados por abordagens de simulação ou de otimização. O comportamento dos sistemas subterrâneos pode ser descrito por modelos de parâmetros agregados e por modelos de parâmetros distribuídos, no último caso por intermédio da utilização do método dos valores próprios. No entanto, a simulação do comportamento de aquíferos com modelos de parâmetros distribuídos não pode ser utilizada no módulo de otimização devido às limitações impostas pelo algoritmo de otimização que está integrado no sistema de apoio à decisão. No módulo de simulação, as decisões são baseadas em regras de exploração definidas previamente pelo decisor/utilizador. No módulo de otimização, as regras de exploração são transformadas em pesos de uma função objetivo que minimiza a soma ponderada dos défices para o conjunto dos utilizadores em todo o período de análise.

Perante as dificuldades colocadas no módulo de otimização do AQUATOOL à utilização de modelos de parâmetros distribuídos de aquíferos, Pulido-Velázquez *et al.* (2006) propõem um modelo de programação não linear para analisar o sistema de abastecimento regional na bacia hidrográfica do rio Adra (Espanha). Na função objetivo, minimiza-se a soma dos custos de exploração variáveis com os custos de

¹⁹ Um sistema de apoio à decisão define-se como uma aplicação informática de fácil utilização na qual se integram modelos (de simulação e/ou de otimização) como ferramentas de análise de sistemas, bases de dados e/ou sistemas de informação geográfica.

escassez. Conceptualmente, estes custos são definidos por Pulido-Velázquez *et al.* (2006) como prejuízos económicos de cada utilizador pela não satisfação da procura e determinam-se através de curvas de procura. Os resultados obtidos sugerem uma variedade de estratégias de operação do sistema, e indicam onde seria possível obter importantes benefícios económicos através de uma expansão da capacidade do sistema. Os autores avaliam ainda os custos de oportunidade pela imposição de descargas mínimas nas albufeiras e de níveis piezométricos mínimos através da análise dos preços-sombra. Os resultados obtidos são comparados com um cenário base, simulado com o AQUATOOL, que reproduz o *modus operandi* do sistema, permitindo avaliar os benefícios da implementação das decisões propostas pelo modelo de otimização.

O modelo CALVIN (Howitt *et al.*, 1999; Jenkins *et al.*, 2001, 2004; Draper *et al.*, 2003) é um modelo de otimização construído para uma análise global à gestão dos recursos hídricos da Califórnia (EUA). O algoritmo de otimização que se utiliza na resolução do modelo foi desenvolvido inicialmente para a análise da operação de sistemas complexos com vários reservatórios superficiais interconectados. Entre as principais limitações do modelo CALVIN comentadas por Draper (2001), destacam-se: um algoritmo de otimização de redes que, apesar de ser eficiente e rápido, limita a capacidade do modelo em incluir restrições físicas e ambientais complexas (e.g., o comportamento físico dos aquíferos tem de ser simulado com modelos de parâmetros agregados); uma hipótese sobre o conhecimento perfeito dos eventos hidrológicos futuros que permite ajustar a operação do sistema e antecipar a ocorrência de períodos de menor disponibilidade de água; e uma representação simplificada da qualidade da água para um sistema em que o abastecimento urbano é um elemento crucial. A qualidade da água está representada de uma forma implícita no modelo CALVIN pela definição de maiores custos de tratamento para as águas de pior qualidade e quando estas se destinam ao abastecimento urbano. Como na resolução do modelo se minimiza uma função de custos, não considerando quaisquer outros fatores (e.g., custos de elevação), afeta-se ao abastecimento urbano água das origens com menores custos, ou seja, das origens com água de melhor qualidade.

O modelo CALSIM II (CDWR, 2003; Close *et al.*, 2003; Draper *et al.*, 2004) é um outro modelo construído para a gestão dos recursos hídricos na Califórnia (EUA). Este modelo foi desenvolvido para apoiar a operação de um grande projeto de transvase a nível estadual juntamente com a operação de um conjunto de grandes albufeiras. A inclusão no modelo das relações rio-aquífero introduz a necessidade de se modelarem sistemas subterrâneos. No entanto, o comportamento da dinâmica dos aquíferos continua a ser descrito de uma forma bastante simplificada, agora com modelos multicelulares. As soluções são obtidas com um algoritmo de programação linear inteira mista que minimiza uma função de penalidade baseada em prioridades e objetivos de abastecimento aos locais de consumo e de armazenamento nas albufeiras do sistema.

Belaineh *et al.* (1999) apresentam um modelo para otimização da operação de sistemas de uso conjunto de recursos superficiais e recursos subterrâneos com várias utilizações. Nas restrições do modelo, incluem-se regras de exploração de albufeiras e a simulação do escoamento de água subterrânea e das inter-relações rio-aquífero com o método da matriz de resposta. Cada problema analisado é resolvido em duas fases. Numa primeira fase, obtêm-se as regras de exploração das albufeiras, usando dados históricos relativos à procura e às afluências naturais num período de análise alargado (e.g., 15 anos no estudo de caso apresentado). Numa segunda fase, com as regras de exploração definidas, otimiza-se a operação dos sistemas com o horizonte temporal de um ano. Na aplicação do modelo a um estudo de caso, os autores otimizam a operação de um sistema considerando diferentes estratégias de uso conjunto. Os resultados obtidos indicam que, quanto maior for o detalhe usado na descrição do sistema hídrico (inclusão de custos de exploração, regras para afetação dos recursos disponíveis entre as várias utilizações, critérios de qualidade da água), mais realistas são as políticas de operação sugeridas.

Basagaoglu e Marino (1999) formulam um modelo para otimizar com uma discretização mensal estratégias de afetação de água superficial e água subterrânea para um hipotético sistema hídrico. O sistema definido inclui um aproveitamento

superficial de fins múltiplos, uma conexão hidráulica, a jusante do aproveitamento de fins múltiplos, entre a linha de água e o aquífero, captações de água subterrânea, locais de controlo dos níveis piezométricos, uma área de recarga artificial do aquífero, zonas agrícolas para irrigar e zonas urbanas e industriais para abastecer. A componente mais original deste trabalho está relacionada com a função objetivo, definida em função de desvios a metas estabelecidas relativamente a parâmetros críticos (e.g., volumes armazenados ou volumes a captar dos aproveitamentos superficiais ou dos sistemas subterrâneos), que são minimizados no decurso da resolução do modelo. Para além da definição de políticas ótimas de afetação de água, os autores comentam que o modelo proposto poder ser útil para a própria definição das metas que devem orientar a operação dos sistemas.

Yang *et al.* (2000) propõem um modelo para otimização da operação de sistemas regionais de abastecimento de água envolvendo várias origens superficiais e com níveis de qualidade diferente. A qualidade da água é descrita com base numa analogia entre a mistura de águas com níveis de qualidade diferente e produtos distintos (ou mercadorias) que compartilham o mesmo sistema de distribuição. Yang *et al.* (2000) adaptam aquele a que se denomina na literatura como o problema de fluxos multiproduto (Ahuja *et al.*, 1993) à simulação da qualidade da água. De acordo com a representação conceptual formulada, a qualidade da água é especificada em função de percentagens volumétricas de mistura dos diferentes tipos de água. Esta abordagem corresponde a uma preferência do decisor em utilizar percentagens volumétricas de mistura para controlar a qualidade da água, e contrapõe-se a uma abordagem baseada na determinação de concentrações para um ou mais fatores de qualidade. Numa primeira aplicação, Yang *et al.* (2000) testam o modelo desenvolvido num sistema hipotético para depois o experimentar na resolução de um problema real. Os resultados obtidos indicam que o modelo permite controlar de forma eficiente os níveis volumétricos de mistura num sistema complexo enquanto se minimizam os défices no abastecimento de água. Mais tarde, Tu *et al.* (2005) introduzem no modelo de Yang *et al.* (2000) a possibilidade de haver escoamento reversível nas condutas.

Merabtene *et al.* (2002) apresentam uma metodologia para otimizar a operação em períodos de seca de sistemas de abastecimento de água com mais de um reservatório superficial e múltiplos utilizadores. As variáveis de decisão correspondem aos volumes de água a libertar em cada período por reservatório e para cada utilizador. O problema é resolvido com um algoritmo genético com o objetivo de minimizar o valor do *Drought Risk Index* (expressão 3.14) ao nível do sistema de abastecimento de água. Merabtene *et al.* (2002) mostram que a introdução de um mecanismo que a cada iteração do algoritmo genético faz com que apenas se retenham as soluções com um valor do *Drought Risk Index* abaixo de um determinado valor-alvo melhora a sua convergência.

Hsu e Cheng (2002) constroem uma metodologia para otimizar a operação de sistemas de abastecimento de água ao nível da bacia hidrográfica. A metodologia inclui um modelo de otimização no qual as variáveis de decisão são os volumes armazenados nas albufeiras e os volumes entregues para abastecimento público e rega. A função objetivo a minimizar é definida por um somatório de produtos das variáveis de decisão multiplicadas pelos respetivos coeficientes de custos. Nas restrições do modelo, incluem-se equações de continuidade e regras de exploração de albufeiras. O problema é resolvido por utilização repetida do modelo de otimização com o objetivo de aproximar o *Modified Shortage Index* (expressão 3.12) de um valor definido antecipadamente. Os resultados de aplicação da metodologia a uma bacia do norte de Taiwan mostram as melhorias de desempenho do sistema por comparação com os resultados obtidos com um modelo de simulação.

Karamouz *et al.* (2004b) usam programação dinâmica, tal como nos trabalhos iniciais de Buras (1963) e Burt (1964a, 1964b), para resolver um problema de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas. O objetivo principal do modelo formulado é otimizar a afetação dos recursos disponíveis para zonas agrícolas perto de Teerão (Irão), de modo a minimizar os défices e os custos de bombeamento, e a controlar as flutuações dos níveis piezométricos. Usando-se programação dinâmica, a simulação dos sistemas subterrâneos é necessariamente simplificada e limita-se a um balanço hídrico simples. São consideradas diferentes situações relativas ao desenvolvimento

do sistema de saneamento na região, à instalação ou não de furos que aumentam a descarga dos aquíferos para as linhas de água e ao crescimento da população. Em algumas das situações consideradas inclui-se no modelo uma restrição adicional, que limita o valor de uma média ponderada de concentrações relativa a um parâmetro indicador de qualidade da água para cada zona agrícola, em função da quantidade e da qualidade de água fornecida a partir de cada origem.

Zaide (2006) desenvolve um modelo para otimizar a nível interanual a operação de sistemas regionais de abastecimento dependentes de albufeiras, aquíferos e água do mar dessalinizada. Na resolução do modelo, minimiza-se uma função de custos que combina os custos de exploração com funções de penalidade pelo não aproveitamento da capacidade instalada e pela não satisfação da procura nos locais de consumo. A qualidade da água é representada de uma forma explícita nas restrições do modelo, e simulam-se variações de salinidade da água ao longo de todo o sistema. Na otimização da operação dos sistemas, assume-se um determinado conjunto de infraestruturas instaladas. Zaide (2006) afirma que da resolução do modelo se podem extrair ideias relativamente à adequação da capacidade dos sistemas e à necessidade de expansão da infraestrutura instalada.

Housh *et al.* (2011, 2012) modificam o modelo proposto por Zaide (2006) de modo a incluir uma descrição mais rigorosa do comportamento hidráulico.²⁰ Os custos de transporte são definidos em função das propriedades hidráulicas da rede e de uma lei de resistência ao escoamento. No entanto, a lei de energia não é incluída nas restrições de qualquer um dos modelos, pelo que não existe uma descrição completa do comportamento hidráulico dos sistemas. Uma outra simplificação efetuada por Housh *et al.* (2011, 2012), assim como por Zaide (2006), incidiu na simulação dos aquíferos. A determinação de níveis piezométricos é aproximada por modelos

²⁰ Os trabalhos de Housh *et al.* foram publicados por ordem inversa relativamente ao seu desenvolvimento. Primeiro, os autores desenvolveram um modelo de otimização determinística (Housh *et al.*, 2012), que esteve na base do modelo de otimização robusta desenvolvido posteriormente (Housh *et al.*, 2011).

unicelulares muito simples. Zaide (2006) e Housh *et al.* (2011, 2012) testam os modelos desenvolvidos em estudos de caso que têm como referência o sistema nacional de abastecimento de água de Israel.

Tu *et al.* (2008) apresentam um modelo de otimização para determinação de regras de exploração para sistemas de abastecimento de água dependentes de múltiplas albufeiras, devendo essas regras ser aplicáveis perante situações em que os volumes armazenados sejam menores do que os desejáveis ou em que se preveja não ser possível satisfazer a procura. A função objetivo do modelo de otimização é definida em função do *Modified Shortage Index* (expressão 3.12) ponderado por um peso para cada uma das utilizações dependentes do sistema de abastecimento de água analisado em cada caso. O peso deve ser definido de acordo com a importância atribuída a cada utilização. Como o *Modified Shortage Index* é uma função quadrática, quando se resolve o problema matemático minimizando o valor da função objetivo, existe uma tendência para igualar os défices relativos entre as diferentes utilizações e a distribuí-los ao longo do período de análise. Este tipo de solução aproxima-se suficientemente da atuação esperada de gestores e decisores na gestão de secas, permitindo que o modelo formulado seja adequado à determinação de regras de exploração aplicáveis a esse tipo de situações.

Conclui-se esta revisão da literatura fazendo referência ao trabalho realizado por Tsai *et al.* (2009). Os autores constroem um modelo de apoio à decisão para a operação do sistema de abastecimento de água de Chandler, uma cidade do Estado do Arizona (EUA). O abastecimento de água à cidade depende de um aquífero que se estende muito para além dos seus limites. O modelo inclui a simulação realista do comportamento hidráulico da rede de distribuição de água e do escoamento de água subterrânea no aquífero. O problema é abordado com um modelo multiobjetivo e resolvido por aplicação de um algoritmo genético. Os objetivos de gestão definidos incluem a minimização do consumo de energia, a minimização da violação de pressões mínimas nos nós da rede de distribuição, a minimização do tempo de residência da água nos reservatórios de distribuição, a minimização dos desvios dos

níveis dos reservatórios a cada 24 horas em relação a um valor-alvo, a maximização do nível de fiabilidade do sistema e a minimização dos rebaixamentos no aquífero. O problema é resolvido com o método dos pesos. Os resultados obtidos mostram que uma redução dos consumos de energia aumenta o número de ocorrências e a magnitude de violações de pressões mínimas nos nós da rede. A partir dos resultados obtidos para cada cenário, calculam-se indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade para cada reservatório em função do tempo de residência da água nesses elementos do sistema. Elevados tempos de residência nos reservatórios podem afetar negativamente a qualidade da água distribuída para consumo. Um tempo de residência da água no reservatório superior a uma hora define a ocorrência de uma situação de falha. A partir da determinação dos indicadores de desempenho, verifica-se que a atribuição de um maior peso ao objetivo de redução dos consumos de energia diminuía os níveis de fiabilidade e de resiliência e aumentava os níveis de vulnerabilidade do sistema.

PARTE II – DESENVOLVIMENTOS

CAPÍTULO 5.

MODELO DE OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DE SISTEMAS REGIONAIS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS

5.1. DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

A situação de referência para o desenvolvimento do modelo de otimização apresentado neste capítulo diz respeito à existência de uma região com várias zonas urbanas. O abastecimento público de água é gerido a nível regional e depende de um sistema de múltiplas origens. A entidade que gere o sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens é responsável pela captação, tratamento e distribuição da água para abastecimento público até aos reservatórios de distribuição das zonas urbanas. A distribuição a jusante até aos pontos de consumo (e.g., habitações, comércio, serviços públicos) é assegurada por sistemas de âmbito local geridos por outras entidades, que são os clientes do sistema regional.

O problema a resolver consiste em otimizar a operação do sistema de abastecimento de água numa perspetiva de gestão integrada da água a nível regional e adequada aos objetivos definidos pela entidade gestora para as suas intervenções sobre o sistema. Na operação do sistema, a entidade gestora procura diminuir os custos de exploração, satisfazer a procura, fornecer água com a qualidade mais adequada e evitar o recurso a origens de emergência, que se podem definir como outras origens, além das origens próprias do sistema, a utilizar apenas em situações críticas. Como

hipótese, admite-se que os objetivos enunciados possam não ser plenamente atingidos em situações de contingência (e.g., secas). Perante situações excepcionais, a operação do sistema é otimizada tendo em consideração uma hierarquização dos objetivos definidos pela entidade gestora. Essa hierarquização de objetivos deve refletir-se numa preferência por determinadas medidas de contingência, nas quais se incluem a diminuição da qualidade da água fornecida, a ativação de captações de emergência e a imposição de restrições ao consumo de água.

5.2. DESCRIÇÃO GERAL E OBJETIVOS DO MODELO

Nas secções seguintes, procede-se à descrição detalhada de um modelo determinístico desenvolvido para otimizar a gestão da água a nível regional ao longo de um determinado período de análise de duração igual ou superior a um ano. O modelo integra funções matemáticas que procuram reproduzir a operação de albufeiras, simular o escoamento de água subterrânea em aquíferos e descrever o transporte de água num sistema de distribuição comum entre os locais de captação e os reservatórios de distribuição com uma representação explícita da qualidade da água. Estão incluídas preocupações de carácter ambiental (e.g., estabelecimento de níveis piezométricos mínimos nos aquíferos, manutenção de caudais ecológicos a jusante das albufeiras) de modo a assegurar a devida proteção dos sistemas naturais e ecológicos. A otimização é realizada sobre séries temporais representativas de possíveis cenários hidrológicos futuros para todo o período de análise. As decisões são discretizadas em períodos mensais de modo a reproduzir a variabilidade intra-anual da oferta e da procura no modelo de otimização. Neste modelo, apenas são definidas afetações de recursos ao nível do sistema regional de abastecimento de água analisado. Outros usos não integrados no sistema, mas dependentes das mesmas origens (e.g., rega) são definidos *a priori* e fazem parte dos dados de entrada do modelo.

O objetivo do desenvolvimento do modelo é ter uma ferramenta de otimização a uma escala de representação espacial (ao nível da unidade principal de gestão da água) e

temporal (ao nível mensal) suficientemente detalhada que permita a uma entidade gestora de um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens:

- Planear a operação do sistema numa perspetiva de gestão integrada dos recursos hídricos a nível regional;
- Avaliar o desempenho do sistema em situações normais e em situações de contingência, nomeadamente em situações decorrentes da ocorrência de períodos de fraca disponibilidade de recursos.

Na última secção deste capítulo, apresenta-se um conjunto de métodos que podem ser utilizados para resolver o modelo de otimização.

5.3. CONFIGURAÇÃO DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO

O modelo que se apresenta em seguida representa um problema de operação (i.e., assume-se a hipótese de que a infraestrutura está instalada e não pode ser alterada) e pode ser expresso de forma condensada a partir do modelo genérico (2.5)-(2.7) apresentado anteriormente:

$$\text{Min}_x z_{MO} = g(c_2, x) \quad (5.1)$$

$$\text{s.a.: } i_n(d, x) = 0 \quad n \in N \quad (5.2)$$

$$x \geq 0 \quad (5.3)$$

em que z_{MO} é o valor da função objetivo, x é o vetor das variáveis de decisão, c_2 e d são vetores de parâmetros, e $g(c_2, x)$ e $i_n(d, x)$ são expressões que definem a função objetivo e o conjunto das restrições do modelo. Todas as variáveis de decisão do modelo são contínuas e não negativas conforme explicitado na expressão 5.3.

5.3.1. Representação conceptual

Para aplicação do modelo de otimização desenvolvido, qualquer sistema regional de abastecimento de água deve ser esquematizado por uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$ composta por um conjunto de nós (NN) e arcos (A) – Figura 5.1 e Quadro 5.1. Os nós da rede dividem-se em nós de oferta (e.g., albufeiras, aquíferos), nós intermédios (e.g., estações de tratamento de água, estações elevatórias, junções ou derivações de condutas) e nós de procura (e.g., reservatórios de distribuição). Cada nó é ainda caracterizado de acordo com a sua localização e ligação aos nós a montante e jusante. O transporte de água através dos arcos é limitado por valores mínimos e máximos, de acordo com as características dos sistemas de captação, tratamento e adução/distribuição que se pretendem representar.

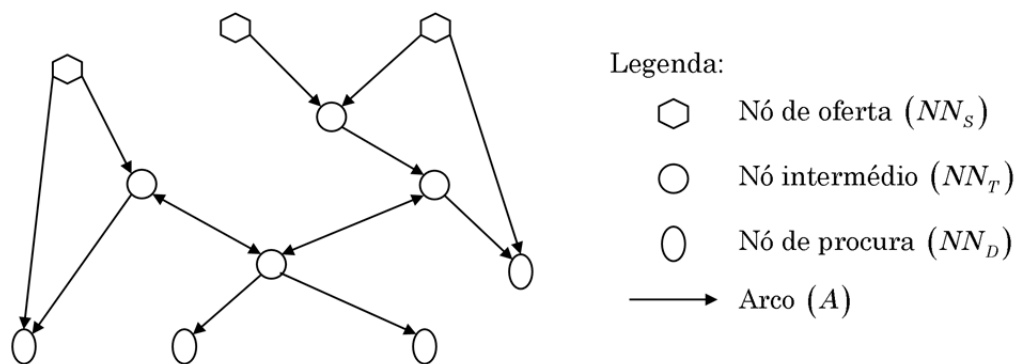


Figura 5.1. Representação esquemática de um sistema regional de abastecimento de água por uma rede de fluxos composta por nós e arcos – $\Psi(NN,A)$.

Quadro 5.1. Correspondência entre componentes de um sistema regional de abastecimento de água e elementos de uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$.

Nó (NN)	Arco (A)
Origem de água (NN_S)	Conduta
Estação de tratamento de água (NN_T)	Canal
Estação elevatória (NN_T)	
Junção / Derivação de condutas (NN_T)	
Reservatório intermédio (NN_T)	
Reservatório de distribuição (NN_D)	

NN_S – nó de oferta; NN_T – nó intermédio; NN_D – nó de procura.

O transporte de água na rede de fluxos é descrito segundo a abordagem introduzida por Yang *et al.* (2000), que se inspira no problema geral de fluxos multiproduto (Ahuja *et al.*, 1993). Yang *et al.* (2000) adaptam o problema do transporte de um conjunto de produtos distintos (ou mercadorias) através de um sistema de distribuição comum ao problema do transporte e mistura de um conjunto de tipos de água, que se diferenciam em função da qualidade da água ou simplesmente em função da sua origem (água superficial vs. água subterrânea). À notação utilizada no problema geral de fluxos multiproduto foi acrescentado um índice referente aos diferentes períodos de tempo do modelo. Defina-se uma rede de fluxos $\Psi(NN,A)$, um conjunto dos tipos de água K e um período de análise T , de duração igual ou superior a um ano. A duração do período de análise ao longo do qual se otimiza a operação do sistema de abastecimento de água é definida pelo número de períodos mensais NT em que as decisões são discretizadas, sendo $NT = \{12, 24, 36, \dots\}$. O número de anos NY incluídos no período de análise é dado por $NT/12$. O número de tipos de água considerado em cada aplicação do modelo de otimização é representado por NK . Como se ilustra na Figura 5.2, qualquer fluxo na rede é representado por uma variável $x_{pq,t}^k$ [ou $x_{(p,q),t}^k$], que define um volume de água do tipo $k \in K$ transportado entre o nó $p \in NN$ e o nó $q \in NN$, através do arco $(p,q) \in A$, no mês $t \in T$.

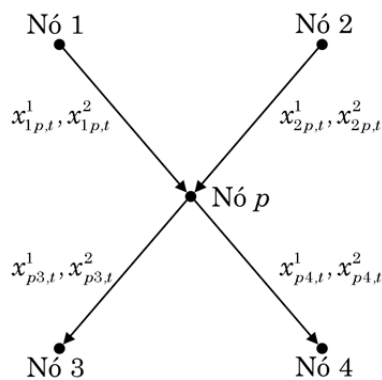


Figura 5.2. Representação de fluxos multiproduto $x_{pq,t}^k$.

5.3.2. Função objetivo

A função objetivo do modelo de otimização (expressão 5.4) é uma função matemática que inclui os custos de exploração variáveis (VEC) e um conjunto de penalidades devidamente ponderadas. As funções de penalidade são usadas durante a resolução do modelo para evitar desvios aos objetivos de satisfação da procura (PEN_{DEF}), de fornecimento de água com a qualidade adequada (PEN_{MIX}) e de não utilização das origens de emergência (PEN_{EMERG}). Uma última função de penalidade (PEN_{DE}) previne a ocorrência de descargas de excesso desnecessárias nas albufeiras.

$$z_{MO} = g(c_2, x) = VEC + PEN_{DEF} + PEN_{MIX} + PEN_{EMERG} + PEN_{DE} \quad (5.4)$$

5.3.2.1. Custos de exploração variáveis

No Anexo II, define-se que o custo total de um sistema de abastecimento de água a explorar ao longo do tempo corresponde à soma dos custos de investimento com os custos de exploração fixos e os custos de exploração variáveis. Por definição, num problema de operação, como o que é tratado neste capítulo, não existem custos de investimento. Não havendo alteração da infraestrutura instalada, assume-se como hipótese que os custos de exploração fixos permanecem constantes. Deste modo, apenas se podem otimizar os custos de exploração variáveis. Estes custos dependem dos volumes de água captados, produzidos ou distribuídos, que no modelo se representam por fluxos multiproduto $x_{pq,t}^k$. Os custos de exploração variáveis incluem, por exemplo, os encargos a suportar com a aquisição de reagentes, o consumo de energia elétrica, as despesas de manutenção e o pagamento de taxas (ver Anexo II).

5.3.2.2. Penalidade por não satisfação da procura

Uma falha na satisfação da procura corresponde a uma qualquer situação em que a água disponibilizada para consumo é menor do que a procura. No modelo de otimização, penaliza-se uma qualquer situação de não satisfação da procura no período de análise com uma função quadrática que pode ser expressa do seguinte modo:

$$PEN_{DEF} = \sum_{t=1}^{NT} \sum_{p \in NN_D} WGT_{DEF} \times \frac{(D_{p,t} - C_{p,t})^2}{D_{p,t}} \quad (5.5)$$

em que NN_D = conjunto de nós de procura, WGT_{DEF} = peso de não satisfação da procura, $D_{p,t}$ = procura no nó p no mês t e $C_{p,t}$ = consumo no nó p no mês t . A diferença $D_{p,t} - C_{p,t}$ define o défice no nó p no mês t . A procura $D_{p,t}$ é um dado de entrada do modelo. O consumo $C_{p,t}$ é uma variável de decisão do modelo, que é limitado superiormente pela respetiva procura (i.e., $C_{p,t} \leq D_{p,t}$) e que se define nas restrições do modelo de otimização pelo somatório de todos os fluxos de água afluentes a cada nó de procura:

$$C_{p,t} = \sum_{q:(q,p) \in A} \sum_{k=1}^{NK} x_{qp,t}^k \quad p \in NN_D, t \in T \quad (5.6)$$

As funções matemáticas usadas mais frequentemente para penalizar falhas na satisfação da procura tendem a evitar défices elevados. Em geral, uma série de pequenos défices distribuídos ao longo do tempo provoca prejuízos menores do que o mesmo défice total num período mais curto. Uma função de tipo quadrático penaliza mais severamente os maiores défices, e distribui o défice total numa série de défices mais pequenos. A normalização dos défices com a procura tem por objetivo penalizar as falhas na satisfação da procura em termos relativos e não em termos absolutos. Com a função de penalidade quadrática PEN_{DEF} (expressão 5.5), existe a tendência para se distribuírem os níveis de satisfação de procura entre os nós de procura da rede de fluxos no espaço e no tempo. No entanto, podem usar-se restrições de igualdade para garantir níveis de satisfação de procura idênticos entre nós de procura.

5.3.2.3. Penalidade por não fornecimento de água com a qualidade adequada

A operação de um sistema de abastecimento de água de múltiplas origens exige frequentemente um controlo mais apertado da qualidade da água disponibilizada para consumo, dado que podem existir diferenças na qualidade da água entre as várias origens. Usando a abordagem baseada no problema geral de fluxos

multiproduto, a qualidade da água é especificada em função de níveis volumétricos de mistura. Para apresentar uma fórmula geral da função de penalidade relativa ao controlo da qualidade da água fornecida pelo sistema para consumo, considera-se que $K^- \subset K$ representa o conjunto dos tipos de água com pior nível de qualidade e que são sujeitos a um controlo dos níveis volumétricos de mistura ($k^- \in K^-$). Apenas se penalizam níveis volumétricos de mistura $VMIX_{p,t}^{k^-}$ (variável do modelo) em cada nó de procura p e mês t acima de um determinado valor-alvo $TMIX^{k^-}$ (dado de entrada do modelo). Até ao nível volumétrico de mistura $TMIX^{k^-}$, admite-se que as alterações à qualidade da água distribuída para consumo não são significativas. Realizando o controlo da mistura em cada nó de procura e em todos os períodos de tempo, a função de penalidade pode ser expressa do seguinte modo:

$$PEN_{MIX} = \sum_{t=1}^{NT} \sum_{p \in NN_D} \sum_{k^- \in K^-} WGT_{TMIX^{k^-}} \times \left\{ \max \left[\left(VMIX_{p,t}^{k^-} - TMIX^{k^-} \right), 0 \right] \right\}^2 \quad (5.7)$$

em que $WGT_{TMIX^{k^-}}$ = peso de desvios positivos a $TMIX^{k^-}$. A função “max” (máximo de...) garante que a mistura de águas do tipo k^- é penalizada em cada nó de procura p apenas acima do nível volumétrico de mistura $TMIX^{k^-}$. Com uma função quadrática, penalizam-se mais severamente os maiores desvios positivos. Em função de notação já introduzida neste capítulo, a variável $VMIX_{p,t}^{k^-}$ pode escrever-se do seguinte modo:

$$VMIX_{p,t}^{k^-} = \frac{\sum_{q:(q,p) \in A} x_{qp,t}^{k^-}}{C_{p,t}} \quad (5.8)$$

5.3.2.4. Penalidade por utilização de origens de emergência

As origens de emergência do sistema devem ser utilizadas apenas em situações críticas. Este objetivo é reproduzido com uma função linear simples, que penaliza o recurso às captações de emergência em função de um peso e da quantidade de água utilizada:

$$PEN_{EMERG} = \sum_{t=1}^{NT} \sum_{p \in NN_{SE}} \sum_{(p,q) \in A} WGT_{EMERG} \times x_{pq,t}^{k^p} \quad (5.9)$$

em que NN_{S_E} = conjunto de origens de emergência do sistema regional de abastecimento de água, WGT_{EMERG} = peso de utilização das origens de emergência e $x_{pq,t}^{k^p}$ = fluxo multiproduto associado ao tipo de água k que sai do nó de oferta $p \in NN_{S_E}$ ($k^p \in K$).

5.3.2.5. Penalidade por ocorrência de descargas de excesso nas albufeiras

As descargas de excesso estão incluídas na expressão que define o somatório das extrações e descargas de cada albufeira (expressão 5.18). Correspondem a descargas que se devem realizar para que não se exceda a capacidade de armazenamento das albufeiras. No entanto, só devem ocorrer se forem estritamente necessárias. Como as descargas de excesso não são uma variável de decisão do modelo de otimização, inclui-se na função objetivo uma penalidade para que não sejam sugeridos volumes desnecessários de descargas de excesso em cada uma das albufeiras do sistema de abastecimento de água:

$$PEN_{DE} = \sum_{t=1}^{NT} \sum_{p \in NN_{S_R}} WGT_{DE} \times DE_{p,t} \quad (5.10)$$

em que NN_{S_R} = conjunto de albufeiras do sistema regional de abastecimento de água, WGT_{DE} = peso da ocorrência de descargas de excesso nas albufeiras e $DE_{p,t}$ = descargas de excesso da albufeira p no mês t . O peso WGT_{DE} deve ser parametrizado em conjunto com os pesos das funções de penalidade apresentadas anteriormente, de modo a que as descargas de excesso não interfiram com os objetivos definidos pela entidade gestora para as suas intervenções sobre o sistema.

5.3.3. Restrições

As restrições condicionam as decisões que podem ser sugeridas pela resolução do modelo de otimização. De uma forma genérica, as restrições podem ser objeto de uma classificação nos seguintes tipos:

- Físicas, decorrentes das características físicas dos sistemas objeto das intervenções (e.g., balanços hídricos em albufeiras, modelação do escoamento de água subterrânea em aquíferos);
- Tecnológicas, decorrentes dos meios tecnológicos disponíveis (e.g., capacidade de produção de água para consumo em estações de tratamento de água, capacidade de bombeamento em estações elevatórias);
- Lógicas, decorrentes de certas hipóteses utilizadas na elaboração do modelo (e.g., fluxos conservativos, mistura perfeita entre águas de diferentes origens);
- Legais e Ambientais, decorrentes de normativos e das boas práticas ambientais aplicáveis a cada situação (e.g., regime de caudais ecológicos a jusante das albufeiras, níveis piezométricos mínimos em aquíferos).

As restrições do modelo de otimização são apresentadas nas secções 5.4 a 5.7.

5.3.4. Variáveis de decisão

As variáveis de decisão representam as ações suscetíveis de serem otimizadas e correspondem a decisões relativas à utilização de cada uma das origens, à operação dos sistemas de tratamento e de adução/distribuição e à afetação de água (em quantidade e qualidade) às zonas urbanas. Estas decisões, juntamente com os custos de exploração, formam o conjunto principal de resultados do modelo de otimização para um determinado conjunto de dados de entrada (Figura 5.3).

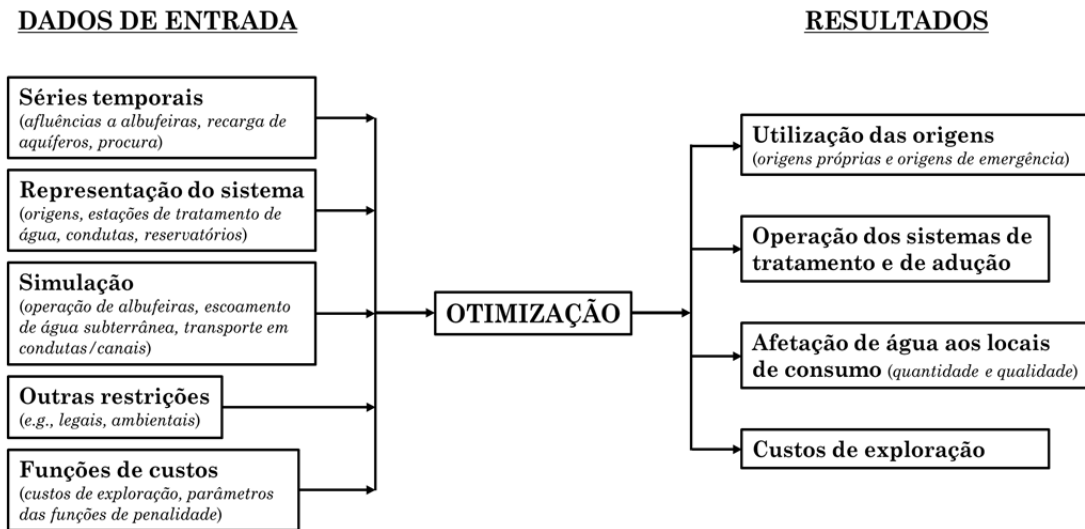


Figura 5.3. Representação esquemática do modelo de otimização.

5.4. SIMULAÇÃO DA QUANTIDADE-QUALIDADE DA ÁGUA NA REDE DE FLUXOS

5.4.1. Introdução

O transporte da água na rede de fluxos é descrito com base na abordagem introduzida por Yang *et al.* (2000) – secção 5.3.1. Como já enunciado, o problema da descrição do transporte da água na rede de fluxos é tratado a partir de uma representação conceptual em que se faz a distinção entre K tipos de água, que se diferenciam em função da qualidade da água ou simplesmente em função da sua origem. Em termos quantitativos, o problema do transporte é descrito por simples equações de balanço hídrico. A qualidade da água também é explicitamente representada, e especifica-se em função de níveis volumétricos de mistura dos diferentes tipos de água K , contrapondo-se a uma abordagem baseada em balanços mássicos e determinação de concentrações.

A aplicabilidade da abordagem proposta por Yang *et al.* (2000) pressupõe a admissibilidade das hipóteses de regime permanente, de mistura completa e

instantânea nos nós da rede e de parâmetros de qualidade da água conservativos. Yang *et al.* (2000) admitem que essas condições são perfeitamente justificáveis em modelos de gestão de recursos hídricos com a resolução temporal de um mês. Quando se assumem as hipóteses enunciadas na definição dos balanços mássicos, as duas abordagens para especificação da qualidade da água, em função da determinação de concentrações ou de níveis volumétricos de mistura, tornam-se equivalentes. A diferença entre as duas abordagens reside na definição das variáveis. As variáveis de decisão no problema de fluxos multiproduto são mais independentes, uma vez que a qualidade da água é definida diretamente em função dos volumes transportados nos arcos da rede de fluxos. Numa abordagem baseada nos princípios de conservação da massa e na determinação de concentrações, existe uma maior dependência entre as variáveis, uma vez que, quer os volumes transportados, quer as próprias concentrações, são variáveis do problema. Do ponto de vista prático da operação dos sistemas, o controlo da qualidade através de níveis volumétricos é mais simples, o que pode ser particularmente importante na gestão de sistemas complexos e de elevada dimensão.

5.4.2. Quantidade de água

O transporte de água na rede de fluxos em termos de quantidade descreve-se por equações de balanço hídrico aplicadas a todos os nós da rede de fluxos para todos os tipos de água e para todos os meses incluídos no período de análise:

$$\sum_{q:(p,q) \in A} x_{pq,t}^k - \sum_{q:(q,p) \in A} x_{qp,t}^k = b_{p,t}^k \quad p \in NN, k \in K, t \in T \quad (5.11)$$

em que $b_{p,t}^k$ = termo fonte/sumidouro de águas do tipo k no vértice p no mês t . O termo $b_{p,t}^k$ é positivo em nós de oferta, negativo em nós de procura e nulo em nós intermédios.

Nas restrições do modelo, inclui-se ainda a expressão 5.6, que define o consumo de água em cada nó de procura como o somatório de todos os fluxos de água afluentes a esse mesmo nó.

As restrições seguintes mantêm os fluxos na rede entre intervalos operacionais, ao limitar o conjunto de todos os fluxos em cada arco (expressão 5.12) e o conjunto de todos os fluxos à saída de cada nó (expressão 5.13). A primeira restrição está relacionada, por exemplo, com a capacidade de transporte das condutas instaladas, enquanto a segunda restrição pode ser utilizada para reproduzir a capacidade de estações de tratamento na produção de água para consumo humano.

$$l_{pq,t} \leq \sum_{k=1}^{NK} x_{pq,t}^k \leq u_{pq,t} \quad (p,q) \in A, t \in T \quad (5.12)$$

$$l_{p,t} \leq \sum_{q:(p,q) \in A} \sum_{k=1}^{NK} x_{pq,t}^k \leq u_{p,t} \quad p \in NN, t \in T \quad (5.13)$$

Nos nós de procura ($p \in NN_D$), o somatório $\sum_{q:(q,p) \in A} \sum_{k=1}^{NK} x_{qp,t}^k$ define o consumo $C_{p,t}$ (expressão 5.6), enquanto $u_{p,t}$ é igual à procura $D_{p,t}$ (expressão 5.5) e é um dado de entrada do modelo, pelo que a expressão 5.13 pode ser utilizada para definir a condição referida na secção 5.3.2.2:

$$C_{p,t} \leq D_{p,t} \quad p \in NN_D, t \in T \quad (5.14)$$

5.4.3. Qualidade da água

A representação explícita da qualidade da água no modelo de otimização tem por base, além da identificação de um conjunto de tipos de água, a aplicação de uma condição de mistura perfeita em todos os nós da rede. Ao empregar-se esta condição, exige-se em todos os arcos que saiam de um mesmo nó idêntico nível volumétrico de mistura de cada um dos tipos de água considerados, ou seja:

$$\frac{x_{pq',t}^k}{\sum_{o=1}^{NK} x_{pq',t}^o} = \frac{x_{pq'',t}^k}{\sum_{o=1}^{NK} x_{pq'',t}^o} \quad (p,q'),(p,q'') \in A, k \in K, t \in T \quad (5.15)$$

em que q' e q'' são dois nós a jusante do nó p ligados pelos arcos (p,q') e (p,q'') , respetivamente.

Como exemplo, a aplicação da condição de mistura perfeita ao nó p da Figura 5.2 resulta na imposição da seguinte restrição no modelo de otimização:

$$\frac{x_{p3,t}^k}{x_{p3,t}^1 + x_{p3,t}^2} = \frac{x_{p4,t}^k}{x_{p4,t}^1 + x_{p4,t}^2} \quad k = \{1, 2\}, t \in T \quad (5.16)$$

A condição de mistura perfeita introduz não linearidades num modelo de otimização, independentemente de se especificar a qualidade da água em função de percentagens volumétricas de mistura ou de concentrações relativas a determinados fatores de qualidade, dado que envolve a multiplicação entre si de variáveis do modelo de otimização. Yang *et al.* (2000) admitem que o grau de não linearidade introduzido num modelo de otimização por uma condição de mistura perfeita seja elevado.

5.5. SIMULAÇÃO DA OPERAÇÃO DE ALBUFEIRAS

A operação de cada albufeira é reproduzida por aplicação de uma equação de continuidade ou de balanço a cada nó da rede de fluxos que representa uma albufeira ($p \in NN_{S_R}$) tendo em consideração as entradas e saídas de água em cada período decorrentes da hidrologia e da operação da infraestrutura. O volume armazenado no final de cada mês t representa o estado da albufeira. Na equação de continuidade, define-se que a diferença entre a soma das entradas e das saídas de água é igual à variação do volume armazenado:

$$ST_{p,t} = ST_{p,t-1} + \sum INF_{p,t} - \sum LOS_{p,t} - \sum OUTF_{p,t} \quad p \in NN_{S_R}, t \in T \quad (5.17)$$

em que NN_{S_R} = conjunto de albufeiras do sistema regional de abastecimento de água, $ST_{p,t}$ = volume armazenado na albufeira p no final do mês t , $\sum INF_{p,t}$ = somatório das afluências à albufeira p no mês t , $\sum LOS_{p,t}$ = somatório das perdas da albufeira p no mês t e $\sum OUTF_{p,t}$ = somatório das extrações e descargas da albufeira p no mês t . Os termos dos somatórios podem variar de caso para caso. Nas afluências, incluem-se, por exemplo, o escoamento superficial afluente a cada albufeira resultante da

transformação da precipitação e as transferências de água de albufeiras a montante ou de albufeiras interligadas. Nas perdas, incluem-se os evaporados e infiltrados, que se determinam, habitualmente, em função da área superficial inundada e do volume armazenado, respetivamente. O somatório das extrações e descargas para cada período tem interesse em ser desde já mais detalhado:

$$\sum OUTF_{p,t} = RV_{p,t} + RF_{p,t} + RT_{p,t} + DN_{p,t} + DE_{p,t} \quad p \in NN_{S_R}, t \in T \quad (5.18)$$

em que $RV_{p,t}$ = extrações variáveis (a otimizar – extrações na albufeira efetuadas pela entidade gestora do sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens), $RF_{p,t}$ = extrações fixas (dado de entrada – extrações na albufeira efetuadas por outras entidades para outros usos, por exemplo, para rega), $RT_{p,t}$ = transferências de água entre albufeiras, $DN_{p,t}$ = descargas para satisfação de caudais ecológicos e $DE_{p,t}$ = descargas de excesso. À exceção das afluências naturais, das extrações fixas e das descargas para satisfação de caudais ecológicos que fazem parte dos dados de entrada do modelo, os restantes termos das expressões 5.17 e 5.18 são calculados durante a resolução do modelo. As extrações $RV_{p,t}$ são expressas em função de um dos fluxos multiproduto K considerados em cada aplicação do modelo de otimização:

$$RV_{p,t} = \sum_{q:(p,q) \in A} x_{pq,t}^{k^p} \quad p \in NN_{S_R}, k^p \in K, t \in T \quad (5.19)$$

A expressão 5.19 assegura a continuidade entre os volumes captados nas albufeiras e os volumes aduzidos em condutas/canais do sistema de abastecimento de água.

O volume armazenado no final de cada mês t é limitado por volumes mínimos e máximos:

$$ST_{\min_{p,t}} \leq ST_{p,t} \leq ST_{\max_{p,t}} \quad p \in NN_{S_R}, t \in T \quad (5.20)$$

O volume mínimo corresponde ao volume morto ou a um volume mínimo de exploração definido para cada mês por questões operacionais. O volume máximo pode

também variar ao longo do ano, sendo habitualmente menor nos meses mais chuvosos. Nos períodos de pluviosidade mais intensa, é frequente diminuir-se a capacidade útil de uma albufeira para haver um maior volume disponível para o encaixe de cheias.

5.6. SIMULAÇÃO COM MODELOS DE PARÂMETROS DISTRIBUÍDOS DE AQUÍFEROS – MÉTODO DA MATRIZ DE RESPOSTA

5.6.1. Introdução

No Quadro 4.1 (secção 4.2.2.2), resumem-se as vantagens, as desvantagens e o âmbito recomendado de utilização de três métodos distintos (método de incorporação, método da matriz de resposta e método dos valores próprios) que permitem a simulação do comportamento de aquíferos com modelos de parâmetros distribuídos em modelos de otimização. A opção neste trabalho pelo método da matriz de resposta relaciona-se com o facto de se pretender incorporar no modelo de otimização uma simulação rigorosa em regime transitório, utilizando modelos com um elevado grau de discretização espacial. Com o método da matriz de resposta pode reduzir-se a simulação do comportamento do sistema subterrâneo aos locais onde se verifica o estado do aquífero (e.g., piezómetros e nascentes) e se fazem sentir as ações externas suscetíveis de serem otimizadas (e.g., captações de água subterrânea). O método da matriz de resposta tem particular vantagem nos casos em que o número de nós da malha do modelo de simulação é em número muito superior ao número de nós onde se considere necessário controlar o estado do aquífero e se fazem sentir as ações externas a otimizar. A principal limitação deste método deve-se ao facto de este ser exato apenas para sistemas lineares, ou seja, para aquíferos confinados ou aquíferos semiconfinados. No entanto, existe a hipótese de mesmo para sistemas não lineares, como são os aquíferos não confinados, o método da matriz de resposta dar bons resultados.

A formulação do método da matriz de resposta apresenta-se na secção 5.6.2. Na secção seguinte (5.6.3), explica-se o modo de integração das equações do método da matriz de resposta no modelo de otimização.

5.6.2. Formulação do método da matriz de resposta

O método da matriz de resposta é baseado no princípio da sobreposição dos efeitos. É um conceito simples e significa que, em sistemas lineares, a solução de qualquer problema envolvendo múltiplas ações pode ser vista como a soma dos efeitos de cada uma das ações individuais no sistema.

Para demonstrar matematicamente o princípio da sobreposição em sistemas lineares e apresentar as expressões fundamentais do método da matriz de resposta, utiliza-se o exemplo descrito por Reilly *et al.* (1987). Os autores dão como exemplo ilustrativo o caso de um aquífero em que o escoamento de água subterrânea é descrito por um sistema de equações que pode ser definido retomando a expressão 4.1. Numa determinada situação prevalece um conjunto de perdas e ganhos de fluido W_1 (em geral, W varia no espaço e no tempo). Com as condições de fronteiras definidas, observa-se uma determinada distribuição dos níveis piezométricos no espaço e no tempo designada por $h_1(x,y,t)$ ou, para abreviar, simplesmente h_1 . Esta distribuição dos níveis piezométricos deve ser tal que, quando substituída na expressão 4.1 juntamente com o conjunto de perdas e ganhos de fluido W_1 , torne a equação verdadeira, ou seja:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h_1}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h_1}{\partial y} \right) + W_1 = SC \frac{\partial h_1}{\partial t} \quad (5.21)$$

Agora, admita-se que o conjunto de perdas e ganhos de fluido é $W_1 + \Delta W$. Então, existe uma nova distribuição dos níveis piezométricos no aquífero, $h_1 + \Delta h$, em que Δh é a diferença observada na distribuição dos níveis piezométricos em relação a h_1 ,

como resposta à alteração ΔW no conjunto de ganhos e perdas de fluido. Tal como h_1 e W_1 , também Δh e ΔW são, em geral, função de x , y e t .

Porque o escoamento continua a ser descrito pela expressão 5.21, a nova distribuição de níveis piezométricos e o novo conjunto de perdas e ganhos de fluido devem continuar a satisfazer a equação que descreve o comportamento do aquífero, ou seja:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial(h_1 + \Delta h)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial(h_1 + \Delta h)}{\partial y} \right) + W_1 + \Delta W = SC \frac{\partial(h_1 + \Delta h)}{\partial t} \quad (5.22)$$

Pelo princípio de que a derivada de uma soma é igual ao somatório das derivadas individuais, a expressão anterior pode ser escrita do seguinte modo:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h_1}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial \Delta h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h_1}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial \Delta h}{\partial y} \right) + W_1 + \Delta W = SC \frac{\partial h_1}{\partial t} + SC \frac{\partial \Delta h}{\partial t} \quad (5.23)$$

Subtraindo a expressão 5.21 à expressão 5.23, resulta:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial \Delta h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial \Delta h}{\partial y} \right) + \Delta W = SC \frac{\partial \Delta h}{\partial t} \quad (5.24)$$

Ou seja, a distribuição de níveis piezométricos Δh como resposta a uma alteração no conjunto de perdas e ganhos de fluido ΔW deve ela própria satisfazer a equação que descreve o escoamento de água subterrânea. Em termos práticos, esta conclusão permite que se calcule a alteração na distribuição do potencial hidráulico Δh apenas com as alterações nas condições de ganho e perda de fluido ΔW .

Considere-se agora que as alterações no conjunto de ganhos e perdas de fluido ΔW representam extracções de água subterrânea de um conjunto de captações WL até um período t . Neste caso, Δh representa o rebaixamento provocado em qualquer ponto do aquífero devido às bombagens que ocorreram até aí. No início da década de 1970, Maddock (1972) propôs uma equação linear baseada no princípio da sobreposição dos efeitos para determinar esses rebaixamentos, não necessariamente em todo o domínio de escoamento, mas apenas nos locais seleccionados para controlo do estado

do aquífero. Se $VG_{w,r}$ representar o volume extraído numa captação $w \in WL$ no período r , o rebaixamento no ponto de controlo i no final do período t pode ser determinado através da expressão seguinte:

$$DG_{i,t} = \sum_{w=1}^{NW} \sum_{r=1}^t \beta_{i,w,t-r+1} VG_{w,r} \quad (5.25)$$

em que NW = número de captações de água subterrânea, $\beta_{i,w,t-r+1}$ = coeficiente de influência e $\{r, t\} \in T$. O coeficiente de influência representa a função de resposta a impulso, ou seja, o rebaixamento no ponto de controlo i no final do período t em consequência da extração de um volume unitário da captação w no período r . O conjunto de coeficientes de influência $\beta_{i,w,t-r+1}$ forma a matriz de resposta.

Conhecido o rebaixamento em cada ponto de controlo no final de cada período t , pode determinar-se o respetivo nível piezométrico $h(x_i, y_i, t)$ também por aplicação do princípio da sobreposição dos efeitos. Sabendo a evolução dos níveis piezométricos na evolução de quaisquer extrações de água subterrânea do conjunto de captações WL , isto é, $h_0(x_i, y_i, t)$, os níveis piezométricos $h(x_i, y_i, t)$ calculam-se através da expressão seguinte:

$$h(x_i, y_i, t) = h_0(x_i, y_i, t) - DG_{i,t} \quad (5.26)$$

5.6.3. Integração da simulação de aquíferos com o método da matriz de resposta no modelo de otimização

No modelo de otimização, o estado dos sistemas subterrâneos é definido pelos níveis piezométricos nos pontos de controlo definidos para cada aquífero. Os pontos de controlo constituem uma rede de monitorização do estado do aquífero e correspondem a locais onde se podem impor limites à alteração do nível piezométrico ou ao rebaixamento provocado pela extração de água subterrânea. O número e a localização desses pontos dependem das características e do comportamento do aquífero, devendo ser definidos de modo a garantir-se uma utilização sustentável da água subterrânea.

O nível piezométrico em cada ponto de controlo definido para cada aquífero (na rede de fluxos, cada aquífero é representado por um nó de oferta $p \in NN_{S_{AQ}}$) no final de cada mês t é calculado com o método da matriz de resposta, com uma expressão que se obtém substituindo a expressão 5.25 na expressão 5.26:

$$h(x_{i_p}, y_{i_p}, t) = h_0(x_{i_p}, y_{i_p}, t) - \sum_{w_p=1}^{NW_p} \sum_{r=1}^t \beta_{i_p, w_p, t-r+1} VG_{w_p, r} \quad i_p \in I, t \in T \quad (5.27)$$

em que i_p = ponto de controlo no aquífero p , I = conjunto dos pontos de controlo (todos os aquíferos), $NN_{S_{AQ}}$ = conjunto de aquíferos do sistema regional de abastecimento de água e $\sum_{w_p=1}^{NW_p} \sum_{r=1}^t \beta_{i_p, w_p, t-r+1} VG_{w_p, r}$ = rebaixamento no ponto de controlo i_p no final do mês t (i.e., $DG_{i_p, t}$ – expressão 5.25). Os volumes $VG_{w_p, r}$ são uma variável de decisão, enquanto os níveis piezométricos $h_0(x_{i_p}, y_{i_p}, t)$ e os coeficientes de influência $\beta_{i_p, w_p, t-r+1}$ são dados de entrada do modelo de otimização.

Os níveis piezométricos $h_0(x_{i_p}, y_{i_p}, t)$ determinam-se por simulação com o respetivo modelo de parâmetros distribuídos. Estes níveis dependem dos seguintes dados de entrada do modelo: distribuição inicial dos níveis piezométricos, recarga distribuída e ações externas conhecidas *a priori*. O grupo de pressões conhecidas *a priori* corresponde por exemplo a extrações realizadas por outros utilizadores e que não podem ser controladas pela entidade gestora do sistema regional de abastecimento de água. Por isso, fazem parte dos dados de entrada do modelo de otimização.

Os coeficientes de influência β_{i_p, w_p, t^*} ($t^* = t - r + 1$) determinam-se seguindo um procedimento sequencial em três passos:

1. *O modelo de parâmetros distribuídos que descreve o escoamento de água subterrânea em cada aquífero executa-se em regime transitório ao longo do período de análise. Realizam-se NW_p simulações para cada aquífero, em número igual ao número de captações onde é possível otimizar as extrações de água subterrânea.*

Em cada simulação, extrai-se um volume unitário e constante numa das captações w_p (Figura 5.4a). Para assegurar a estabilidade das soluções, as simulações devem ter um passo de tempo na ordem das horas (Monteiro e Ribeiro, 2006).

2. *Nos tempos da simulação correspondentes à transição entre meses, guarda-se a informação relativa ao rebaixamento provocado em cada ponto de controlo i_p .*

Esses rebaixamentos representam-se pela variável α_{i_p, w_p, t^*} na Figura 5.4b.

3. *No final de cada mês, determina-se o acréscimo no rebaixamento em relação ao rebaixamento do final do mês anterior em cada ponto de controlo i_p .*

Esses acréscimos de rebaixamento correspondem aos coeficientes de influência β_{i_p, w_p, t^*} (Figura 5.4c). Como mostra a figura, os coeficientes de influência calculam-se em função de diferenças de rebaixamento entre finais de meses consecutivos:

$$\beta_{i_p, w_p, t^*} = \alpha_{i_p, w_p, t^*} - \alpha_{i_p, w_p, t^* - 1} \quad (5.28)$$

Para assegurar uma exploração sustentável dos aquíferos, definem-se níveis piezométricos mínimos (expressão 5.29) e impõem-se limites à extração de água subterrânea (expressão 5.30). A expressão 5.30 é também usada para impor limites à extração de água subterrânea em função da capacidade de bombeamento instalada nas captações.

$$h(x_{i_p}, y_{i_p}, t) \geq h_{\min}(x_{i_p}, y_{i_p}, t) \quad i_p \in I, t \in T \quad (5.29)$$

$$VG_{w_p, t} \leq VG_{\max_{w_p, t}} \quad p \in NN_{S_{AQ}}, w_p \in WL_p, t \in T \quad (5.30)$$

No modelo de otimização, e tal como as extrações das albufeiras (expressão 5.19), os volumes de água $VG_{w_p, t}$ são também expressos por fluxos multiproducto:

$$VG_{w_p, t} = \sum_{q: (p, q) \in A} x_{pq, t}^{k^{w_p}} \quad p \in NN_{S_{AQ}}, w_p \in WL_p, k^{w_p} \in K, t \in T \quad (5.31)$$

em que k^{w_p} = tipo de água $k \in K$ associado aos fluxos que saem da captação de água subterrânea w_p .

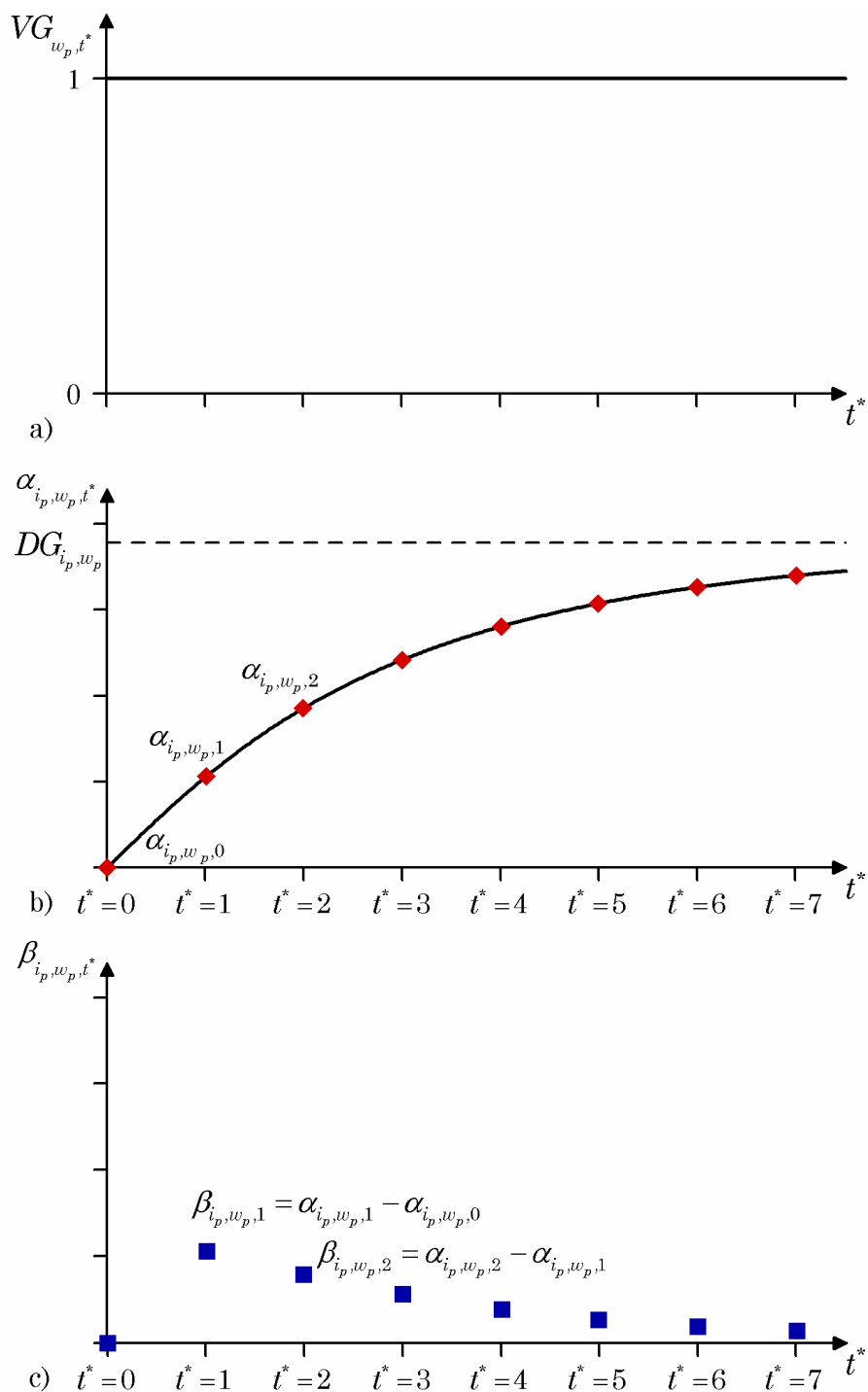


Figura 5.4. Procedimento sequencial para determinação dos coeficientes de influência β_{i_p, w_p, t^*} (DG_{i_p, w_p} = rebaixamento em regime permanente no ponto de controlo i_p , como consequência da extração de um volume unitário e constante da captação de água subterrânea w_p).

5.7. DISPONIBILIDADE DE ÁGUA NAS ORIGENS DO SISTEMA

A captação de água nas origens de um sistema de abastecimento de água é frequentemente limitada por valores máximos decorrentes da existência de títulos sobre a utilização de recursos hídricos ou de outras imposições legais aplicáveis. A restrição seguinte limita, num qualquer intervalo de tempo Δt_{VMAX_p} incluído no período de análise, a contribuição para o sistema da origem p a um valor máximo $VMAX_p$:

$$\sum_{r=t}^{t+\Delta t_{VMAX_p}-1} \sum_{q:(p,q) \in A} x_{pq,r}^{k^p} \leq VMAX_p \quad p \in NN_S, t = 1, \dots, NT - \Delta t_{VMAX_p} + 1 \quad (5.32)$$

O intervalo de tempo Δt_{VMAX_p} corresponde ao período para o qual se define um limite máximo ao volume de água que pode ser captado em cada origem. Por regra, os limites à captação de água nas origens dos sistemas são estabelecidos numa base anual. No modelo de otimização, as decisões são discretizadas a nível mensal, pelo que $\Delta t_{VMAX_p} = 12$ define uma situação em que os limites à captação de água nas origens são estabelecidos numa base anual.

5.8. MÉTODOS DE RESOLUÇÃO E PROGRAMAÇÃO DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO

À partida, a forma mais simples para obter a solução de um modelo não linear passa pela seleção de um algoritmo clássico que permita resolver diretamente o problema matemático definido. No entanto, a dimensão e a complexidade dos modelos podem dificultar a sua resolução direta. Para esses casos, poderá ser útil conjugar a utilização de um ou mais algoritmos de otimização com métodos de decomposição. De uma forma genérica, o esquema de funcionamento desses métodos envolve a decomposição do problema completo em subproblemas, a resolução individual dos subproblemas e a modificação das soluções obtidas por resolução dos subproblemas de modo a encontrar uma solução do problema completo.

De acordo com a forma como se constroem os subproblemas, Cai *et al.* (2001b) distinguem entre abordagens de decomposição espacial, decomposição temporal e decomposição temática. Numa **decomposição espacial**, divide-se o sistema hídrico em subsistemas que podem ser individualizados e modelados separadamente. Cai *et al.* (2001b) referem que em problemas de uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas é frequente proceder-se à modelação dos sistemas superficiais e dos sistemas subterrâneos separadamente e só depois disso é que são tomadas em consideração as inter-relações entre as componentes superficial e subterrânea (e.g., infiltração de água superficial nos aquíferos, descarga de águas subterrâneas nas linhas de água). Numa **decomposição temporal**, divide-se um problema com dimensão temporal em subproblemas que são depois resolvidos sequencialmente. Cada subproblema abrange apenas uma fração do período de análise. A interligação entre os subproblemas é estabelecida habitualmente por uma igualdade entre o estado final do sistema num subproblema e o estado inicial do sistema num subproblema seguinte. Numa **decomposição temática**, divide-se o problema completo em subproblemas de acordo com características específicas dos problemas que podem ser modeladas separadamente. O ponto crítico na implementação de uma decomposição temática é a forma como lidar com as inter-relações entre os diferentes aspetos incluídos no modelo. Cai *et al.* (2001b) dão o planeamento da rega de áreas agrícolas como exemplo ilustrativo de um problema-tipo que pode ser resolvido por uma decomposição temática. Os diferentes aspetos que podem ser modelados incluem o esquema de rotação das culturas, a capacidade dos sistemas de rega e a determinação das quantidades de água a afetar a cada uma das culturas. Cai *et al.* (2001b) revêm os métodos de decomposição clássicos com destaque para o método da Decomposição de Benders Generalizada e propõem uma abordagem simples baseada numa decomposição temática e na utilização de algoritmos clássicos de otimização não linear para a resolução de um problema não linear complexo e de elevada dimensão.

Nas secções seguintes, apresentam-se quatro métodos distintos que podem ser usados para resolver o modelo de otimização não linear proposto, apresentado de forma detalhada entre as secções 5.3 e 5.7 e cuja formulação genérica e condensada

pode ser expressa pelo modelo (5.1)-(5.3). Em todos os métodos de resolução que se propõem, o(s) problema(s) matemático(s) é(são) resolvido(s) por um algoritmo de otimização não linear. À exceção do primeiro método (Método A), nos restantes três métodos (Métodos B, C e D) decompõe-se o problema completo em subproblemas de menor dimensão e/ou de menor complexidade. No Método B, a decomposição do problema tem por objetivo aumentar a eficiência do processo de resolução. Nos Métodos C e D, a decomposição do problema tem por objetivo reproduzir perspectivas alternativas na gestão dos recursos disponíveis considerando diferentes horizontes temporais na operação dos sistemas. Antes de se descrever cada um dos métodos, recorda-se que o problema genérico a resolver consiste em otimizar a operação de um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens ao longo de um período de análise T , de duração igual ou superior a um ano. A duração do período de análise considerado na otimização da operação dos sistemas é definida pelo número de períodos mensais NT em que as decisões são discretizadas. O número de anos NY incluídos no período de análise é dado por $NT/12$. Nos Métodos A e B, a afetação de recursos hídricos é otimizada admitindo um horizonte temporal idêntico à extensão do período de análise. Se a duração do período de análise for superior a um ano, a solução que se obtém com a resolução do modelo é baseada numa gestão de tipo interanual dos recursos hídricos. O Método C e o Método D produzem resultados distintos daqueles que são obtidos com os Métodos A e B no caso de a duração do período de análise ser superior a dois e três anos, respetivamente. No Método C, a afetação de recursos é otimizada com o horizonte temporal de um ano, procurando-se reproduzir uma gestão de tipo anual. No método D, a afetação de recursos é otimizada com o horizonte temporal de dois anos, procurando-se reproduzir novamente uma gestão de tipo interanual, mas com uma antevisão do cenário hidrológico limitada a um período de dois anos.

5.8.1. Método A: Algoritmo de otimização não linear

Os algoritmos clássicos de otimização não linear baseados no conceito de gradiente evoluíram significativamente nas últimas duas décadas, e são hoje utilizados para resolver modelos com milhares de variáveis e restrições. No entanto, se o problema não linear for não convexo, os algoritmos clássicos só garantem a determinação de ótimos locais. A solução encontrada depende da estrutura do algoritmo de otimização e do valor inicial atribuído a cada uma das variáveis, ou seja, da solução inicial. Uma solução inicial não adequada pode aumentar o tempo de resolução e levar à obtenção de soluções de má qualidade ou mesmo à não obtenção de qualquer solução admissível. Entre os algoritmos disponíveis nas principais aplicações comerciais para a programação e resolução de modelos de otimização (e.g., GAMS, AMPL ou LINGO),²¹ o MINOS é o algoritmo de otimização não linear mais utilizado em problemas no sector dos recursos hídricos. Outros algoritmos disponíveis e que são também utilizados neste sector são o CONOPT e o SNOPT. Apesar de existirem algumas regras práticas para sugerir qual dos algoritmos irá ter melhor desempenho na resolução de um determinado problema, a melhor forma de o descobrir é através da utilização dos diferentes algoritmos e com várias soluções iniciais.

O modelo de otimização desenvolvido é um modelo não linear não convexo em que nem todas as funções são contínuas. A condição de mistura perfeita para simulação da qualidade da água (expressão 5.15) é uma função não convexa. A função “max” (máximo de...) incluída na penalidade para controlo da qualidade da água fornecida (expressão 5.7) é uma função descontínua. Alasino *et al.* (2007) discutem sobre a questão da qualidade das soluções obtidas por resolução de modelos com características semelhantes ao modelo de otimização desenvolvido e sugerem que os problemas de otimização sejam resolvidos com várias soluções iniciais, tal como se faz quando um modelo não linear é não convexo e contínuo em todo o seu domínio.

²¹ Sítios na Internet: www.gams.com (GAMS), www.ampl.com (AMPL) e www.lindo.com (LINGO).

Por sua vez, Drud (2004) propõe que as funções descontínuas sejam substituídas por aproximações contínuas. Na literatura, encontram-se duas aproximações contínuas para a função $\max[(VMIX - TMIX), 0]$ incluída na fórmula da função de penalidade:

$$\max[(VMIX - TMIX), 0] \approx \left[(VMIX - TMIX) + \sqrt{(VMIX - TMIX)^2 + \gamma^2} \right] / 2 \quad (5.33)$$

$$\max[(VMIX - TMIX), 0] \approx \left\{ 1 - \frac{1}{2} \left[\frac{e^{2\xi(TMIX-VMIX)} - 1}{e^{2\xi(TMIX-VMIX)} + 1} + 1 \right] \right\} \times (VMIX - TMIX) \quad (5.34)$$

em que γ = número infinitesimal e ξ = inverso de um número infinitesimal. A primeira aproximação é sugerida por Drud (2004). A segunda aproximação obtém-se a partir da medida de robustez desenvolvida por Samsatli *et al.* (1998) para penalizar desvios (positivos, negativos ou positivos e negativos) a um valor-alvo (ou meta), que aqui corresponde a $TMIX$ (ver Anexo III).

5.8.2. Método B: Decomposição temática + Algoritmo de otimização não linear

O segundo método que se apresenta para resolução do modelo de otimização baseia-se numa divisão inicial do problema completo em dois subproblemas de menor dimensão e de menor complexidade para aumentar a eficiência do processo de resolução. O primeiro subproblema é resolvido sem incluir as restrições não lineares que impõem uma condição de mistura perfeita para os fluxos multiproduto que saiam de um mesmo nó (expressão 5.15), e que podem dificultar a obtenção de boas soluções e/ou aumentar o tempo de cálculo. As restrições eliminadas do primeiro subproblema são incluídas no segundo subproblema de modo a obter-se uma solução do problema completo, mas já com o consumo de cada nó de procura como um dado do problema. Nos parágrafos seguintes, apresenta-se formalmente o método de resolução proposto e compara-se com o método sugerido antes por Cai *et al.* (2001b).

Considere-se o modelo (5.1)-(5.3) expresso do seguinte modo:

$$\text{Min}_{x_{nc}, x_c} z_{MO} = g(c_2, x_{nc}, x_c) \quad (5.35)$$

$$\text{s.a.: } i_{n_{nc}}(d_{nc}, x_{nc}, x_c) = 0 \quad n_{nc} \in N_{nc} \quad (5.36)$$

$$i_{n_c}(d_c, x_c) = 0 \quad n_c \in N_c \quad (5.37)$$

$$x_{nc} \geq 0, x_c \geq 0 \quad (5.38)$$

em que $N_{nc} \cup N_c = N$. Os vetores de variáveis de decisão x_{nc} relacionam-se apenas com as restrições N_{nc} , enquanto os vetores de variáveis de decisão x_c se relacionam com as restrições N_{nc} e N_c . O conjunto N_{nc} inclui todas as restrições do modelo (5.1)-(5.3), à exceção daquelas que impõem uma condição de mistura perfeita para qualquer fluxo multiproduto (expressão 5.15). Essas restrições definem o conjunto N_c . Considere-se ainda que x_{nc}^f é um vetor de valores constantes de x_{nc} , x_{nc}^0 é um vetor de valores iniciais de x_{nc} , x_{nc}^* é uma solução de x_{nc} e uma notação idêntica para x_c . O método de resolução do problema de otimização completo pode ser então descrito do seguinte modo:

- *Passo 1* – Resolver o modelo seguinte:

$$\text{Min}_{x_{nc}, x_c} z_{MO} = g(c_2, x_{nc}, x_c) \quad (5.39)$$

$$\text{s.a. } i_{n_{nc}}(d_{nc}, x_{nc}, x_c) = 0 \quad n_{nc} \in N_{nc} \quad (5.40)$$

$$x_{nc} \geq 0, x_c \geq 0 \quad (5.41)$$

- *Passo 2* – Definir a solução de x_{nc} obtida no Passo 1 como um vetor de valores constantes ($x_{nc}^f \leftarrow x_{nc}^*$), definir a solução de x_c obtida no Passo 1 como um vetor de valores iniciais ($x_c^0 \leftarrow x_c^*$) e resolver o modelo:

$$\text{Min}_{x_c} z_{MO} = g(c_2, x_{nc}^f, x_c) \quad (5.42)$$

$$\text{s.a. } i_{n_{nc}}(d_{nc}, x_{nc}^f, x_c) = 0 \quad n_{nc} \in N_{nc} \quad (5.43)$$

$$i_{n_c}(d_c, x_c) = 0 \quad n_c \in N_c \quad (5.44)$$

$$x_c \geq 0 \quad (5.45)$$

Soluções iniciais de x_c de boa qualidade (i.e., x_c^0) podem ser criadas para o segundo problema se a função objetivo favorecer “implicitamente” a satisfação das restrições $i_{n_c}(d_c, x_c) = 0$, isto é, mesmo quando estas não são incluídas nas restrições do primeiro problema. Ao analisar em detalhe o modelo de otimização, pode dizer-se que a resolução do modelo de otimização de acordo com o método apresentado permite implementar esta ideia.

Na resolução do primeiro problema, determina-se o valor do consumo de cada nó de procura ($C_{p,t}$ – expressão 5.6) e a penalidade PEN_{MIX} (expressão 5.7) incluída na função objetivo, que atua de forma implícita no favorecimento da condição de mistura perfeita. Como exemplo ilustrativo, considere-se o controlo dos níveis volumétricos de mistura do tipo de água $k=2$ na Figura 5.2. Combinando as expressões 5.6, 5.7 e 5.8, a função de penalidade PEN_{MIX} correspondente para este simples caso pode ser expressa do seguinte modo:

$$PEN_{MIX} = \sum_{t=1}^{NT} \sum_{p=\{3,4\}} WGT_{TMIX^{k=2},p} \times \left\{ \max \left[\left(\frac{x_{qp,t}^{k=2}}{x_{qp,t}^{k=1} + x_{qp,t}^{k=2}} - TMIX^{k=2} \right), 0 \right] \right\}^2 \quad (5.46)$$

Na função quadrática 5.46, penalizam-se mais severamente os piores desvios positivos a $TMIX^{k=2}$, o que de forma implícita favorece a condição de mistura perfeita. Para um qualquer período de tempo t e para níveis volumétricos de mistura de água do tipo $k=2$ acima de um determinado valor-alvo, o valor da penalidade é minimizado quando $x_{p3,t}^2 / (x_{p3,t}^1 + x_{p3,t}^2) = x_{p4,t}^2 / (x_{p4,t}^1 + x_{p4,t}^2)$. Esta igualdade corresponde também à satisfação da condição de mistura perfeita para o caso simples da Figura 5.2

(expressão 5.16). O valor da variável $C_{p,t}$ é um dado de entrada na resolução do segundo problema, determinando-se os fluxos individuais da rede que satisfaçam, nomeadamente, as restrições que definem o consumo $C_{p,t}$ em cada nó de procura (expressão 5.6) e a condição de mistura perfeita (expressão 5.16).

Na resolução do modelo de otimização com o método proposto por Cai *et al.* (2001b), também se iria recorrer a dois passos sequenciais. Num primeiro passo, sem o conjunto de restrições $i_n(d_c, x_c) = 0$, iria considerar-se um vetor de valores constantes para x_c (i.e., x_c^f).²² Este vetor de valores fixos seria a solução inicial para este grupo de variáveis num segundo passo, em que a resolução do modelo de otimização já seria efetuada com todas as restrições. Nesse segundo passo, os valores de ambas as variáveis de decisão, x_{nc} e x_c , poderiam ser otimizadas.²³ A ideia do método proposto por Cai *et al.* (2001b) é também aumentar a eficiência do processo de resolução por divisão do problema completo em subproblemas de menor dimensão e de menor complexidade, e por determinação sucessiva de melhores soluções iniciais para as variáveis de decisão. Na aplicação dada para demonstração do método proposto, em dois dos quatro casos apresentados, Cai *et al.* (2001b) não obtêm soluções admissíveis por resolução direta do modelo de otimização. Nos outros dois casos, o processo de resolução sequencial permite diminuir o tempo de cálculo por comparação com a resolução do modelo de otimização em um único passo.

Mas o método sugerido por Cai *et al.* (2001b) não pode ser aplicado facilmente à resolução do modelo de otimização desenvolvido. Voltando à Figura 5.2, a imposição de um vetor de valores constantes para x_c corresponderia a fixar todos os fluxos multiproduto que saem do nó p . Esta situação define por si só o consumo nos nós 4 e 5. Ou seja, o consumo de cada nó de procura seria definido à partida pelo utilizador

²² Pelo contrário, no método de resolução apresentado que se baseia numa decomposição temática (Método B), as variáveis x_{nc} são otimizadas no Passo 1 em conjunto com as variáveis x_c , mas sem considerar as restrições $i_n(d_c, x_c) = 0$.

²³ Pelo contrário, no método de resolução apresentado que se baseia numa decomposição temática (Método B), apenas as variáveis x_c são otimizadas no Passo 2.

e não seria um resultado da resolução do modelo de otimização. Considera-se que com este tipo de abordagem dificilmente se conseguiriam encontrar soluções de qualidade, mesmo para problemas de dimensão reduzida.

Mais recentemente, de Moraes *et al.* (2010) resolvem um outro problema não linear com uma outra abordagem de decomposição semelhante à proposta por Cai *et al.* (2001b).

5.8.3. Método C: Decomposição temporal (horizonte temporal: 1 ano) + Método A ou B

A resolução do modelo de otimização com o método C pretende reproduzir uma gestão de tipo anual dos recursos hídricos, independentemente da duração do período de análise. Em vez de se resolver de uma única vez um problema completo, resolve-se, individual e sequencialmente, uma série de *NY* subproblemas. Cada subproblema abrange o período de um ano completo e pode ser resolvido com o método A ou com o método B. Ou seja, o horizonte temporal considerado na otimização da operação dos sistemas é limitado ao período de um ano. A interligação entre os subproblemas é definida por uma condição que estabelece uma igualdade entre o estado final do sistema num subproblema e o estado inicial do sistema no subproblema seguinte. A série de resultados obtida através da resolução sequencial dos *NY* subproblemas corresponde à política de operação ótima do sistema para todo o período de análise.

5.8.4. Método D: Decomposição temporal (horizonte temporal: 2 anos) + Método A ou B

A resolução do modelo de otimização com o método D pretende reproduzir uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de dois anos e admitindo a hipótese de a operação dos sistemas ser atualizada anualmente. Como se mostra nos

parágrafos seguintes, esta hipótese é reproduzida através de uma sobreposição temporal parcial dos problemas de otimização que são resolvidos sequencialmente.

O método D foi ponderado após se ter reconhecido que unicamente com uma gestão de tipo interanual seria possível retirar as maiores vantagens do uso conjunto das diferentes origens disponíveis. Por exemplo, em sistemas de uso conjunto de águas subterrâneas e águas superficiais, será possível tirar mais partido da maior capacidade de regularização dos aquíferos de modo a minimizar os impactes da ocorrência de períodos de seca e de um esgotamento das origens de água superficial. Antevendo a ocorrência de um grave período de seca, pode ser preferível efetuar alguma poupança de água no presente no sentido de evitar maiores restrições no futuro. Porém, como o modelo de otimização desenvolvido é de tipo determinístico, a otimização da operação do sistema é realizada antevendo afluências às albufeiras e a recarga dos aquíferos para todo o horizonte temporal da modelação. A aceitabilidade de resultados obtidos com uma hipótese de previsão perfeita do cenário hidrológico por longos períodos continua a ser amplamente discutida. Draper (2001), por exemplo, afirma que a antevisão perfeita das afluências a uma albufeira por um período de 5-10 anos pode ter um valor reduzido na determinação de políticas de operação ótima de sistemas de abastecimento de água apoiados em origens superficiais.

Com o método D reproduz-se uma gestão de tipo interanual ao mesmo tempo que se limita a antevisão do cenário hidrológico a um período de dois anos. Tal como no método C, na determinação da política de operação ótima resolve-se uma série de problemas sequenciais, cada um com o método A ou B. Sendo NY o número de anos incluídos no período de análise T , o número de subproblemas sequenciais a resolver é igual a $NY-1$. No primeiro subproblema, resolve-se um subproblema que abrange os primeiros dois anos do período de análise. No segundo subproblema, resolve-se um subproblema que abrange o segundo e o terceiro ano do período de análise, usando como condição inicial o estado do sistema no final do primeiro ano determinado pela resolução do primeiro subproblema. Este processo repete-se até se abranger todo o período de análise.

A Figura 5.5 pretende ilustrar esquematicamente a implementação dos métodos de resolução A, B, C e D do modelo de otimização a um problema de operação abrangendo um período de análise de duração igual a cinco anos. Qualquer um dos métodos pode ser implementado numa das aplicações comerciais específicas para a programação e resolução de modelos de otimização (e.g., GAMS, AMPL ou LINGO).

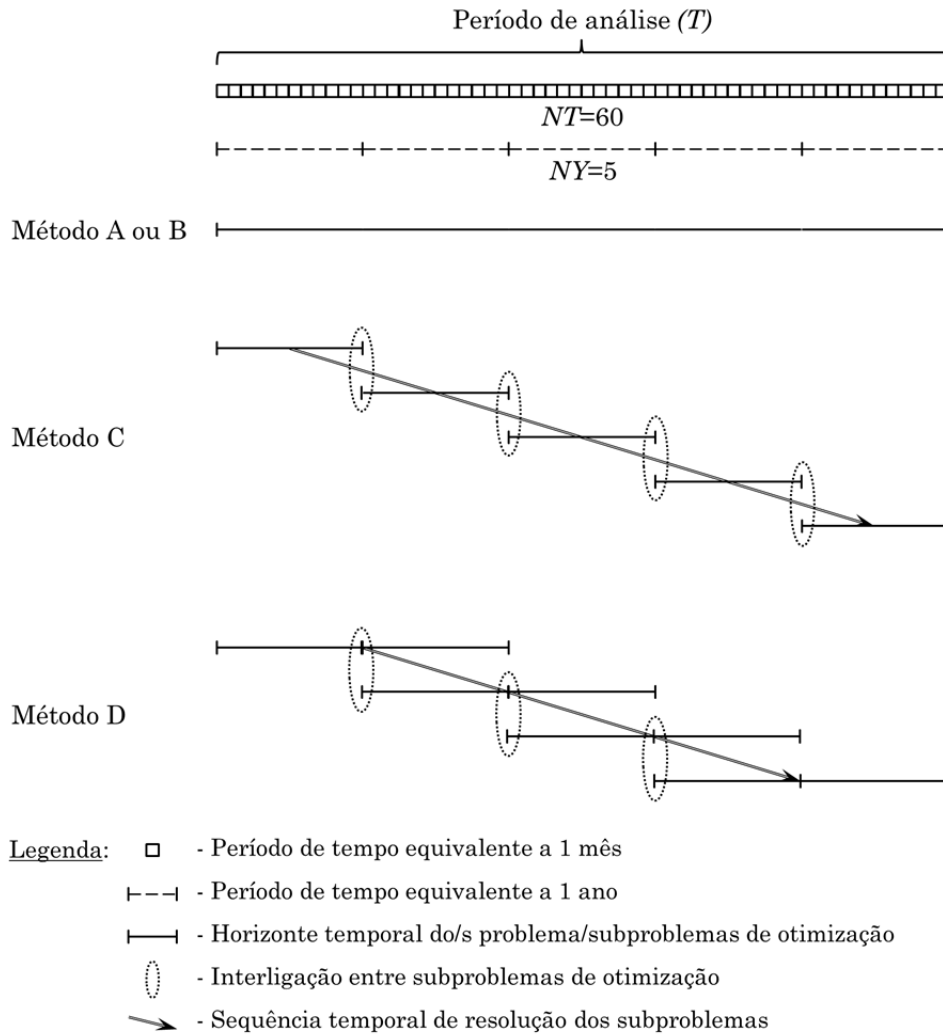


Figura 5.5. Horizonte temporal, interligação entre subproblemas e sequência temporal na resolução dos subproblemas na implementação dos métodos A, B, C e D, numa aplicação do modelo de otimização abrangendo um período de análise de duração igual a cinco anos.

CAPÍTULO 6.

APLICAÇÃO DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO AO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO BARLAVENTO ALGARVIO

Neste capítulo, descreve-se uma aplicação do modelo de otimização apresentado no Capítulo 5 a um problema inspirado numa situação real. O estudo de caso tem como referência o sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio. O problema é contextualizado na secção 6.1, juntamente com a apresentação dos objetivos da aplicação efetuada. Os dados de entrada são descritos na secção 6.2. Os resultados obtidos são apresentados e discutidos na secção 6.3. As conclusões sobre a aplicação do modelo de otimização ao estudo de caso são apresentadas na secção 6.4.

6.1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS DA APLICAÇÃO

O Algarve é a região administrativa mais a sul de Portugal Continental e tem uma área aproximada de 5400 km². A região é limitada a sul e oeste pelo Oceano Atlântico, a este por Espanha e a norte pela região do Alentejo. A zona ocidental é designada por Barlavento Algarvio e a zona oriental por Sotavento Algarvio. Estas designações devem-se à direção dos ventos dominantes na costa sul do Algarve, que sopram regularmente de sudoeste. Os termos barlavento e sotavento são termos

náuticos e referem-se, respetivamente, ao lado de onde sopra o vento e ao lado para onde sopra o vento. A origem histórica desta divisão é incerta e bastante remota, sendo usada desde a Antiguidade, pelo menos desde a ocupação da Península Ibérica pela civilização romana.

O clima do Algarve é do tipo temperado mediterrânico, caracterizado por verões longos, quentes e secos, e invernos curtos e amenos. O regime de precipitação é irregular, concentrado, pouco abundante e possui elevada variabilidade interanual, tendo Loureiro e Nunes (1980) estimado uma precipitação média de 653 mm/ano (período: do ano hidrológico 1941/42 ao ano hidrológico 1973/74).²⁴

Do Ó (2008) analisa um vasto conjunto de dados de diferentes pontos de medição, tendo verificado que, tipicamente, mais de 80% da precipitação anual ocorre no semestre entre outubro e março. Do Ó (2008) destaca também a enorme variabilidade da precipitação anual. Em algumas estações do litoral, a diferença entre o valor mínimo e o valor máximo registados aproxima-se de uma relação de 1 para 10. Do Ó (2008) dá como exemplo os valores registados em Faro (capital administrativa), onde se registaram 118 mm no ano hidrológico 1944/45 e 1158 mm no ano hidrológico 1989/90.

A procura de água na região é elevada, sendo resultado de um crescimento significativo dos consumos nas últimas décadas. As previsões efetuadas para o futuro sugerem uma continuação do aumento dos consumos, em especial no sector do abastecimento público, com origem no crescimento da população e da atividade turística.²⁵ Deste modo, apesar de a agricultura ser o sector responsável pela

²⁴ Em Portugal, o ano hidrológico inicia-se no mês de outubro e termina no mês de setembro do ano seguinte.

²⁵ Entre os dois últimos recenseamentos gerais da população e da habitação (Censos 2001 e 2011), o número de residentes evoluiu de 395 218 para 451 006 (INE, 2002, 2012a). Estes números correspondem a um aumento de 14,1% da população residente no Algarve no período entre 2001 e 2011. Já o número de dormidas em estabelecimentos hoteleiros classificados não evoluiu significativamente no mesmo período: 13,90 milhões de dormidas em 2001 e 13,98 milhões de dormidas em 2011 (INE, 2003; 2012b). Mas estes números não representam o número total de visitantes da região. Para se ter um número minimamente

utilização de uma maior quantidade de água, é no sector do abastecimento público que existem maiores preocupações em sustentar a procura prevista. Do Ó (2008) apresenta uma estimativa de 303 milhões de m³/ano para o uso total de água no Algarve num ano médio (ano de referência: 2007). Este valor resulta da soma dos valores apurados nos sectores da agricultura (210 milhões de m³/ano), abastecimento público (74 milhões de m³/ano), campos de golfe (10 milhões de m³/ano) e indústria (9 milhões de m³/ano).

Monteiro e Costa (2004), Nunes *et al.* (2006a), do Ó (2008) e Stigter *et al.* (2009) descrevem a evolução do uso da água no Algarve nos últimos 50-60 anos. Em resumo, até meados do século passado, a procura de água na região foi suportada exclusivamente por águas subterrâneas, captadas em poços escavados de largo diâmetro e de reduzida profundidade. Na década de 1960, assistiu-se a um crescimento exponencial da procura devido à expansão da agricultura de regadio e do turismo. As necessidades crescentes de água foram asseguradas em grande parte pela introdução de tecnologia de perfuração. Dos inúmeros furos que foram construídos, apenas uma pequena parte teve o acompanhamento técnico adequado com a realização de ensaios de bombeamento e a produção de relatórios escritos. A partir das décadas de 1970 e 1980, começaram a sentir-se mais significativamente os efeitos de um planeamento menos adequado e de maiores pressões antropogénicas, como a contaminação por nitratos em áreas irrigadas e a intrusão marinha em alguns sectores de aquíferos costeiros.

rigoroso do total de visitantes, haveria que somar ao número anterior o número de dormidas não registadas em estabelecimentos não oficiais (i.e., casas alugadas sem contrato legal) e em residências secundárias ou de uso sazonal. Não sendo possível apresentar um número sobre a evolução das dormidas em residências secundárias ou de uso sazonal por não residentes, é provável que estas tenham crescido acompanhando a evolução deste tipo de alojamentos. Se em 2001 os alojamentos de residência secundária ou uso sazonal eram 106 195, em 2011 identificaram-se 149 141 alojamentos, ou seja, mais 40,4%. Em 2011, os alojamentos de residência secundária ou uso sazonal representavam 39,5% do parque habitacional algarvio (INE, 2002, 2012a).

As situações de contaminação enunciadas e o agravamento dos problemas de escassez com o crescimento da procura levaram a que a administração pública tivesse tomado a iniciativa de proceder a uma profunda intervenção no abastecimento público. No início da década de 1990, o abastecimento público era gerido a nível local e de forma independente por cada um dos 16 municípios da região. Na última década do século passado, a administração pública promoveu a construção de dois sistemas multimunicipais independentes, o sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio (SMAABA) e o sistema multimunicipal de abastecimento de água do Sotavento Algarvio (SMAASA). Estes sistemas deveriam depender unicamente de águas superficiais e permitir a desativação de todas as captações subterrâneas municipais utilizadas até então no abastecimento público. Para a administração pública, os recursos subterrâneos deveriam ser utilizados preferencialmente no abastecimento de pequenos sistemas e como reserva em situações de emergência, como enunciado no Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (MAOT, 2000b).²⁶ Numa reflexão crítica, do Ó (2008) afirma que a opção estratégica de substituição integral das origens subterrâneas por origens superficiais foi tomada em primeiro lugar para garantir a rentabilidade dos investimentos realizados no abastecimento público e revelou a incapacidade política dos decisores em gerir de forma integrada as diversas origens disponíveis.

Inicialmente, os dois sistemas multimunicipais foram geridos por duas empresas públicas distintas, que ficaram com a concessão do serviço de abastecimento público em exclusivo na respetiva área de influência.²⁷ No ano de 2000, as duas empresas públicas foram fundidas, tendo sido constituída a empresa Águas do Algarve S.A.

²⁶ A elaboração dos planos de bacia hidrográfica foi enquadrada pelo Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de fevereiro. Este diploma regulou o processo de planeamento de recursos hídricos e de elaboração e aprovação de planos de recursos hídricos até ser revogado pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro). A Lei da Água introduziu os planos de gestão de bacia hidrográfica no processo de planeamento de recursos hídricos. Estes novos planos substituíram os planos de bacia hidrográfica.

²⁷ Os sistemas multimunicipais foram geridos inicialmente de forma completamente autónoma pelas empresas Águas do Barlavento Algarvio e Águas do Sotavento Algarvio.

(AdA), também de capitais públicos, que ficou a gerir os dois sistemas multimunicipais. No ano de 2001, após a conclusão de uma interligação física entre os dois sistemas e ainda de uma estação elevatória, passou a ser possível a realização de transferências de água entre os dois sistemas e o conjunto de infraestruturas gerido pela AdA passou a ser denominado por sistema multimunicipal de abastecimento de água do Algarve (SMAAA) – Figura 6.1. A AdA é responsável pela captação, tratamento e distribuição “em alta” da água para abastecimento público a todos os municípios do Algarve, sendo estes os clientes do sistema multimunicipal. A água é entregue pela AdA em reservatórios de distribuição, sendo a distribuição “em baixa” realizada por cada um dos municípios.²⁸

Apesar da existência da interligação e dos sistemas serem geridos pela mesma entidade, o SMAABA e o SMAASA são operados normalmente de forma independente. A interligação foi projetada para ser utilizada apenas em situações excecionais (e.g., acidentes, manutenções programadas, secas). A transferência de água de um sistema para o outro obriga à inversão do sentido normal do escoamento nas condutas do sistema que recebe água, envolve custos de elevação adicionais e está dependente da existência de excedentes de água num dos sistemas para suprir os défices do outro sistema.

²⁸ Na nota de rodapé n.º 8 (pág. 13), faz-se a distinção entre sistemas “em alta” e sistemas “em baixa”.

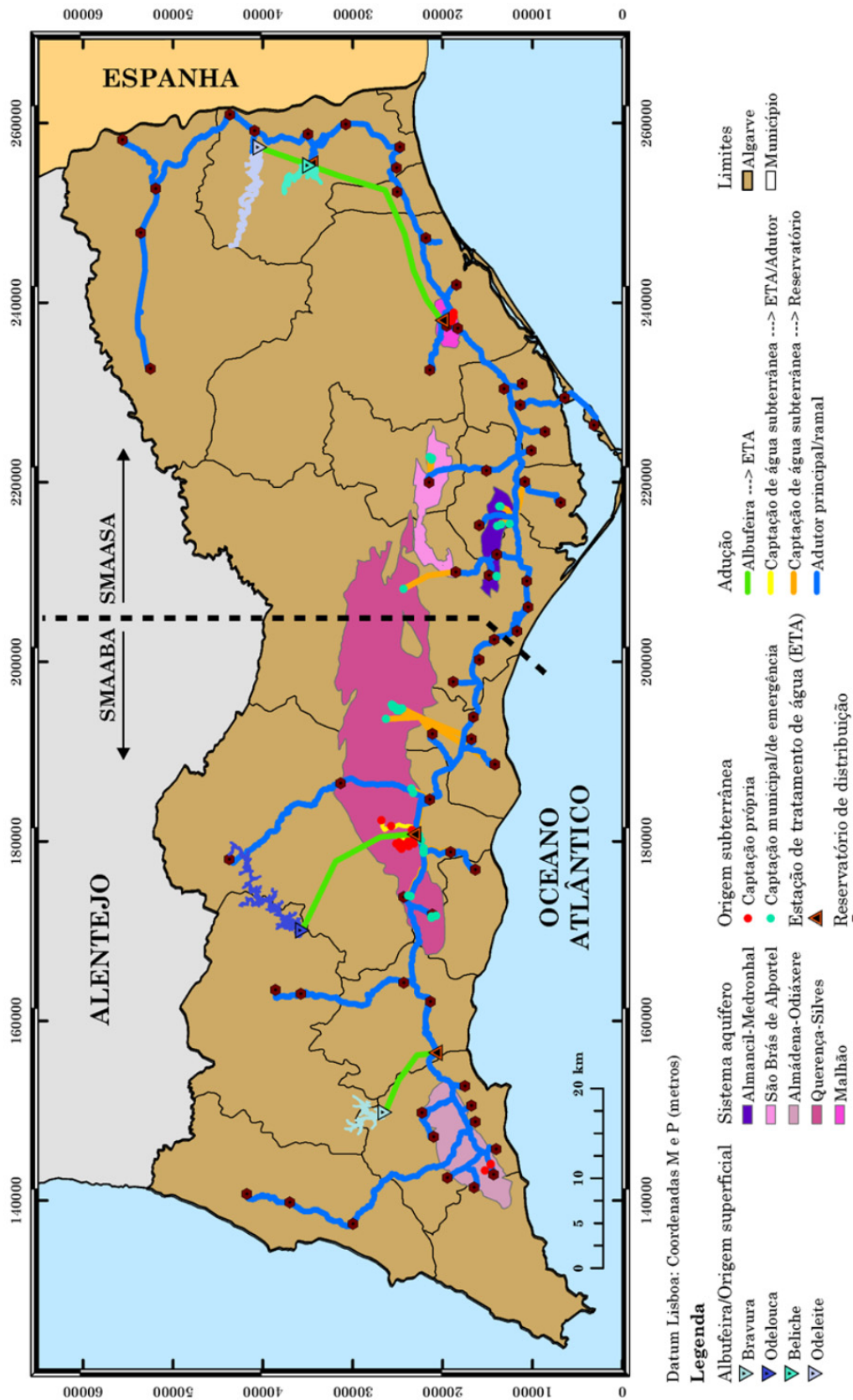


Figura 6.1. Sistema multimunicipal de abastecimento de água do Algarve – SMAAA (inclui SMAABA e SMAASA).

Os resultados da opção estratégica de abandono das captações municipais começaram a ser visíveis a partir de 1998, após os avultados investimentos efetuados na construção de infraestruturas novas (albufeiras do Funcho²⁹ e Odeleite, estações de tratamento de água de Alcantarilha e das Fontainhas, e sistema adutor regional) e na reabilitação de infraestruturas existentes (albufeiras da Bravura e Beliche). A contribuição dos recursos superficiais para o abastecimento público passou de 9% em 1995, para 58% em 2000 e 83% em 2002 (do Ó, 2008; Stigter *et al.*, 2009). Os maiores benefícios pelo uso de água superficial foram sentidos ao nível da qualidade da água fornecida para consumo e do controlo analítico. Antes da entrada em funcionamento dos sistemas multimunicipais, os municípios algarvios estavam quase exclusivamente dependentes de água subterrânea para o abastecimento público. A água subterrânea no Algarve é tipicamente muito dura (> 300 mg CaCO₃/l) pelo facto de os sistemas subterrâneos se desenvolverem em formações calcárias.³⁰ Deste modo, a entrada em funcionamento dos sistemas multimunicipais teve um impacto muito significativo na qualidade da água distribuída, com a introdução no abastecimento público de água macia de origem superficial, já que os municípios utilizavam a água subterrânea sem efetuar qualquer amaciamento. Relativamente ao controlo analítico, facilmente se entende que é mais simples e eficiente monitorizar um grande sistema com um número reduzido de origens e gerido por uma única entidade do que controlar vários pequenos sistemas operados por várias entidades.

Mas entre os decisores sempre houve a noção de que o sistema planeado tinha riscos. Reconhecendo a importância dos recursos subterrâneos do Algarve, foram efetuados

²⁹ A albufeira do Funcho localiza-se no Barlavento Algarvio. A utilização da albufeira do Funcho como origem do SMAABA foi planeada para ser apenas temporária, enquanto não fosse concluída a barragem de Odelouca. Desde 2012, e conforme definido inicialmente, após a conclusão da barragem de Odelouca e com o início do fornecimento de água para abastecimento público a partir desta nova origem, a albufeira do Funcho é utilizada em exclusivo para a rega. Por este motivo, a albufeira do Funcho não foi incluída na Figura 6.1.

³⁰ Nunes *et al.* (2009) apresentam resultados de uma análise efetuada à qualidade de água subterrânea a nível regional com base em mais de 2000 análises químicas. Em 87% das análises, os níveis de dureza são superiores a 300 mg CaCO₃/l, nível a partir do qual habitualmente se classifica uma água de muito dura (Sawyer *et al.*, 2003).

estudos durante o período de construção dos sistemas multimunicipais para a definição de captações municipais de água subterrânea que poderiam ser adquiridas pela AdA e integradas formalmente nos novos sistemas (Hidroprojecto, 1998a, 1998b; Hidroprojecto *et al.*, 1998). No entanto, esses estudos não tiveram uma sequência prática. As consequências da elevada dependência de origens superficiais do sistema planeado foram sentidas durante o período de seca severa de 2004-2005, com maior incidência no Barlavento Algarvio.³¹ Ainda sem a albufeira de Odelouca e perante o esgotamento da albufeira do Funcho, foram impostas restrições à utilização da água para fins não potáveis (e.g., lavagens de ruas, enchimento de piscinas), transferiram-se caudais do Sotavento Algarvio para o Barlavento Algarvio aproveitando os excedentes de água disponíveis e reativaram-se temporariamente captações municipais de água subterrânea que tinham sido encerradas após a entrada em funcionamento do sistema multimunicipal. Em 2004-2005, a AdA já dispunha de um primeiro grupo de captações de água subterrânea no sistema aquífero Querença-Silves (furos de Vale da Vila), que teve um papel significativo na mitigação dos impactes da seca no abastecimento público. No Barlavento Algarvio, 63% do abastecimento público no ano de 2005 foi suportado por água de origem subterrânea, contra 28% no ano de 2002.³²

A precipitação ocorrida no inverno do ano hidrológico 2005/06 permitiu normalizar a situação. Nos anos seguintes, as origens próprias do sistema multimunicipal no Barlavento Algarvio foram reforçadas com mais dois grupos de captações subterrâneas (furos de Benaciate no sistema aquífero Querença-Silves e furos de Almádena no sistema aquífero Almádena-Odiáxere) e foi definido um conjunto de captações municipais de água subterrânea que seriam mantidas em funcionamento

³¹ No decurso da seca de 2004-2005, a AdA encomendou mais um estudo sobre a definição de captações municipais de água subterrânea que poderiam ser adquiridas e integradas nos sistemas municipais (“Plano de emergência do sistema multimunicipal em presença de contingências graves” – Hidroprojecto, 2005). Esta iniciativa da AdA enquadrava a hipótese de integração de captações subterrâneas no SMAABA no estudo de caso apresentado no Capítulo 8 (secção 8.2.1.2).

³² Este cálculo baseou-se nos valores recolhidos por Stigter *et al.* (2009) para fazer o mesmo tipo de análise para todo o Algarve. Ao nível de toda a região, 43% do abastecimento público no ano de 2005 foi suportado por água subterrânea, contra 19% no ano de 2002.

pelos próprios municípios no período “pré-Odelouca” e que poderiam reforçar o abastecimento público por solicitação da Águas do Algarve (AdA, 2007).

Este reforço das origens subterrâneas do sistema multimunicipal no Barlavento Algarvio após a seca de 2004-2005 permitiu gerir de uma forma mais adequada o atraso na conclusão da construção da albufeira de Odelouca, que foi projetada para ser a principal origem do SMAABA. A construção da barragem iniciou-se em 2001, na sequência de um parecer favorável emitido ao abrigo da realização de um procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA). Porém, as obras foram suspensas em 2003 após a apresentação de uma queixa junto da Comissão Europeia pela Liga para a Protecção da Natureza, que alegava a existência de irregularidades no procedimento de AIA realizado. A decisão de arquivamento da queixa foi tomada em dezembro de 2006 e as obras foram reiniciadas em fevereiro de 2007. O encerramento das comportas de fundo foi efetuado em agosto de 2009 e a barragem foi concluída durante o ano de 2010. Oficialmente, a albufeira de Odelouca começou a fornecer água ao Barlavento Algarvio em 1 de junho de 2012.

Na divulgação oficial que assinalou o início do fornecimento de água para abastecimento público com origem na albufeira de Odelouca, a AdA (2012) afirmou tratar-se «de um marco histórico de especial relevância pelo facto de finalmente o Algarve dispor de uma infraestrutura que é o garante do abastecimento público de água de todo o Barlavento Algarvio». No entanto, deve ter-se em atenção que a solução construída não corresponde à solução base que serviu de referência ao projeto do SMAABA. Na AIA que determinou a solução entretanto construída, foram consideradas três possibilidades para o local de construção da barragem e/ou dimensão da albufeira. A solução base obteve um parecer desfavorável por originar as perdas mais significativas de valores ecológicos. A solução construída foi identificada na AIA como a solução ambientalmente menos desfavorável. A decisão tomada em sede de AIA foi a deslocação para montante do local de construção da barragem de Odelouca para minimizar os impactes ambientais mais significativos. No entanto, a decisão tomada tem implicações nos volumes que poderão ser

garantidos para o abastecimento público. A solução construída tem menores afluências e menor capacidade de armazenamento em comparação com a solução base (Quadro 6.1). Segundo a Hidroprojecto e Ambio (2005), a partir da solução que foi adotada para a barragem de Odelouca, devem assegurar-se apenas 50 milhões de metros cúbicos de água por ano para o abastecimento público em anos mais secos,³³ que são insuficientes para satisfazer a procura do SMAABA no horizonte do projeto, estimada em quase 75 milhões de metros cúbicos de água por ano (ver secção 6.2.2). Perante esta situação, a Hidroprojecto e Ambio (2005) presumem a existência de dificuldades em assegurar a procura prevista para o ano do horizonte do projeto (2025) sem a expansão da capacidade do sistema.

Quadro 6.1. Resumo das características principais do projeto da solução base (não adotada) e da solução construída da barragem de Odelouca (fonte: 1 – COBA, 1997; 2 – AdA, 2009).

Características	Barragem de Odelouca	
	Solução base ¹ (não adotada)	Solução construída ²
Bacia hidrográfica (km ²)	445	393
Afluências médias à secção da barragem (hm ³ /ano)	152	122
Albufeira	Volume total (hm ³)	248
	Volume útil (hm ³)	196

A aplicação do modelo de otimização ao estudo de caso teve por objetivos ilustrar a sua utilidade e avaliar o desempenho do SMAABA perante uma situação crítica de disponibilidade de água. Na presente aplicação, considerou-se a infraestrutura atualmente instalada, um conjunto de origens de emergência, a procura prevista até ao ano de horizonte do projeto, um período de análise que permite verificar o impacto de estratégias alternativas de gestão (i.e., anual e interanual) dos recursos hídricos e um cenário hidrológico que inclui a reprodução da seca de 2004-2005. Os exemplos definidos permitem evidenciar as capacidades do modelo e o tipo de resultados que se

³³ O volume de água garantido pela solução base da barragem de Odelouca em anos secos tinha sido estimado em 80 hm³.

podem esperar da sua aplicação, bem como os benefícios que podem resultar da sua aplicação.

6.2. DADOS DE ENTRADA

6.2.1. Origens do sistema

As origens de água consideradas na aplicação do modelo de otimização ao estudo de caso foram:

- Albufeira de Odelouca, com o tratamento da água bruta na estação de tratamento de água (ETA) de Alcantarilha e com um volume máximo de água que pode ser disponibilizado para o abastecimento público igual a 257,2 hm³/ano. Este limite está relacionado apenas com a capacidade do sistema de adução à ETA de Alcantarilha. No modelo, a contribuição da albufeira de Odelouca depende de outros fatores, nomeadamente, da disponibilidade de água na albufeira simulada com uma expressão de balanço hídrico e da capacidade de produção de água para consumo humano da ETA de Alcantarilha (3 m³/s \approx 94,6 hm³/ano).
- Albufeira da Bravura, com o tratamento da água bruta na ETA das Fontainhas e com um volume máximo de água que pode ser disponibilizado para o abastecimento público igual a 6 hm³/ano (por imposição legal);
- Captações de água subterrânea de Vale da Vila (e Benaciate)³⁴ no sistema aquífero Querença-Silves (total: furos – 15; *QB* [capacidade de bombeamento instalada] – 984 l/s), com mistura da água subterrânea com água superficial na ETA de Alcantarilha e com um volume máximo de água que pode ser

³⁴ Nas referências seguintes, o conjunto das captações de água subterrânea de Vale da Vila e Benaciate é designado simplesmente por captações de água subterrânea de Vale da Vila.

disponibilizado para o abastecimento público igual a 13 hm³/ano (por imposição legal);

- Captações de água subterrânea de Almádena no sistema aquífero Almádena-Odiáxere (total: furos – 3; *QB* – 110 l/s), sendo que o volume máximo de água que pode ser disponibilizado para o abastecimento público foi definido em função da capacidade de bombeamento instalada;
- Captações municipais de água subterrânea no sistema aquífero Querença-Silves (total: furos – 20; *QB* – 677 l/s), sendo que o volume máximo de água que pode ser disponibilizado para o abastecimento público foi definido também em função da capacidade de bombeamento instalada. Estas captações definem o conjunto das origens de emergência do SMAABA no estudo de caso efetuado. São captações que não estão na posse nem são operadas pela AdA. Estas captações, localizadas no sistema aquífero Querença-Silves, asseguravam o abastecimento público de água antes da entrada em funcionamento do SMAABA e foram mantidas em funcionamento pelos municípios no período “pré-Odelouca”. No entanto, não se julgue que esta foi uma situação inequivocamente prejudicial para os municípios e benéfica para a AdA. Quando as captações municipais eram utilizadas, a água para abastecimento público deixava de ser fornecida em exclusivo pela AdA. Ou seja, uma parte da água distribuída para o abastecimento público era fornecida aos consumidores finais diretamente pelos municípios, que deixavam de comprar água à AdA. Por isso, esta foi uma situação que a entidade gestora do SMAABA sempre pretendeu evitar. Neste estudo de caso, apresentam-se resultados referentes à otimização da operação do SMAABA com e sem possibilidade de recurso às captações municipais como origens de emergência.

Nesta aplicação, não se consideraram possíveis transferências de água do Sotavento Algarvio para o Barlavento Algarvio através da interligação existente. Conforme referido anteriormente, a interligação foi projetada para ser utilizada em situações excecionais. A transferência de água para o Barlavento obriga a uma inversão do

sentido normal do escoamento nas condutas, envolve custos de elevação adicionais e está dependente da existência de excedentes no Sotavento. Com o crescimento previsível da procura e mantendo-se a infraestrutura instalada, os volumes de água que poderão ser transferidos do Sotavento para o Barlavento devem reduzir-se significativamente no futuro (Hidroprojecto e Ambio, 2005). Sem um reforço das origens de água em qualquer um dos sistemas multimunicipais, a utilização da interligação será limitada a situações pontuais (e.g., casos de acidente, manutenções programadas).

No Quadro 6.2, resumem-se as origens de água consideradas e os volumes máximos anuais que podem ser disponibilizados para o abastecimento público a partir de cada origem. Os volumes indicados no Quadro 6.2 foram utilizados na definição de restrições do tipo da expressão 5.32 com $\Delta t_{VMAX_p} = 12$, estabelecendo-se assim limites à captação de água nas origens numa base anual (ver secção 5.7).

Quadro 6.2. Origens do SMAABA e volume máximo de água disponibilizado para o abastecimento público.

Origem do SMAABA		Volume máximo disponibilizado para o abastecimento público (hm ³ /ano)	
Origem própria	Albufeira de Odelouca	257,20	
	Albufeira da Bravura	6,00	
	Captações de água subterrânea de Vale da Vila no sistema aquífero Querença-Silves – grupo P1: 15 furos (QB = 984,1 l/s)	13,00	
	Captações de água subterrânea de Almádena no sistema aquífero Almádena-Odiáxere – grupo P2: 3 furos (QB = 110,0 l/s)	3,47	
Origem de emergência (captações municipais)	Sistema aquífero Querença-Silves	Captações de água subterrânea de Paderne (município de Albufeira) – grupo E1: 8 furos (QB = 230,6 l/s)	7,27
		Captações de água subterrânea de Torrinha (município de Lagoa) – grupo E2: 3 furos (QB = 99,8 l/s)	3,15
		Captações de água subterrânea do Marco e Poço Frito (município de Silves) – grupo E3: 5 furos (QB = 207,1 l/s)	6,53
		Captações de água subterrânea de Ferrarias (município de Silves) – grupo E4: 2 furos (QB = 59,0 l/s)	1,86
		Captações de água subterrânea de Medeiros (município de Silves) – grupo E5: 2 furos (QB = 80,0 l/s)	2,52

6.2.2. Procura

Os quatro cenários considerados na aplicação efetuada refletem a procura anual estimada para os anos de 2010, 2015, 2020 e 2025 quando se projetou o SMAABA (Figura 6.2), sendo que o último dos anos corresponde, como já foi referido, ao do horizonte do projeto. No Anexo IV discretiza-se a procura a nível mensal, sendo possível verificar aí a sazonalidade da procura, que é determinada em grande parte pela atividade turística que se concentra no período de verão. Por exemplo, no ano de 2025, a procura estimada varia entre 3,9 hm³ e 8,7 hm³ para os meses de janeiro e agosto, respetivamente.

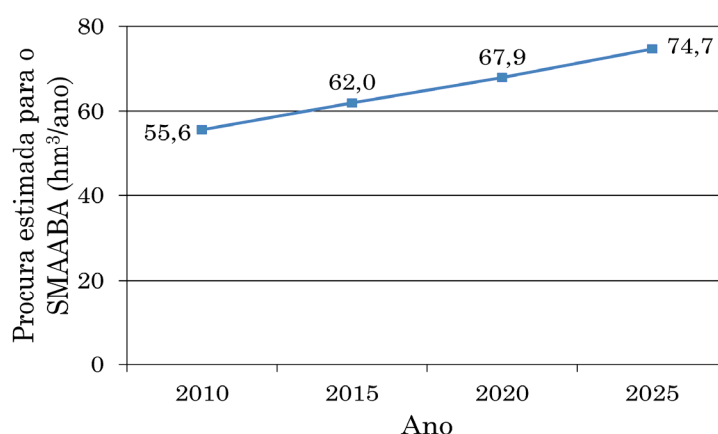


Figura 6.2. Procura estimada para o SMAABA (Hidroprojecto e Ambio, 2005). Os valores apresentados na figura representam a procura mensal agregada dos reservatórios de distribuição incluídos no projeto do sistema multimunicipal (Anexo IV).

6.2.3. Rede de fluxos multiproduto

A rede de fluxos do tipo $\Psi(NN,A)$ – ver secção 5.3.1 – construída para a presente aplicação aproxima-se da infraestrutura atualmente instalada, sendo composta por 4 nós de oferta, 10 nós intermédios, 10 nós de procura e 28 arestas (Figura 6.3). Na rede de fluxos foram agrupados num mesmo nó de procura os reservatórios que pudessem receber água das mesmas origens do SMAABA (Anexo IV).

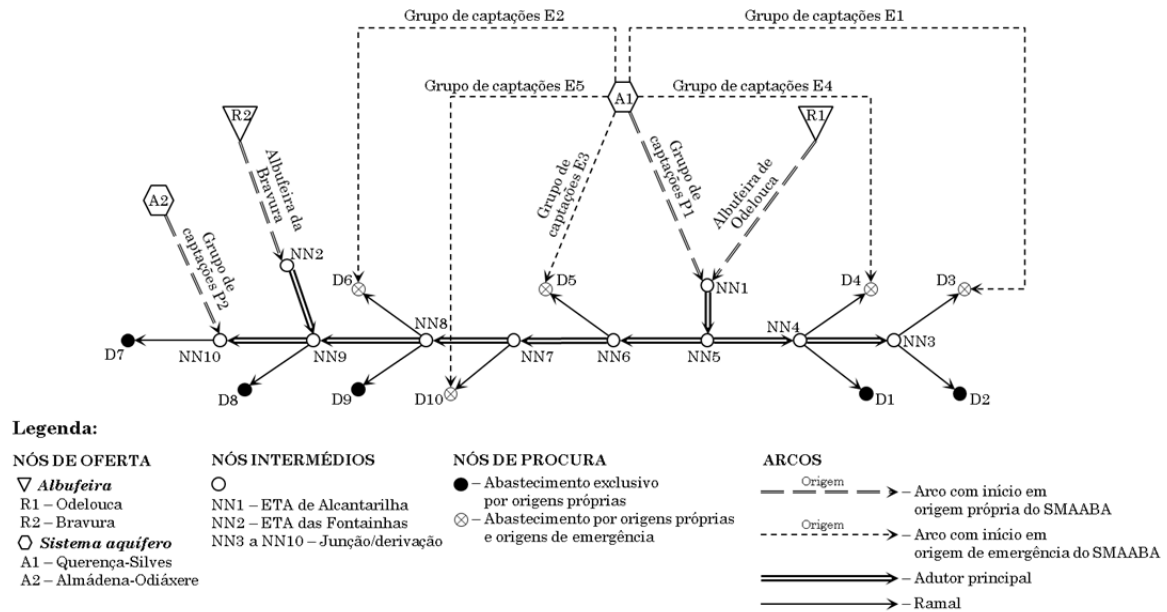


Figura 6.3. Rede de fluxos considerada na aplicação do modelo de otimização ao SMAABA.

Na ETA das Fontainhas, apenas se trata água de origem superficial (da albufeira da Bravura), enquanto na ETA de Alcantarilha se trata água de origem superficial (da albufeira de Odelouca) e de origem subterrânea (das captações de Vale da Vila, localizadas no sistema aquífero Querença-Silves). As linhas de tratamento das ETA foram dimensionadas para tratar apenas águas macias de origem superficial, num esquema por coagulação/floculação seguido de decantação/filtração e desinfecção final. No projeto do SMAABA, não se considerou a hipótese de tratamento de águas subterrâneas com elevados níveis de dureza. A necessidade de reforçar as origens do SMAABA com captações de água subterrânea levou à execução de estudos com o objetivo de avaliar as consequências do tratamento conjunto de águas superficiais e subterrâneas na ETA de Alcantarilha. Através da realização de ensaios laboratoriais, chegou-se à conclusão de que existiam reduções do consumo de reagentes com o tratamento conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas. Por outro lado, se o nível volumétrico de mistura de águas de origem subterrânea fosse inferior a 25%, não existiriam alterações significativas na qualidade da água distribuída para consumo (Campinas *et al.*, 2001).

Na descrição do transporte da água na rede de fluxos, fez-se a distinção entre dois tipos de água (i.e., $NK = 2$), considerando-se assim dois fluxos multiproduto

identificados pelos índices $k = 1$ (para águas macias/de origem superficial) e $k = 2$ (para águas duras/de origem subterrânea). Seguindo as conclusões do estudo efetuado por Campinas *et al.* (2001), o controlo da qualidade da água foi efetuado por penalização dos níveis volumétricos de mistura de águas duras/de origem subterrânea superiores a 25%, com uma função de penalidade que obedece à expressão genérica 5.7:

$$PEN_{MIX} = \sum_{t=1}^{NT=60} \sum_{p \in NN_p} WGT_{TMIX^{k=2}} \times \left\{ \max \left[(VMIX_{p,t}^{k=2} - TMIX^{k=2}), 0 \right] \right\}^2 \quad (6.1)$$

em que $WGT_{TMIX^{k=2}}$ = peso (dado de entrada), $TMIX^{k=2}$ = valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$ (dado de entrada) e $VMIX_{p,t}^{k=2}$ = nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$ no nó de procura p no período t (variável). A expressão agora introduzida chama desde já a atenção para a duração do período de análise do estudo de caso, que é definida pelo número de períodos mensais NT (=60) em que as decisões são discretizadas e que está relacionada diretamente com o cenário hidrológico utilizado de 5 anos de extensão (secção 6.2.8). O valor do peso $WGT_{TMIX^{k=2}}$ é especificado na secção 6.2.7, o valor-alvo $TMIX^{k=2}$ é igual a 0,25 (ou 25%) e a variável $VMIX_{p,t}^{k=2}$ pode ser expressa do seguinte modo:

$$VMIX_{p,t}^{k=2} = \frac{\sum_{q:(q,p) \in A} x_{qp,t}^{k=2}}{C_{p,t}} \quad (6.2)$$

Na adução de água superficial à ETA de Alcantarilha (captada na albufeira de Odelouca) e à ETA das Fontainhas (captada na albufeira da Bravura), existem perdas significativas de volume de água. De acordo com a AdA (2009), os volumes perdidos (valores médios) eram de 12% e 25% em relação aos volumes aduzidos à ETA de Alcantarilha e à ETA das Fontainhas, respetivamente.

Estas perdas foram reproduzidas na presente aplicação do modelo de otimização através da modificação da expressão geral que estabelece uma continuidade entre os volumes que saem das albufeiras e o respetivo fluxo multiproduto (expressão 5.19):

$$RV_{R1,t} = lf_{(R1,NN1)} \times x_{(R1,NN1),t}^1 \quad t \in T \quad (6.3)$$

$$RV_{R2,t} = lf_{(R2,NN2)} \times x_{(R2,NN2),t}^1 \quad t \in T \quad (6.4)$$

em que $lf_{(R1,NN1)} = 1,12$ e $lf_{(R2,NN2)} = 1,25$. Se não se tivessem considerado as perdas na adução de água superficial às estações de tratamento de água do SMAABA, os termos $lf_{(R1,NN1)}$ e $lf_{(R2,NN2)}$ teriam sido iguais a um, e as expressões 6.3 e 6.4 reproduziriam a expressão 5.19.

Neste estudo de caso, incluíram-se ainda restrições lógicas para garantir que dos nós correspondentes às origens superficiais não saíam fluxos de águas duras/de origem subterrânea (expressão 6.5) e que dos nós correspondentes às origens subterrâneas não saíam fluxos de águas macias/de origem superficial (expressão 6.6):

$$x_{(p,q),t}^2 = 0 \quad p \in NN_{S_R}, (p,q) \in A, t \in T \quad (6.5)$$

$$x_{(p,q),t}^1 = 0 \quad p \in NN_{S_{AQ}}, (p,q) \in A, t \in T \quad (6.6)$$

Nos arcos da rede de fluxos, não se impuseram restrições relacionadas com a capacidade de transporte do sistema de distribuição (adutor principal + ramais) – tipo expressão 5.12 – porque as condutas e as estações elevatórias foram dimensionadas para os caudais do horizonte do projeto do SMAABA. Para manter os fluxos na rede entre intervalos operacionais, apenas se limitou o conjunto dos fluxos multiproduto à saída dos nós NN1 e NN2 – tipo expressão 5.13 – de modo a reproduzir as capacidades máximas de produção de água para consumo humano da ETA de Alcantarilha (3,00 m³/s) e da ETA das Fontainhas (0,28 m³/s). As expressões seguintes correspondem às restrições incluídas no modelo que reproduzem a capacidade máxima de produção de água para consumo humano em cada uma das estações de tratamento em meses com 30 dias, e tem em consideração o facto de na ETA de Alcantarilha haver a possibilidade de se misturar água de origem superficial com água de origem subterrânea, enquanto na ETA das Fontainhas apenas se produz água para consumo humano de origem superficial:

$$x_{(NN1,NN5),t}^1 + x_{(NN1,NN5),t}^2 \leq 3,00 \times (60 \times 60 \times 24 \times 30) \text{ m}^3 \quad (6.7)$$

$$x_{(NN2,NN9),t}^1 \leq 0,28 \times (60 \times 60 \times 24 \times 30) \text{ m}^3 \quad (6.8)$$

6.2.4. Simulação da operação de albufeiras

Os elementos necessários para simulação da operação da albufeira de Odelouca e da albufeira da Bravura com a expressão de balanço hídrico (5.17) incluem a definição do volume inicial armazenado, dos volumes mínimos e máximos de armazenamento, das aflúncias naturais, das perdas naturais de cada albufeira, das descargas para satisfação de caudais ecológicos e de extrações fixas. O volume inicial armazenado nas albufeiras e as aflúncias naturais referem-se na descrição do cenário hidrológico utilizado no estudo de caso (secção 6.2.8). Os restantes dados de entrada utilizados na simulação da operação das albufeiras apresentam-se no Anexo V.

6.2.5. Simulação de níveis piezométricos com o método da matriz de resposta

As captações de água subterrânea suscetíveis de serem utilizadas no abastecimento público de água ao Barlavento Algarvio localizam-se nos sistemas aquíferos Querença-Silves e Almádena-Odiáxere (Quadro 6.2). Os pontos de controlo em que se verificaram os níveis piezométricos com recurso ao método da matriz de resposta (expressão 5.27) e a que se impuseram níveis piezométricos mínimos (expressão 5.29) concentram-se nas zonas onde se localizam as captações de água subterrânea e nas zonas de descarga natural dos sistemas aquíferos junto ao litoral. Os elementos necessários para a simulação dos níveis piezométricos incluem a definição da superfície piezométrica inicial para todo o domínio de escoamento, da recarga distribuída (para determinação dos níveis piezométricos na ausência de extrações) e da matriz de resposta. A superfície piezométrica inicial e a recarga distribuída de cada sistema aquífero referem-se na descrição do cenário hidrológico (secção 6.2.8).

As matrizes de resposta do sistema aquífero Querença-Silves e do sistema aquífero Almádena-Odiáxere foram determinadas a partir de dois modelos de parâmetros distribuídos construídos e calibrados por Monteiro *et al.* (2007) e Martins e Monteiro (2008), respetivamente. As características dos dois modelos resumem-se no Anexo VI. Nesse anexo, apresentam-se também os valores mínimos admitidos para os níveis piezométricos nos pontos de controlo selecionados. Os valores mínimos definidos baseiam-se em valores simulados, discutidos com os autores dos modelos de parâmetros distribuídos dos dois sistemas aquíferos.

6.2.6. Custos de exploração variáveis

Os custos de exploração variáveis correspondem à parte dos encargos a suportar pela AdA com a operação da infraestrutura instalada e que se consideraram dependentes de volumes de água captados, produzidos ou distribuídos. Na aplicação efetuada, consideraram-se os custos associados (1) à captação e ao tratamento de água de cada uma das origens próprias do SMAABA (2) e ao consumo de energia elétrica decorrente do funcionamento de bombas para a elevação de água no sistema adutor. Os custos de exploração das captações de emergência não foram incluídos porque não são suportados pela AdA mas, sim, pelos municípios que as operam (ver secção 6.2.1). À utilização das captações de emergência associa-se a função de penalidade dada pela expressão 5.9.

Todos os custos de exploração variáveis foram associados a um determinado arco (p,q) da rede de fluxos (Figura 6.3), tendo sido determinados em função de um valor unitário $ucost_{pq}$ (dado de entrada do modelo de otimização) e do volume de água transportado nesse arco (p,q) em cada período t (variável do modelo de otimização):

$$VEC_{pq,t} = ucost_{pq} \times \sum_{k=1}^{NK=2} x_{pq,t}^k \quad (6.9)$$

em que $VEC_{pq,t}$ = custo de exploração variável associado ao arco (p,q) no período t . Os custos unitários foram obtidos a partir de valores retirados de diferentes estudos

realizados por solicitação da AdA (Hidroprojecto, 2005; Hidroprojecto e Ambio, 2005; Nunes *et al.*, 2009). Todos os custos unitários têm como referência o ano de 2005. No Anexo VII, apresentam-se os elementos de base considerados para determinação de todos os custos de exploração variáveis do SMAABA.

6.2.7. Pesos das funções de penalidade

Os pesos das funções de penalidade incluídos nas expressões 5.5, 5.7, 5.9 e 5.10 foram parametrizados por um processo expedito de tentativa e erro ($WGT_{DEF} = 1 \times 10^{10}$, $WGT_{TMIX}^{k=2} = 5 \times 10^6$, $WGT_{EMERG} = 1 \times 10^7$ e $WGT_{DE} = 1 \times 10^4$ para volumes expressos em hm^3) de modo a que os resultados obedecessem a uma determinada hierarquia de preferências em situações de contingência (e.g. secas). As preferências consideradas aproximam-se de preferências da AdA (2009) na operação do SMAABA:

- A satisfação da procura é um objetivo prioritário;
- Perante situações de menor disponibilidade de água de origem superficial e para garantir a procura, a AdA admite que os níveis de dureza da água distribuída para consumo humano sejam mais elevados, recorrendo-se a uma maior quantidade de água subterrânea captada das origens próprias do sistema;
- O recurso às origens de emergência deve ser ponderado nas situações em que não se possa garantir a satisfação da procura apenas com as origens próprias.

O controlo das descargas de excesso não é um objetivo operacional, mas, como se explica na secção 5.3.2.5, a função objetivo do modelo de otimização inclui uma penalidade para que não sejam sugeridos volumes desnecessários de descargas de excesso.

6.2.8. Cenário hidrológico

No decurso da investigação realizada, construiu-se uma série temporal multivariada, constituída por valores mensais relativos às aflúncias naturais às albufeiras (Odelouca e Bravura) e aos volumes de recarga distribuída dos sistemas aquíferos (Querença-Silves e Almádena-Odiáxere) no período entre outubro de 1951 e setembro de 2006, ou seja, entre os anos hidrológicos 1951/52 e 2005/06 (Anexo VIII). Os valores que constituem a série têm origem em valores de precipitação mensal medidos em estações meteorológicas do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) e em valores estimados na ausência de registos. A transformação dos valores de precipitação em valores de escoamento superficial correspondentes às aflúncias naturais a cada albufeira foi efetuada com o modelo de Temez, tendo-se usado os valores dos parâmetros calibrados por Nunes *et al.* (2009) para a respetiva bacia hidrográfica. A transformação dos valores de precipitação em volumes de recarga distribuída de água subterrânea para cada sistema aquífero foi efetuada considerando taxas de infiltração diferenciadas em função da litologia aflorante (Monteiro *et al.*, 2007; Martins e Monteiro, 2008).

O cenário hidrológico utilizado na presente aplicação corresponde a um bloco da série temporal multivariada construída. O cenário hidrológico selecionado reproduz as aflúncias naturais às albufeiras de Odelouca e da Bravura e os volumes de recarga dos sistemas aquíferos Querença-Silves e Almádena-Odiáxere no período entre outubro de 2001 e setembro de 2006, abrangendo assim o período da seca de 2004-2005. Observando a Figura 6.4, constata-se que o cenário hidrológico selecionado corresponde a uma sequência de anos em que as aflúncias naturais estão sempre abaixo do respetivo valor médio e a recarga subterrânea dos sistemas aquíferos é apenas por uma vez superior ao respetivo valor médio no período entre outubro de 1951 e setembro de 2006. Nos 55 anos hidrológicos da série temporal multivariada construída, o valor médio das aflúncias naturais às albufeiras de Odelouca e da Bravura é de 130,6 hm³/ano e o valor médio da recarga subterrânea dos sistemas aquíferos Querença-Silves e Almádena-Odiáxere é de 104,8 hm³/ano. A

superfície piezométrica inicial dos dois sistemas aquíferos e o nível inicial de armazenamento na albufeira da Bravura basearam-se na média de valores históricos registados em estações de monitorização do SNIRH no final do mês de setembro. Não havendo valores disponíveis, o nível de armazenamento inicial da albufeira de Odelouca foi definido em 50% da capacidade máxima de armazenamento.

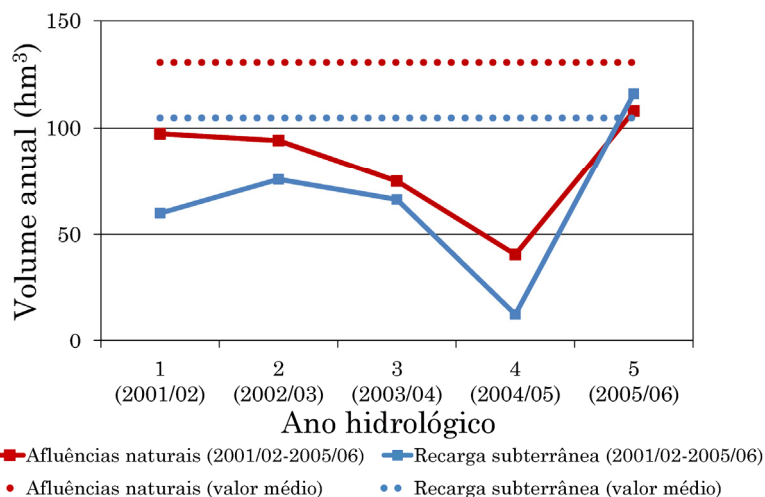


Figura 6.4. Volume anual das aflúências naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e de recarga distribuída de água subterrânea dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) no cenário hidrológico selecionado (anos hidrológicos 2001/02 a 2005/06) e respetivos valores médios (período: outubro de 1951 a setembro de 2006).

6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na secção 6.3.1, analisam-se os resultados obtidos por resolução do modelo de otimização i) com valor inicial de todas as variáveis igual a zero, ii) sem substituição da função descontínua formulada para controlo da qualidade da água por uma aproximação contínua, iii) sem decompor o problema completo em dois subproblemas de menor dimensão e de menor complexidade, iv) considerando os cenários de procura para os anos de 2010, 2015, 2020 e 2025, e v) usando horizontes temporais distintos – um, dois e cinco anos – no planeamento da afetação de recursos. Com o horizonte temporal de um ano, procurou-se otimizar a operação do sistema de acordo com uma gestão de tipo anual dos recursos hídricos, enquanto com os horizontes

temporais de dois e cinco anos se procurou otimizar a operação do sistema de acordo com uma gestão de tipo interanual dos recursos hídricos. De acordo com a descrição dos métodos de resolução do modelo de otimização (secção 5.8), na otimização da operação do sistema com o horizonte temporal de um ano, utilizou-se o Método C (+ Método A); na otimização da operação do sistema com o horizonte temporal de dois anos, empregou-se o Método D (+ Método A); e, na otimização da operação do sistema com o horizonte temporal de cinco anos, usou-se o Método A.³⁵

Quando se otimiza a operação do SMAABA com o horizonte temporal de um ano (Método C), tem sentido analisar de forma detalhada os resultados obtidos ano a ano para tentar perceber se a solução obtida com a resolução do modelo de otimização é ou não de qualidade. Conforme se explica na secção 5.8.3 e está representado graficamente na Figura 5.5, o período de análise é dividido em períodos de um ano e resolve-se, individual e sequencialmente, uma série de subproblemas interligados no tempo. Cada subproblema abrange o período de um ano completo. A interligação entre os subproblemas é definida por uma condição que estabelece uma igualdade entre o estado final do sistema num subproblema e o estado inicial do sistema num subproblema seguinte. A série de resultados obtida através da resolução sequencial dos subproblemas corresponde à política de operação ótima do sistema para todo o período de análise. Quando se otimiza a operação do SMAABA com o horizonte temporal de dois anos (Método D), também existe uma interligação temporal entre os subproblemas que são resolvidos, mas um horizonte temporal mais largo impõe uma avaliação mais global aos resultados obtidos. Quando se otimiza a operação do SMAABA com o horizonte temporal de cinco anos (Método A ou B), a otimização da operação do sistema é realizada com um horizonte temporal idêntico à extensão do período de análise. A qualidade da solução obtida com a resolução do modelo de otimização tem de ser analisada atendendo globalmente aos resultados na totalidade do período de análise.

³⁵ A resolução do modelo de otimização com o Método C ou com o Método D implica a utilização do Método A ou do Método B (ver secção 5.8).

Na secção 6.3.2, destaca-se que a decomposição do problema completo em dois subproblemas de menor dimensão e de menor complexidade, isto é, utilizando o Método B em vez do Método A, permite reduzir o tempo de cálculo de forma significativa sem prejudicar a qualidade das soluções.

6.3.1. Operação otimizada do SMAABA com origens de emergência municipais

6.3.1.1. Gestão de tipo anual

No Quadro 6.3, apresenta-se a contribuição anual de cada uma das origens que resultou da otimização da operação do SMAABA, com uma gestão de tipo anual e considerando a procura estimada para o ano de 2010. A contribuição do conjunto de todas as origens do sistema é igual ao consumo de água do conjunto de todos os nós de procura.³⁶ A satisfação da procura é definida pelo rácio entre o consumo e a procura estimada para o sistema.

Quadro 6.3. Cenário de procura – ano 2010: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					TOTAL (2001-2006)
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	
Origem própria	Albufeira de Odelouca	42,59	42,59	42,59	19,35	42,59	189,71
	Albufeira da Bravura	0	0	0	6,00	0	6,00
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	65,00
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	0,04	0,04	0,04	1,86	0,04	2,02
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	0	0	0	9,39	0	9,39
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		55,63 (100%)	55,63 (100%)	55,63 (100%)	49,60 (89,2%)	55,63 (100%)	272,12 (97,8%)

³⁶ Ou seja, nos valores apresentados estão descontadas as perdas de água na adução à ETA de Alcantarilha a partir da albufeira de Odelouca e à ETA das Fontainhas a partir da albufeira da Bravura (ver expressões 6.3 e 6.4, respetivamente – secção 6.2.3).

Nos primeiros três anos hidrológicos, o abastecimento de água é assegurado essencialmente pela albufeira de Odelouca e pelas captações de Vale da Vila, localizadas no sistema aquífero Querença-Silves. A não utilização da albufeira da Bravura justifica-se pelo facto de os custos de captação e tratamento desta origem serem significativamente superiores aos das outras duas origens já referidas (Anexo VII: Bravura – 0,196 €/m³; Odelouca – 0,106 €/m³; e captações de Vale da Vila – 0,090 €/m³). Os fatores de custos indicados sugerem que uma maior utilização das captações de Vale da Vila permitiria reduzir os custos de exploração do sistema, mas a utilização destas captações esteve limitada a 13 hm³/ano por uma restrição do tipo da expressão 5.32 com $\Delta t_{VMAX_p} = 12$ (ver secção 6.2.1). Para além disso, essa restrição foi aplicada unicamente a $t = 1, 13, 25, 37$ e 49 , de modo que os limites à captação de água nas origens foram verificados apenas ano a ano, e mais especificamente, a cada ano hidrológico como se destaca no Quadro 6.3 e noutros quadros seguintes.

Apesar dos custos de exploração associados à extração e ao tratamento de água das captações de Almádena serem reduzidos (Anexo VII – 0,023 €/m³), há uma utilização reduzida destas captações nos primeiros três anos hidrológicos. Este resultado está relacionado com a utilização conjunta da albufeira de Odelouca e das captações de Vale da Vila. Nos primeiros três anos hidrológicos, o abastecimento ao nó de procura D1 (assim como dos restantes nós de procura, à exceção do nó D7) é assegurado unicamente por estas duas origens, pelo que através dos níveis volumétricos de mistura de água superficial ou de água subterrânea se pode determinar a contribuição relativa de cada uma dessas origens. De acordo com a Figura 6.5, há uma utilização conjunta da albufeira de Odelouca e das captações de Vale da Vila que mantém os níveis volumétricos de mistura de água subterrânea (i.e., $VMIX_{p,t}^{k=2}$) no nó de procura D1 sempre em níveis adequados, mas próximos do valor-alvo estabelecido (i.e., $TMIX^{k=2} = 0,25$ ou 25%). Impondo-se no modelo uma condição de mistura perfeita para todos os fluxos multiproduto que saiam de um mesmo nó e não se utilizando a albufeira da Bravura, os níveis volumétricos de mistura de água subterrânea no nó de procura D1 e no arco (NN9,NN10) da rede de fluxos (Figura 6.3) são necessariamente idênticos. O nó intermédio NN10 recebe água das captações

de Almádena e a jusante existe apenas o nó de procura D7. Assim, a diferença nos níveis volumétricos de mistura entre os nós D1 e D7 (Figura 6.5) deve-se à utilização das captações de Almádena. Uma maior utilização destas captações nos primeiros três anos hidrológicos teria levado a níveis volumétricos de mistura no nó de procura D7 superiores a 25%.

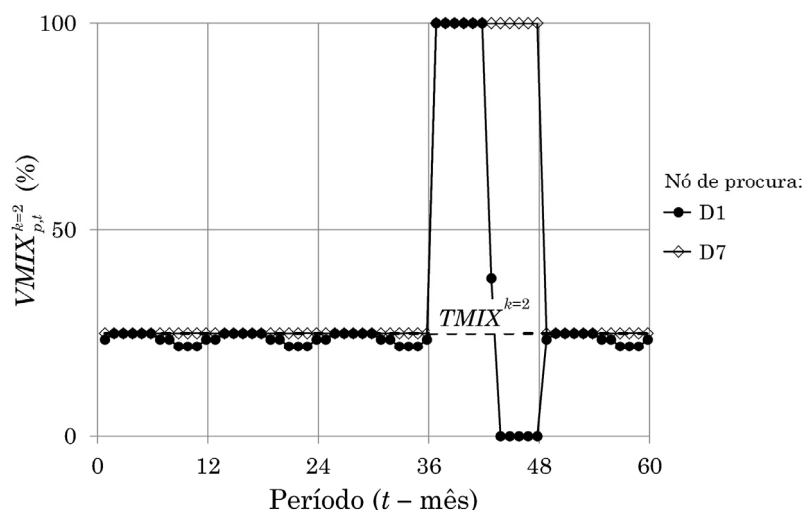


Figura 6.5. Cenário de procura – ano 2010: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual ($TMIX^{k=2} = 0,25$ ou 25% – valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$).³⁷

O Quadro 6.3 indica também que não há recurso às origens de emergência nos primeiros três anos hidrológicos. Em resumo, pode dizer-se que nos primeiros três anos a solução obtida se orienta para a redução dos custos de exploração, atingindo-se os objetivos de satisfação total da procura, de fornecimento de água com a qualidade mais adequada e de não utilização das origens de emergência.

No entanto, este modo de operação do SMAABA nos primeiros três anos hidrológicos condiciona a resposta do sistema no quarto ano hidrológico, ano em que as afluências naturais às albufeiras e os volumes de recarga dos sistemas aquíferos são extremamente reduzidos (Figura 6.4). Os resultados obtidos indicam que não é possível satisfazer a procura (Quadro 6.3) e mostram uma utilização máxima de cada

³⁷ Nesta e noutras figuras seguintes, o instante $t = 0$ corresponde ao início do ano hidrológico 2001/2002.

uma das origens do sistema no quarto ano hidrológico. A contribuição da albufeira de Odelouca é inferior à que se regista nos outros anos hidrológicos, mas alcança um valor máximo em função de se atingir o volume mínimo de armazenamento (Figura 6.6a). Os volumes armazenados na albufeira da Bravura mantêm-se acima do valor mínimo (Figura 6.6b), mas a contribuição desta origem esteve limitada a um valor máximo de 6 hm³/ano (Quadro 6.2). A contribuição das captações de Vale da Vila atinge o valor máximo de 13 hm³/ano. Estas captações estão localizadas sobre o sistema aquífero Querença-Silves, onde estão também as origens de emergência consideradas. A extração de água subterrânea através das captações de Vale da Vila e das captações de emergência leva a que se atinja um nível piezométrico mínimo admitido num dos pontos de controlo definidos no sistema aquífero Querença-Silves (Figura 6.7a). A contribuição das captações de Almádena também alcança um valor máximo, mas não por se atingirem níveis piezométricos mínimos nos pontos de controlo. Na Figura 6.7b, representa-se graficamente a variação do nível piezométrico no ponto de controlo do sistema aquífero Almádena-Odiáxere em que os níveis mais se aproximam do valor mínimo admitido. Analisando os resultados, verifica-se que existe uma satisfação total da procura no nó de procura D7 e que o consumo é assegurado em exclusivo pelas captações de Almádena, pelo que a contribuição destas captações no quarto ano hidrológico não poderia ter sido maior.

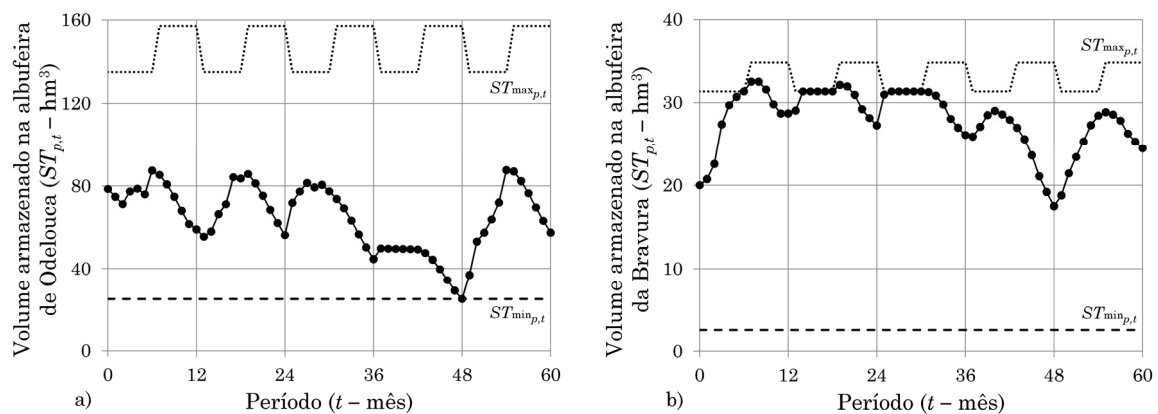


Figura 6.6. Cenário de procura – ano 2010: Variação do volume armazenado **a)** na albufeira de Odelouca e **b)** na albufeira da Bravura no final de cada mês com uma gestão de tipo anual.

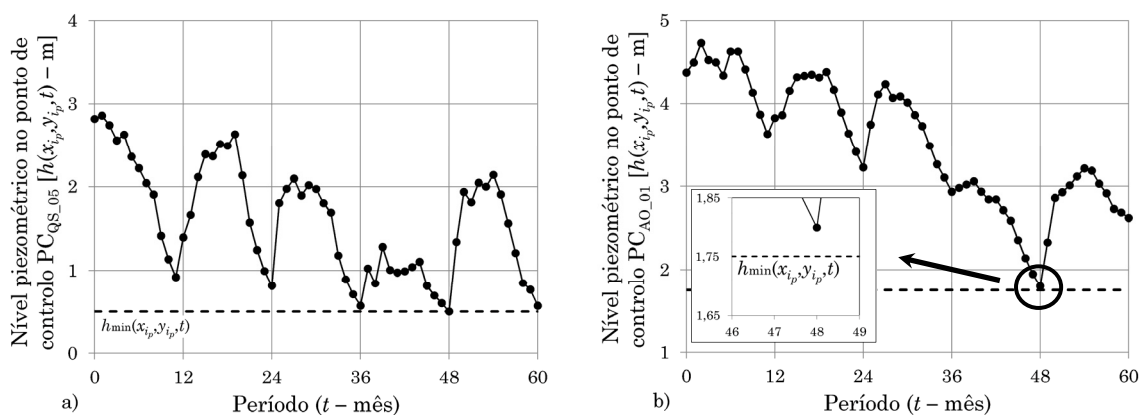


Figura 6.7. Cenário de procura – ano 2010: Variação do nível piezométrico **a)** no ponto de controlo PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) e **b)** no ponto de controlo PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual.

No parágrafo anterior, referiu-se que existe uma satisfação total da procura no nó D7 no quarto ano hidrológico. Ou seja, os défices que se indicaram existir nesse ano ao nível do sistema (Quadro 6.3) não estão uniformemente distribuídos entre os diferentes nós de procura. Como exemplo, apresenta-se na Figura 6.8 a variação da satisfação da procura nos nós D7, D9 e D10, sendo que apenas no primeiro há uma satisfação total da procura em todo o período de análise. A menor satisfação da procura no nó D9 em relação ao nó D10 justifica-se pelo facto de o primeiro nó receber água distribuída a partir das origens próprias do SMAABA (albufeira de Odelouca e captações de Vale da Vila), enquanto o abastecimento de água ao segundo nó pode ser reforçado pelas captações municipais de Medeiros, uma das origens de emergência do sistema (Quadro 6.2 e Figura 6.3). Para terminar esta análise ao nível da satisfação da procura em cada nó, há que acrescentar que a distribuição dos défices no tempo no quarto ano hidrológico se fica a dever em grande parte à forma da função que penaliza a não satisfação da procura (expressão 5.5). Como se referiu atrás, a função foi definida de modo a penalizar mais severamente os maiores défices, para que o défice total seja distribuído numa série de défices mais pequenos. Em geral, uma série de pequenos défices distribuídos ao longo do tempo provoca prejuízos menores do que o mesmo défice total num período mais curto.

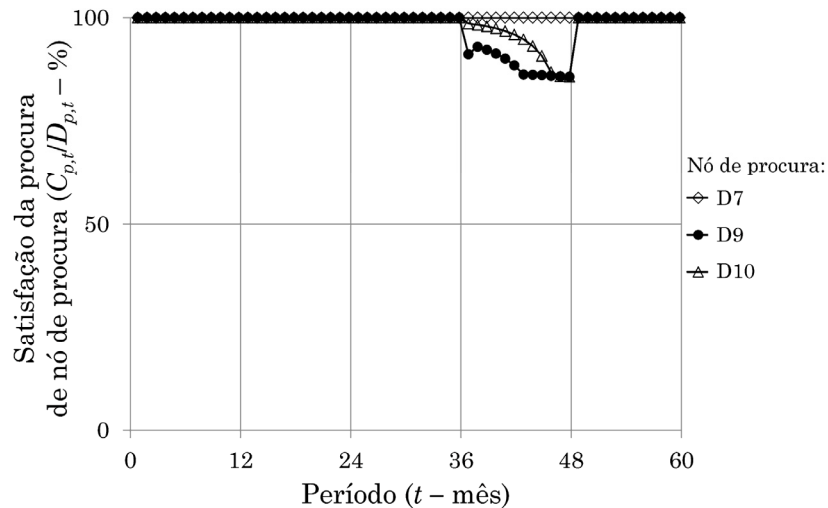


Figura 6.8. Cenário de procura – ano 2010: Variação da satisfação da procura nos nós de procura D7, D9 e D10 com uma gestão de tipo anual.

No último ano hidrológico, os volumes das afluências naturais às albufeiras e os volumes de recarga dos sistemas aquíferos são elevados e permitem que se obtenha novamente uma solução de operação do SMAABA em que se satisfaz totalmente a procura, se assegura o fornecimento de água com a qualidade adequada, não se utilizam as captações de emergência e se minimizam os custos de exploração.

Os problemas agravam-se com o crescimento da procura. Considerando a procura para o ano de 2015, ainda é possível assegurar os objetivos relativos ao fornecimento de água em quantidade e qualidade aos nós de procura e à não utilização das captações de emergência do sistema nos primeiros três anos hidrológicos. Mas o nível de satisfação da procura do sistema no quarto ano hidrológico é apenas ligeiramente superior a 50% (Quadro 6.4). Uma utilização maior da albufeira de Odelouca leva a que no final do terceiro ano hidrológico o volume armazenado já se aproxime do volume mínimo (Figura 6.9) e que, depois, no quarto ano hidrológico, a sua contribuição para o abastecimento público seja muito restrita. A operação otimizada do sistema no quarto ano hidrológico permite perceber novamente que a contribuição das restantes origens é algo limitada, tendo-se atingido o limite imposto à utilização de água da albufeira da Bravura (6 hm³/ano – Quadro 6.2) e níveis piezométricos mínimos em pontos de controlo, agora já em ambos os sistemas aquíferos (Figura 6.10).

Quadro 6.4. Cenário de procura – ano 2015: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	TOTAL (2001-2006)
Origem própria	Albufeira de Odelouca	48,85	48,85	48,85	2,81	48,85	198,21
	Albufeira da Bravura	0	0	0	6,00	0	6,00
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	65,00
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	0,11	0,11	0,11	2,07	0,11	2,51
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	0	0	0	8,29	0	8,29
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		61,96 (100%)	61,96 (100%)	61,96 (100%)	32,17 (51,9%)	61,96 (100%)	280,01 (90,4%)

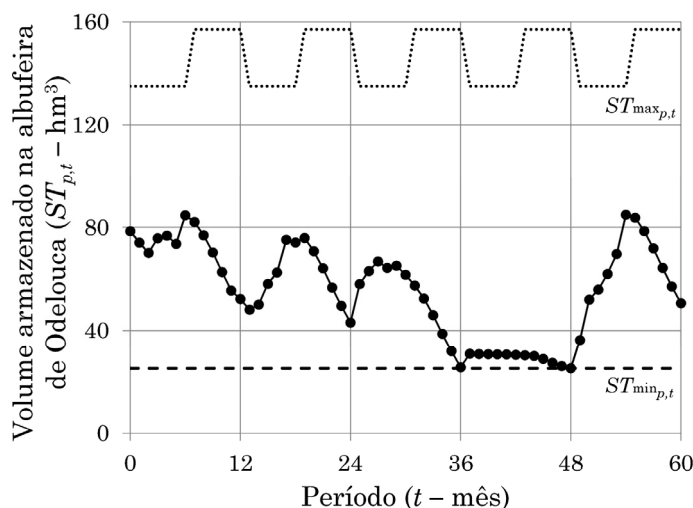


Figura 6.9. Cenário de procura – ano 2015: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês com uma gestão de tipo anual.

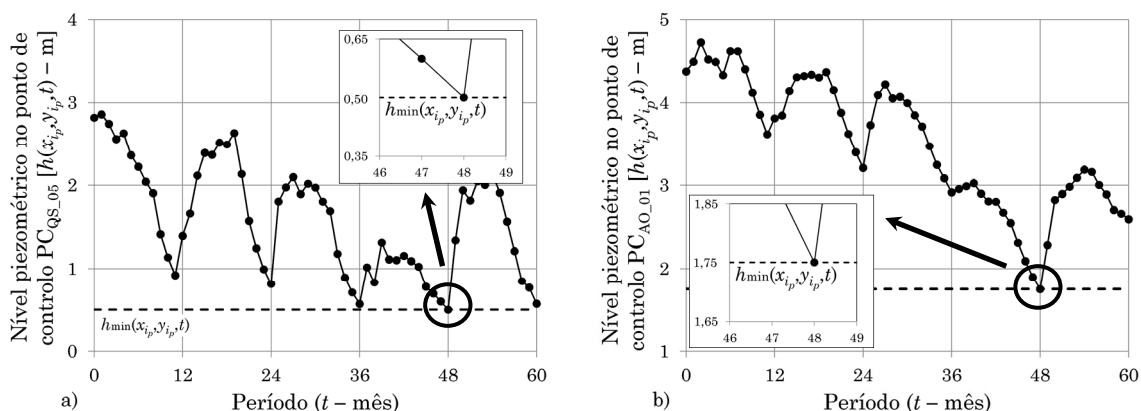


Figura 6.10. Cenário de procura – ano 2015: Variação do nível piezométrico **a)** no ponto de controlo PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) e **b)** no ponto de controlo PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual.

Os resultados obtidos com os cenários de procura estimada para os anos de 2020 e 2025 evidenciam que a operação do sistema foi otimizada de acordo com a hipótese de que a satisfação da procura era um objetivo prioritário, que prevalecia sobre o objetivo de fornecimento de água com a qualidade mais adequada (i.e., níveis volumétricos de mistura de águas duras/origem subterrânea inferiores a 25%), e de que apenas se deveria recorrer às origens de emergência quando não fosse possível assegurar a satisfação total da procura através das origens próprias do sistema.

A inevitabilidade do recurso às origens de emergência para garantir a satisfação total da procura ocorre no terceiro ano hidrológico quando se considera a procura estimada para o ano de 2020 (Quadro 6.5). A contribuição da albufeira de Odelouca é máxima dado que se atinge o volume mínimo de armazenamento no final do terceiro ano hidrológico. As contribuições da albufeira da Bravura e das captações de Vale da Vila também são máximas, atingindo-se as disponibilidades máximas de 6 hm³/ano e de 13 hm³/ano definidas no Quadro 6.2 para cada uma destas origens próprias do sistema. Uma utilização maior das captações de Almádena também não iria evitar o recurso às origens de emergência do sistema. Como se referiu, estas captações apenas reforçam o abastecimento do nó de procura D7. A procura anual estimada para este nó para o ano de 2020 é de 2,23 hm³. Ou seja, mesmo que a procura no nó de procura D7 fosse assegurada em exclusivo pelas captações de Almádena, a contribuição destas captações seria insuficiente para evitar o recurso às origens de emergência do sistema.

Quadro 6.5. Cenário de procura – ano 2020: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	TOTAL (2001-2006)
Origem própria	Albufeira de Odelouca	54,76	54,76	38,32	2,48	54,76	205,08
	Albufeira da Bravura	0	0	6,00	6,00	0	12,00
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	65,00
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	0,16	0,16	1,20	1,97	0,16	3,65
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	0	0	9,40	7,56	0	16,96
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		67,92 (100%)	67,92 (100%)	67,92 (100%)	31,01 (45,7%)	67,92 (100%)	302,69 (89,1%)

A operação otimizada do sistema no segundo ano hidrológico com o cenário de procura para o ano de 2025 permite verificar que a solução obtida responde às preferências da entidade gestora na implementação de medidas de contingência, não se recorrendo às origens de emergência se for possível assegurar a satisfação total da procura a partir das origens próprias do sistema (Quadro 6.6). O volume mínimo de armazenamento na albufeira de Odelouca é atingido logo no final do segundo ano hidrológico, mas a menor disponibilidade da principal origem do sistema é compensada por um maior recurso à albufeira da Bravura e às captações de água subterrânea de Almádena. Estas alterações no modo de operação do sistema dão origem a um aumento dos custos de exploração variáveis do primeiro para o segundo ano hidrológico (de 8,69 milhões de euros ou 0,116 €/m³ para 9,09 milhões de euros ou 0,122 €/m³) e a um aumento dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea em todos os nós de procura, com destaque para o nó D7 (Figura 6.11). A situação agrava-se no terceiro e no quarto ano hidrológico, não sendo já possível assegurar a satisfação total da procura (Quadro 6.6). Na Figura 6.12, detalha-se a variação do nível de satisfação da procura ao nível dos nós de procura da rede de fluxos e em cada período de tempo, destacando-se a distribuição dos défices do tempo de modo a distribuir o défice total numa série de défices mais pequenos.

Quadro 6.6. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					TOTAL (2001-2006)
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	
Origem própria	Albufeira de Odelouca	60,32	54,76	33,32	2,48	60,32	211,20
	Albufeira da Bravura	1,16	6,00	6,00	6,00	1,16	20,32
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	65,00
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	0,20	0,92	1,61	1,98	0,20	4,91
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	0	0	13,55	8,21	0	21,76
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		74,68 (100%)	74,68 (100%)	67,48 (90,4%)	31,67 (42,4%)	74,68 (100%)	323,19 (86,6%)

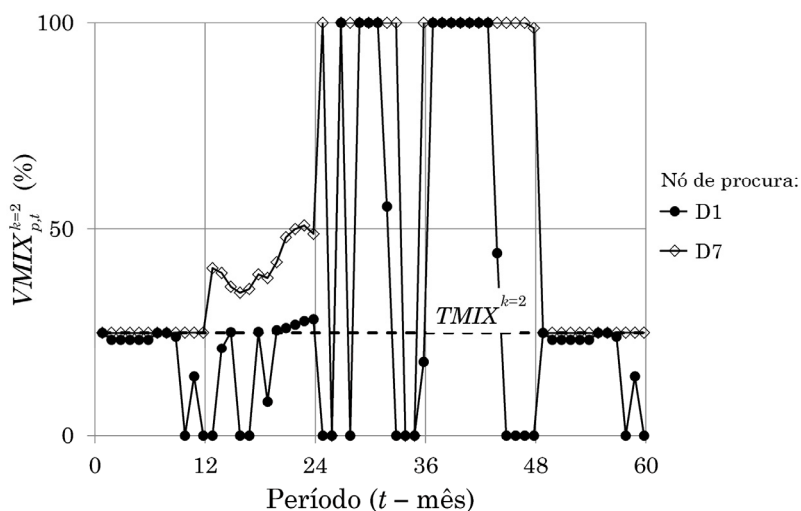


Figura 6.11. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea /do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual ($TMIX^{k=2} = 0,25$ ou 25% – valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$).

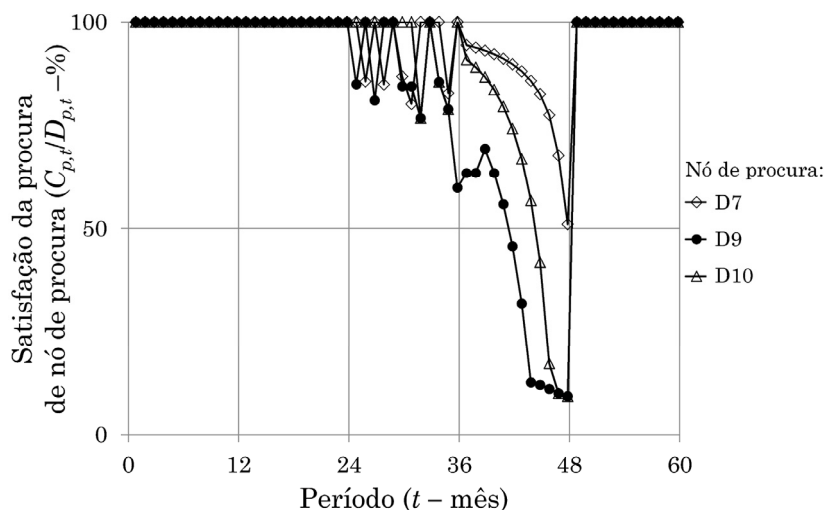


Figura 6.12. Cenário de procura – ano 2025: Variação da satisfação da procura dos nós de procura D7, D9 e D10 com uma gestão de tipo anual.

O Quadro 6.7 resume o impacto do crescimento da procura no desempenho do sistema, sendo evidente a diminuição da capacidade do sistema na satisfação da procura, mesmo com uma contribuição maior das origens de emergência do sistema. O nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura é sempre igual a 100%, o que indica que em todas as situações existe pelo menos um nó de procura que em algum período recebe água exclusivamente de origem subterrânea. O número de ocorrências em que os níveis volumétricos de mistura de água subterrânea são superiores ao valor-alvo estabelecido aumenta (de 87 para 237 num total de 600 eventos possíveis – 10 nós de procura \times 60 períodos de tempo), correspondendo a um maior número de eventos em que é fornecida água com níveis de dureza menos adequados. O aumento dos custos de exploração variáveis explica-se em grande parte por uma contribuição maior da albufeira da Bravura, cujos custos de captação e tratamento são mais elevados. Em conclusão, pode dizer-se que os resultados mostram um sistema vulnerável a secas e a necessidade de estes períodos serem devidamente antecipados, nomeadamente com uma gestão de tipo interanual que potencie o uso conjunto das diferentes origens disponíveis.

Quadro 6.7. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo anual.

Resultados	Cenário de procura (Ano)			
	2010	2015	2020	2025
Consumo / Origens próprias + Origens de emergência (hm ³)	272,12	280,01	302,69	323,19
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	97,8	90,4	89,1	86,6
Origens de emergência (hm ³)	9,39	8,29	16,96	21,76
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	100	100	100	100
Número de desvios positivos a $TMIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,j}^{k=2}] > 25\%$)	87	91	158	237
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,116	0,116	0,117	0,120

6.3.1.2. Gestão de tipo interanual

Os resultados obtidos com os dois métodos de resolução do modelo de otimização que pretendem reproduzir uma gestão de tipo interanual, com os horizontes temporais de dois anos (Quadro 6.8) e cinco anos (Quadro 6.9), indicam também o surgimento de maiores problemas com o crescimento da procura. No entanto, é evidente que um alargamento do horizonte temporal na otimização da operação do sistema potencia o uso conjunto das diferentes origens disponíveis, sendo este determinante na redução dos défices associados à ocorrência do período de seca incluído no cenário hidrológico selecionado.

No Quadro 6.9, destaca-se o número elevado de ocorrências em que os níveis volumétricos de mistura de água subterrânea são superiores ao valor-alvo estabelecido quando se considera a procura para o ano de 2010. Como a função que penaliza os desvios positivos dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea ao valor-alvo estabelecido é do tipo quadrática (expressão 5.7), os piores desvios são mais severamente penalizados. Sendo possível uma satisfação total da procura e a não utilização das origens de emergência, os desvios positivos dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea ao valor-alvo estabelecido são distribuídos no espaço e no tempo de modo a uniformizar esses mesmos desvios.

Quadro 6.8. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Resultados	Cenário de procura (Ano)			
	2010	2015	2020	2025
Consumo / Origens próprias + Origens de emergência (hm ³)	276,20	301,88	316,62	337,96
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	99,3	97,5	93,2	90,5
Origens de emergência (hm ³)	12,26	24,36	30,65	37,02
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	100	100	100	100
Número de desvios positivos a $TMIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,t}^{k=2}] > 25\%$)	129	178	214	245
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,117	0,117	0,119	0,119

Quadro 6.9. Resumo de resultados obtidos com a otimização da operação do SMAABA para cada um dos cenários de procura com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.

Resultados	Cenário de procura (Ano)			
	2010	2015	2020	2025
Consumo / Origens próprias + Origens de emergência (hm ³)	278,13	309,37	335,32	357,16
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	100	99,9	98,7	95,7
Origens de emergência (hm ³)	0	24,22	42,85	53,64
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	47,6	100	100	100
Número de desvios positivos a $TMIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,t}^{k=2}] > 25\%$)	413	237	301	327
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,122	0,121	0,120	0,120

O Quadro 6.10 apresenta resultados mais detalhados sobre a operação otimizada do sistema considerando a procura estimada para o ano 2025 e uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de dois anos. Tendo-se obtido uma satisfação da procura igual a 90,5% no conjunto dos cinco anos hidrológicos, verifica-se que os maiores défices se concentram no terceiro e no quarto ano hidrológico, com a satisfação da procura do sistema a não ultrapassar o valor de 77,6%. Esta é uma situação menos grave do que aquela que foi obtida com uma gestão de tipo anual, em que a satisfação da procura atinge o valor de 42,4% no quarto ano hidrológico (Quadro 6.6). Antecipando a ocorrência de um ano extremamente seco, há uma utilização menor da albufeira de Odelouca no segundo e no terceiro ano hidrológico e

o recurso às captações de emergência localizadas no sistema aquífero Querença-Silves a partir do segundo ano hidrológico. Como mostra a Figura 6.13, o aumento das pressões sobre o sistema subterrâneo não tem um impacto significativo nos níveis piezométricos. Com a estratégia de uso conjunto determinada com a resolução do modelo de otimização com o horizonte temporal de dois anos, é possível aumentar a contribuição total do sistema aquífero Querença-Silves (origens próprias + origens de emergência) nos cinco anos hidrológicos de 86,76 hm³ para 102,02 hm³ sem violar as restrições que impõem níveis piezométricos mínimos nos pontos de controlo, por comparação com a solução determinada com a resolução do modelo de otimização com o horizonte temporal de um ano (Quadro 6.6). Uma maior utilização do sistema aquífero Querença-Silves permite retardar o esvaziamento da albufeira de Odelouca, atingindo-se o volume mínimo de armazenamento apenas no final do quarto ano hidrológico (Figura 6.14).

Quadro 6.10. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA reproduzindo uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	TOTAL (2001-2006)
Origem própria	Albufeira de Odelouca	59,72	38,31	21,96	28,14	60,31	208,44
	Albufeira da Bravura	1,68	6,00	6,00	6,00	1,16	20,84
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00	65,00
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	0,28	2,17	2,00	2,00	0,21	6,66
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	0	13,16	15,02	8,84	0	37,02
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		74,68 (100%)	72,64 (97,3%)	57,98 (77,6%)	57,98 (77,6%)	74,68 (100%)	337,96 (90,5%)

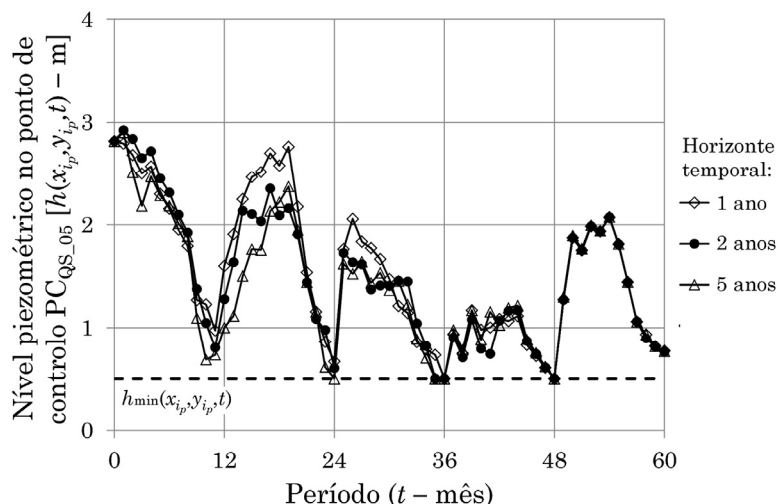


Figura 6.13. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível piezométrico no ponto de controle PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos.

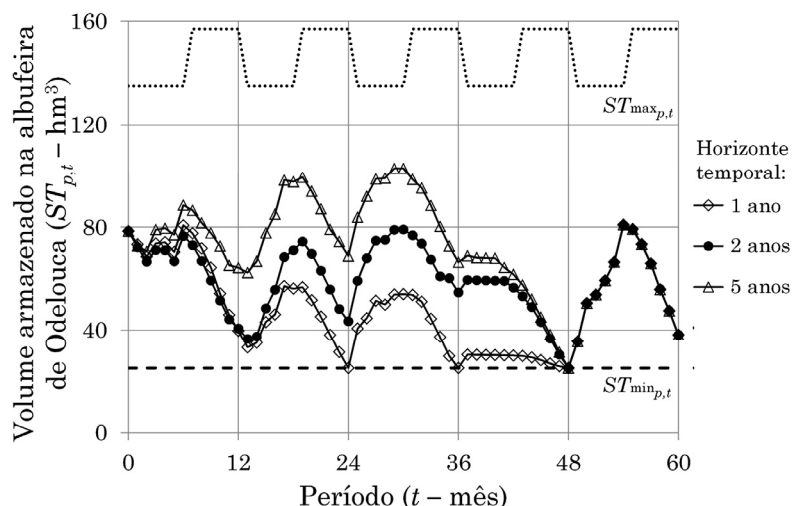


Figura 6.14. Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos.

A otimização da operação do sistema com o horizonte temporal de cinco anos permite limitar os défices exclusivamente ao terceiro e quarto ano hidrológico (Quadro 6.11). Comparando com a operação otimizada do sistema com o horizonte temporal de um ano (Quadro 6.6), verifica-se que a diminuição dos défices tem origem numa maior utilização de água subterrânea, em especial do sistema aquífero Querença-Silves. A contribuição total de água subterrânea aumenta de 91,67 hm³ para 126,91 hm³, enquanto a contribuição total de água superficial se mantém praticamente igual. A maior utilização dos recursos subterrâneos reflete-se nos níveis volumétricos de

mistura nos nós de procura, apresentando-se a título de exemplo a variação do valor máximo em cada ano dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea nos nós de procura D1 e D7 (Quadro 6.12). Nos primeiros quatro anos hidrológicos, o valor máximo em cada ano dos níveis volumétricos de mistura de águas subterrânea é significativamente superior ao valor-alvo máximo definido (i.e., $TMLX^{k=2} = 25\%$), refletindo o objetivo prioritário de satisfação da procura em detrimento do fornecimento de água com os níveis de dureza mais adequados (e da não utilização das origens de emergência).

Quadro 6.11. Cenário de procura – ano 2025: Volume de água utilizada de cada uma das origens e satisfação da procura do SMAABA reproduzindo uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.

Origem do SMAABA		Volume de água (hm ³)					TOTAL (2001-2006)
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)	
Origem própria	Albufeira de Odelouca	37,69	35,49	33,16	38,42	60,32	205,08
	Albufeira da Bravura	6,00	6,00	6,00	6,00	1,16	25,16
	Captações de Vale da Vila (S.a. Querença-Silves)	13,00	13,00	13,00	12,75	13,00	64,75
	Captações de Almádena (S.a. Almádena-Odiáxere)	2,43	2,43	1,93	1,53	0,20	8,52
Origem de emergência	Captações municipais (S.a. Querença-Silves)	15,56	17,76	14,15	6,17	0	53,64
TOTAL – Conjunto de origens (Satisfação da procura)		74,68 (100%)	74,68 (100%)	68,24 (91,4%)	64,87 (86,9%)	74,68 (100%)	357,15 (95,7%)

Quadro 6.12. Variação do valor máximo em cada ano dos níveis volumétricos de mistura de água subterrânea/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D1 e D7 com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos.

Nó de procura	Horizonte temporal na otimização da operação do sistema	Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea/do tipo $k = 2$ (%)				
		Ano 1 (2001/02)	Ano 2 (2002/03)	Ano 3 (2003/04)	Ano 4 (2004/05)	Ano 5 (2005/06)
D1	1 ano	25,1	50,8	100	100	25,1
	2 anos	25,1	100	100	100	25,1
	5 anos	100	100	100	100	25,1
D7	1 ano	25,0	28,3	100	100	25,0
	2 anos	25,0	100	100	100	24,9
	5 anos	91,4	100	100	100	25,0

A operação otimizada do sistema no quinto e último ano hidrológico com qualquer um dos horizontes temporais – 1 ano (Quadro 6.6), 2 anos (Quadro 6.10) ou 5 anos (Quadro 6.11) – mostra que, havendo recursos disponíveis, a procura é totalmente satisfeita, os níveis volumétricos de mistura mantêm-se em níveis adequados (Quadro 6.12), as origens de emergência não são utilizadas e a solução orienta-se para a minimização dos custos de exploração, obedecendo-se às hipóteses admitidas na aplicação do modelo de otimização ao estudo de caso.

6.3.2. Operação otimizada do SMAABA sem origens de emergência municipais

A utilização de captações municipais como origens de emergência é definida pela Hidroprojecto e Ambio (2005) como uma “situação anómala”. Além de não permitir que a AdA retire o devido proveito do investimento efetuado no sistema multimunicipal, a manutenção em funcionamento das captações de água subterrânea repõe nos municípios uma responsabilidade no abastecimento público de água que estes delegaram na AdA. Com o início do fornecimento de água a partir da albufeira de Odelouca, terminou o acordo estabelecido entre a AdA e os municípios para que os segundos mantivessem em funcionamento um conjunto de captações de água subterrânea (ver secção 6.1). Os resultados apresentados em seguida

referem-se à operação otimizada do sistema multimunicipal considerando a procura estimada para o ano de 2025 e apenas as origens próprias definidas no Quadro 6.2. Esta é a situação de referência considerada para o estudo de caso apresentado no Capítulo 8 relativo à expansão da capacidade do SMAABA, no qual se deixa de considerar a hipótese de se poder recorrer às captações municipais, a menos que estas sejam integradas no sistema, deixando por isso de ser consideradas origens de emergência. A resolução do problema de expansão envolve a utilização repetida do modelo de otimização agora aplicado, de tal modo que o tempo de cálculo despendido na sua resolução é um fator crítico. Os resultados obtidos sem a abordagem (Método A – secção 5.8.1) e com a abordagem (Método B – secção 5.8.2) que se baseia na divisão do problema completo em dois subproblemas de menor dimensão e menor complexidade resumem-se no Quadro 6.13 (otimização com o horizonte temporal de um ano), no Quadro 6.14 (otimização com o horizonte temporal de dois anos) e no Quadro 6.15 (otimização com o horizonte temporal de cinco anos). A indicação de um intervalo de variação para alguns dos resultados apresentados reflete a influência de se terem experimentado soluções iniciais diferentes e de se ter substituído a função descontínua formulada para controlo da qualidade da água (expressão 5.7) por duas aproximações contínuas (expressões 5.33 e 5.34). A determinação de soluções praticamente idênticas e que respeitam a hierarquização de objetivos definida permitem admitir como hipótese que qualquer uma das soluções obtidas é de boa qualidade, sendo que a resolução do modelo de otimização em dois passos permite reduzir significativamente o tempo de cálculo. Os tempos de cálculo indicados nos quadros seguintes resultam da resolução do modelo de otimização num computador de secretária dotado de um processador Intel Core i7 a 3,07 GHz e 12 GB de memória RAM.

Quadro 6.13. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo anual.

Resultados	Decomposição temática do modelo de otimização	
	NÃO (Método A)	SIM (Método B)
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	80,99	80,99
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	100	100
Número de desvios positivos a $T MIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,t}^{k=2}] > 25\%$)	204-212	220-236
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,119	0,119
Valor da função objetivo	2,1280-2,1282×10 ¹²	2,1282-2,1285×10 ¹²
Tempo de cálculo (s)	6,70-14,32	0,60-2,59

Quadro 6.14. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Resultados	Decomposição temática do modelo de otimização	
	NÃO (Método A)	SIM (Método B)
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	81,08-81,26	81,03
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	100	100
Número de desvios positivos a $T MIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,t}^{k=2}] > 25\%$)	180-214	196-226
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,120-0,121	0,119
Valor da função objetivo	1,3470-1,3666×10 ¹²	1,3709×10 ¹²
Tempo de cálculo (s)	43,98-143,9	2,72-4,96

Quadro 6.15. Cenário de procura – ano 2025: Comparação de resultados obtidos com a resolução do modelo de otimização sem a abordagem (Método A) e com a abordagem (Método B) de decomposição temática do modelo de otimização e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.

Resultados	Decomposição temática do modelo de otimização	
	NÃO (Método A)	SIM (Método B)
Satisfação da procura – Consumo/Procura (%)	81,84	81,84
Nível volumétrico máximo de mistura de água subterrânea nos nós de procura (%)	100	100
Número de desvios positivos a $TMIX^{k=2}$ nos nós de procura ($\#[VMIX_{p,t}^{k=2}] > 25\%$)	210-218	236-237
Custos de exploração variáveis (€/m ³)	0,120-0,121	0,120
Valor da função objetivo	$7,9216 \times 10^{11}$	$7,9216 \times 10^{11}$
Tempo de cálculo (s)	18,69-38,30	3,65-5,77

Os três quadros anteriores mostram uma satisfação da procura praticamente idêntica, independentemente do horizonte temporal adotado na otimização do sistema. Mas este é um valor agregado para os cinco anos hidrológicos (2001/02 a 2005/06). Na Figura 6.15, representa-se a variação da satisfação da procura do sistema por período, isto é, discretizada a nível mensal. Nesta figura, é patente a influência do horizonte temporal adotado e da função formulada para penalizar a não satisfação da procura (expressão 5.5) nos resultados obtidos. Como os maiores défices são mais severamente penalizados, o défice total é distribuído numa série de défices mais pequenos. A menor ou maior distribuição dos défices é resultado, respetivamente, do menor ou maior horizonte temporal adotado na otimização da operação do sistema.

Uma das hipóteses admitidas na formulação do Método B é de que a penalidade PEN_{MIX} favorece a condição de mistura perfeita para todos os fluxos que saiam de um mesmo nó, mesmo quando as restrições que determinam essa condição não são incluídas, tal como acontece quando se resolve o primeiro subproblema. Com esta abordagem, espera-se obter boas soluções para iniciar a resolução do segundo subproblema, no qual se determina já uma solução para o problema completo. A Figura 6.16 mostra como exemplo ilustrativo o nível volumétrico de mistura de água

subterrânea no nó de procura D1 para uma das soluções obtidas com uma gestão de tipo anual. Como mostra a figura, existem períodos em que os níveis volumétricos de mistura após a resolução do primeiro subproblema são próximos ou iguais aos níveis obtidos após a resolução do segundo subproblema.

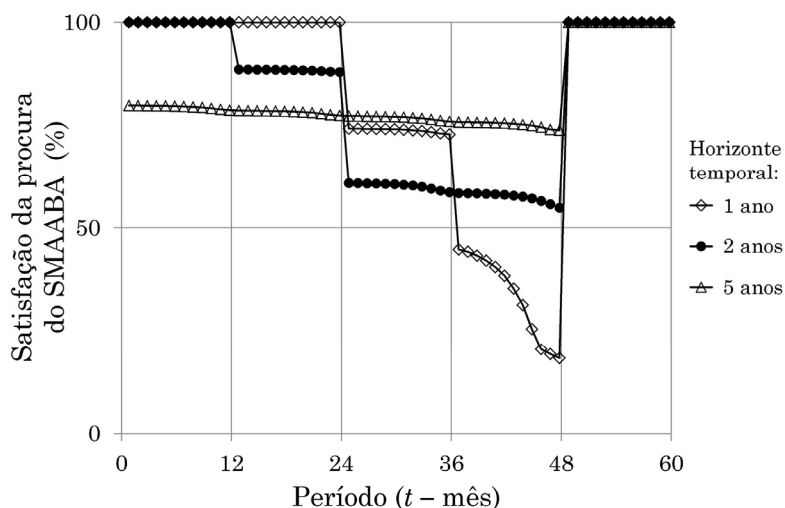


Figura 6.15. Cenário de procura – ano 2025: Variação da satisfação da procura do SMAABA com uma gestão de tipo anual e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de 2 e 5 anos.

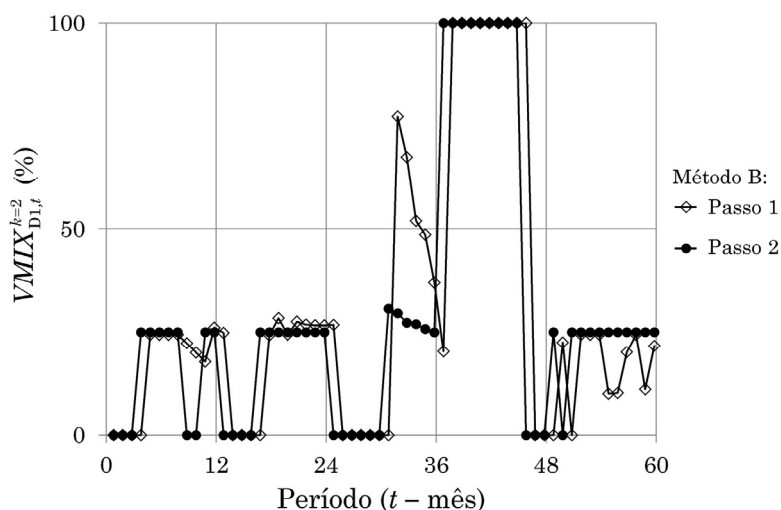


Figura 6.16. Cenário de procura – ano 2025: Variação do nível volumétrico de mistura de água subterrânea /do tipo $k = 2$ no nó de procura D1 ($VMIX_{D1,t}^{k=2}$) no final do Passo 1 e do Passo 2 por resolução do modelo de otimização com o Método B e com uma gestão de tipo anual.

6.4. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste capítulo mostram que o modelo de otimização desenvolvido pode ser aplicado a sistemas de elevada dimensão e complexidade. A variedade de resultados que é possível obter pode ser útil na investigação de possíveis estratégias para melhorar a gestão da água e a operação dos sistemas, assim como para efetuar avaliações do desempenho dos sistemas.

Uma crítica frequente aos modelos de otimização determinística relaciona-se com a assunção da hipótese de conhecimento perfeito de todos os parâmetros. Apesar das limitações inerentes à antecipação do conhecimento perfeito em relação aos diferentes parâmetros, nomeadamente às variáveis hidrológicas, o modelo de otimização pode ser usado com múltiplas séries temporais, históricas ou sintéticas, para incorporar a incerteza nos processos de decisão.

Uma outra limitação do modelo diz respeito ao facto de a exploração não ser otimizada considerando regras de exploração que imponham limites à captação de água em albufeiras em função do volume armazenado (conhecidas na literatura por regras de exploração de albufeiras). No estudo de caso, a não inclusão de qualquer regra semelhante às regras clássicas de exploração de albufeiras tem como consequência que se extraia o volume máximo de água da albufeira de Odelouca perante a eventualidade de défices no sistema, até que se atinja, nomeadamente, a restrição que impõe níveis mínimos de armazenamento. Num sistema de múltiplas origens, a determinação de regras de exploração que façam depender o volume das extrações do estado das origens (e.g., armazenamento em albufeiras e níveis piezométricos em aquíferos) exige análises integradas e complexas a todo o sistema e é, por si só, uma linha de investigação para trabalhos futuros.

A aplicação do modelo ao estudo de caso selecionado mostra ainda um sistema de abastecimento vulnerável a períodos de seca, mas evidencia também que uma gestão de tipo interanual e o uso conjunto das diferentes origens disponíveis permite reduzir

maiores consequências negativas decorrentes da ocorrência desses períodos extremos. Os resultados obtidos estão em linha com uma observação relativa à gestão da água no Algarve produzida ainda antes de se sentirem os impactes mais gravosos da seca de 2004-2005:

As políticas da administração pública central para a gestão da água permitem-nos identificar três períodos distintos: (1) um período em que o abastecimento público de água era suportado quase na totalidade por origens subterrâneas [e por pequenos sistemas municipais] (passado); (2) um período caracterizado por avultados investimentos na construção de novas infraestruturas para substituir na totalidade as origens de água subterrânea por origens superficiais no abastecimento público de água (presente); e (3) um período em que as condições hidrológicas predominantes deverão obrigar a que a administração pública defina políticas de gestão integrada de recursos hídricos baseadas no uso conjunto de águas subterrâneas e águas superficiais (futuro)³⁸ (Monteiro e Costa, 2004: 158).

³⁸ Tradução livre do autor de: «The mentioned policy defined by the central Portuguese administration, regarding water management in this region allows us to define three periods: (1) a period when water use was almost entirely supported by groundwater (past); (2) a period characterized by large investments, settled with the aim to substitute groundwater by dam waters in the public supply of the region (present) and (3) a period where the prevailing hydrological conditions will force the administration to define an integrated policy for water resources management based in the conjunctive use of groundwater and surface water (future)».

CAPÍTULO 7.

METODOLOGIA PARA EXPANSÃO DA CAPACIDADE DE SISTEMAS REGIONAIS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE MÚLTIPLAS ORIGENS

7.1. DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

Ao longo do seu período de vida útil, os sistemas de abastecimento de água são sujeitos a inúmeras situações. Perante uma resposta inadequada dos sistemas de abastecimento de água a situações fora do âmbito das condições do projeto, as primeiras opções centram-se, por regra, na melhoria das estratégias de gestão com a infraestrutura instalada. No entanto, limitações físicas da infraestrutura existente em relação a situações de aumento da procura, de diminuição da oferta ou de aumento dos níveis de exigência relativamente ao serviço prestado podem tornar inevitáveis as intervenções a nível estrutural para expansão da capacidade dos sistemas, incluindo quer a construção de novas infraestruturas, quer a reabilitação de infraestruturas existentes.

Assumindo a hipótese inicial de que é necessário expandir a capacidade de um sistema regional de abastecimento de água de múltiplas origens, o problema a resolver consiste em definir o conjunto de infraestruturas a construir e/ou reabilitar num determinado momento. Inevitavelmente, uma decisão deste tipo deverá ser tomada no contexto de um planeamento de longo prazo e entrar em consideração com

o modo como os sistemas serão operados. Os estudos de caso suscetíveis de serem analisados com a metodologia que é descrita em seguida devem preservar as características genéricas do sistema de abastecimento de água descrito no início do Capítulo 5 (secção 5.1), para o qual se propôs um modelo de otimização da operação numa perspetiva de gestão integrada da água a nível regional e adequada aos objetivos definidos pela entidade gestora para as suas intervenções.

7.2. DESCRIÇÃO GERAL E OBJETIVOS DA METODOLOGIA

Nas secções seguintes, descreve-se de forma detalhada a metodologia desenvolvida para o planeamento da expansão da capacidade de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens. A metodologia proposta baseia-se, essencialmente, numa integração de dois modelos decisionais para níveis distintos, num planeamento por cenários para representação explícita da incerteza e num método de resolução adequado às características do problema que se pode definir.

Um atributo importante da metodologia está relacionado com a possibilidade de representação explícita da incerteza em relação a fatores que têm influência sobre a operação dos sistemas. De facto, quando se planeiam infraestruturas que depois devem ser operadas durante um período de 20, 25 ou mais anos, existem diversos fatores incertos ao longo do período de vida útil que podem ter uma influência significativa no desempenho dos sistemas (e.g., custos, procura, afluências superficiais a albufeiras ou recarga subterrânea de aquíferos). Num problema expresso por uma formulação matemática, esses fatores correspondem a parâmetros incertos. Uma opção comum é usarem-se estimativas do valor médio ou do valor mais provável para os parâmetros incertos. Neste tipo de representação da incerteza, a importância de variações do valor dos parâmetros incertos pode ser avaliada *a posteriori* através de análises de sensibilidade. Porém, esta é uma abordagem de tipo reativo, enquanto a metodologia proposta se configura como uma abordagem de tipo

proativo baseada num planeamento por cenários. Existindo mais do que um parâmetro incerto, cada cenário traduz-se por uma série temporal multivariada de variáveis aleatórias. Considerando explicitamente um conjunto de possíveis situações incertas (designadas por cenários) que podem ocorrer durante a fase de operação dos sistemas, procura-se encontrar soluções que funcionem bem (ou o melhor possível) para todos os cenários, atribuindo a cada cenário uma determinada probabilidade.

Com base na classificação apresentada no início do Capítulo 2, na metodologia proposta distingue-se entre decisões de tipo estrutural e decisões de tipo operacional. As decisões de expansão da capacidade dos sistemas correspondem às decisões estruturais, enquanto as decisões a tomar no decurso do período de vida útil correspondem às decisões operacionais. Em cada cenário, as decisões operacionais são otimizadas antecipando uma determinada realização dos parâmetros incertos (Figura 7.1). Esta situação representa uma simplificação da realidade, na medida em que apenas os eventos ocorridos até um determinado momento podem ser totalmente conhecidos. Em relação às características principais da metodologia, importa ainda referir que as decisões estruturais e as decisões operacionais são avaliadas com critérios diferentes. Enquanto as decisões operacionais se relacionam com objetivos de curto prazo, as decisões estruturais são enquadradas por objetivos de longo prazo. A curto prazo, procura-se otimizar a operação de modo a obter o melhor desempenho possível dos sistemas. A longo prazo, pretende-se garantir a sustentabilidade das soluções de expansão propostas considerando a incerteza em relação ao futuro.

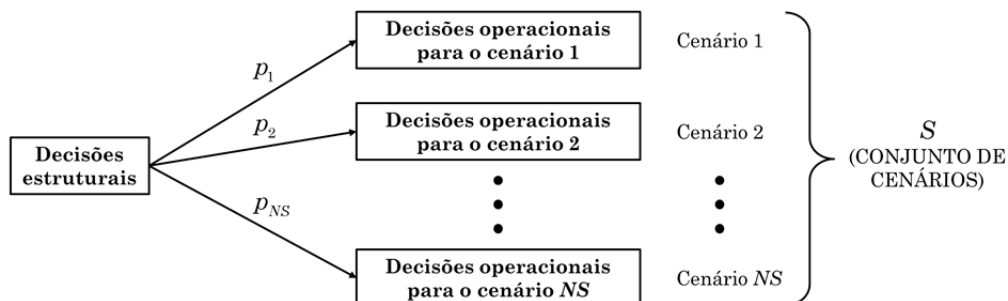


Figura 7.1. Representação esquemática das relações entre decisões estruturais e decisões operacionais adaptáveis a cada cenário $s \in S$ e $s = \{1, \dots, NS\}$ (p_s – probabilidade do cenário s).

Por último e nesta descrição geral e de objetivos, deve referir-se que para cada estudo de caso pode ser apresentada mais do que uma solução/alternativa de expansão por alteração do valor de determinados parâmetros (ver secção 7.4.2.3). Por regra, um melhor desempenho dos sistemas e uma redução dos riscos envolvem a mobilização de maiores recursos financeiros. O conjunto de soluções resultante da resolução do problema de expansão para cada estudo de caso deve permitir que se relacionem os ganhos de robustez dos sistemas por expansão da sua capacidade com os custos exigidos para esse fim.

7.3. APRESENTAÇÃO DA METODOLOGIA

Como se pretende ilustrar na Figura 7.2, a determinação das melhores soluções de expansão com a metodologia proposta envolve, numa primeira etapa, a caracterização explícita da incerteza por um conjunto de cenários – $s \in S$ e $s = \{1, \dots, NS\}$ – e, numa segunda etapa, fluxos de informação entre dois modelos decisionais para níveis distintos, designados de modelo operacional e modelo estratégico. O modelo operacional tem uma formulação matemática idêntica à do modelo de otimização apresentado em detalhe no Capítulo 5, pelo que a sua descrição na secção 7.4.1 é bastante resumida. O modelo estratégico é introduzido e descrito em detalhe na secção 7.4.2. Mantendo a devida consistência com a notação introduzida no Capítulo 2 e depois utilizada no Capítulo 5, as decisões estruturais são representadas por um vetor y e as decisões operacionais para cada cenário $s \in S$ são representadas por um vetor x_s . O vetor y é constituído por elementos correspondentes a variáveis de tipo binário $y_{y_i} \in \{0, 1\}$ que descrevem cada uma das possibilidades de expansão dos sistemas por construção ou reabilitação de infraestruturas num determinado momento. A opção pela construção ou reabilitação de uma infraestrutura incluída nas possibilidades de expansão é representada por $y_{y_i} = 1$ e a não construção ou não reabilitação por $y_{y_i} = 0$. Deste modo, o vetor y permite representar qualquer solução de expansão para os sistemas a analisar. Cada vetor x_s descreve o conjunto de decisões a tomar ao longo do tempo relativo à

operação dos sistemas em cada cenário e é constituído por elementos de variáveis contínuas não negativas ($x_{xi,s} \geq 0$). O vetor de parâmetros do modelo estratégico (vetor C_1) e os vetores de parâmetros do modelo operacional para cada cenário s (vetores $C_{2,s}$ e D_s) podem ser divididos em vetores distintos, conforme se caracterize ($c_{1,s}$, $c_{2,s}$ e d_s para $s \in S$) ou não (c_1 , c_2 e d) a incerteza dos parâmetros por um conjunto de cenários – Figura 7.2: $C_1 = \{c_1, c_{1,1}, \dots, c_{1,NS}\}$, $C_{2,s} = \{c_2, c_{2,s}\}$ e $D_s = \{d, d_s\}$. Por outro lado, existem dados de entrada do problema que têm de ser incluídos em mais do que um vetor. Por exemplo, a procura de cada reservatório de distribuição/nó de procura é definida simultaneamente em C_1 , $C_{2,s}$ e D_s (ver expressões 7.7, 5.5 e 5.14, respetivamente). Noutro exemplo, os custos de exploração variáveis são definidos e determinados simultaneamente em $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ e $g(C_{2,s}, x_s)$ – ver expressões 7.15 e 7.4, respetivamente.

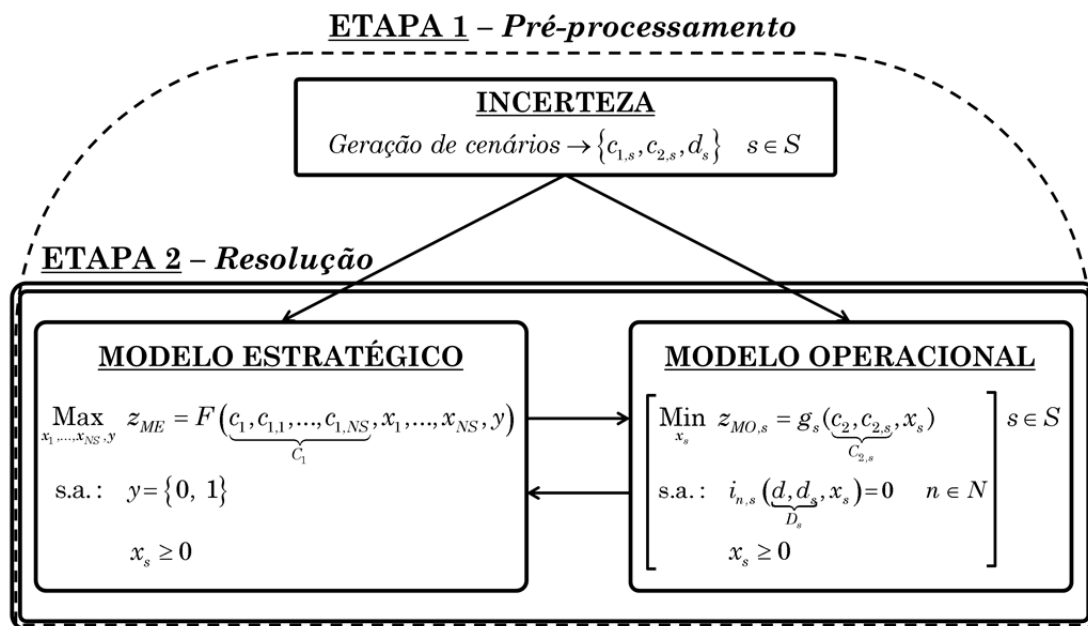


Figura 7.2. Composição, fluxos de informação (representados por setas) e etapas da metodologia proposta para abordar o problema de expansão definido na secção 7.1.

Cada cenário corresponde a uma realização específica e global de fatores incertos com impacte na operação dos sistemas. Dependendo das fontes de incerteza consideradas, assim se definem os parâmetros incertos $c_{1,s}$, $c_{2,s}$ e d_s . Por exemplo, incertezas em relação às afluências superficiais a albufeiras são caracterizadas

unicamente em d_s (ver restrição do modelo operacional 5.17), enquanto incertezas em relação aos custos de exploração variáveis e à procura são caracterizadas em $c_{1,s}$, $c_{2,s}$ e $c_{1,s}$, $c_{2,s}$ e d_s , respetivamente (ver parágrafo anterior).

O método formulado para resolver os problemas de expansão a tratar com a metodologia desenvolvida é apresentado formalmente na secção 7.5, sendo aqui ilustrado através da figura seguinte. Tal como se pode verificar na Figura 7.3, o método de resolução inclui: (1) a determinação, para cada iteração, de um vetor fixo de variáveis estruturais, isto é, y^f ; (2) a determinação da solução ótima de operação do sistema de abastecimento de água para cada cenário $s \in S$ com o modelo operacional, isto é, x_s^* ; (3) a avaliação de cada solução de expansão em função dos vetores y^f e x_s^* ; e (4) a interligação do modelo estratégico e do modelo operacional.

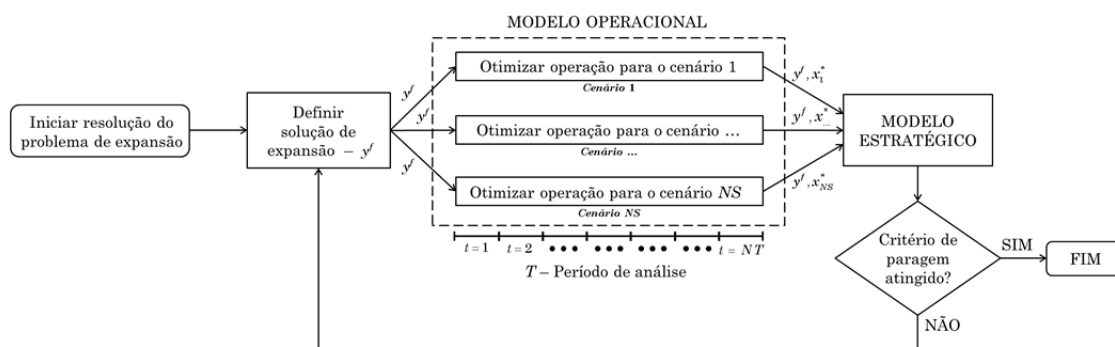


Figura 7.3. Esquema genérico da resolução do problema de expansão (y^f – vetor de valores fixos de y e x_s^* – solução de x_s).

A duração do período de análise T adotado na otimização da operação dos sistemas é definida pelo número de períodos mensais NT em que as decisões operacionais são discretizadas (Figura 7.3). A definição da duração do período de análise tem em consideração, nomeadamente, as fontes de incerteza reproduzidas, os dados disponíveis e os métodos utilizados na construção dos cenários. Por exemplo, num estudo de caso em que se represente a incerteza relativa a parâmetros hidrológicos e uma construção dos cenários por um método de *bootstrap* dos blocos móveis (secção 2.2.4), deve ponderar-se a necessidade de se considerar secas de longa duração e a independência entre os parâmetros incertos no início e no final de cada bloco amostrado. Por outro lado, uma caracterização adequada da incerteza depende

também do número de cenários (NS), podendo haver aqui limitações ao nível dos dados disponíveis. Por fim, o conjunto de situações consideradas na resolução de cada estudo de caso abrange um período total igual a $NT \times NS$, que deve ser (no mínimo) de 15-30 anos – ver secção 4.2.1 sobre o horizonte temporal adequado a processos de planeamento de longo prazo – e que tende a ser limitado pelos meios informáticos disponíveis, dadas as implicações na dimensão e complexidade dos problemas.

7.4. MODELOS DECISIONAIS

7.4.1. Modelo operacional

O modelo operacional tem uma formulação matemática idêntica à do modelo de otimização apresentado no Capítulo 5, definido genericamente pelo modelo (5.1)-(5.3). Com o modelo operacional, otimizam-se as decisões operacionais x_s para cada cenário $s \in S$ para qualquer solução de expansão y^f que for avaliada no decurso do processo de resolução do problema de expansão e em função dos vetores de parâmetros $C_{2,s}$ e D_s :

$$\text{Min}_{x_s} z_{MO,s} = g_s(C_{2,s}, x_s) \quad (7.1)$$

$$\text{s.a.: } i_{n,s}(D_s, x_s) = 0 \quad n \in N \quad (7.2)$$

$$x_s \geq 0 \quad (7.3)$$

em que $C_{2,s} = \{c_2, c_{2,s}\}$ e $D_s = \{d, d_s\}$ – Figura 7.2. A função objetivo $g(C_{2,s}, x_s)$, as restrições $i_{n,s}(D_s, x_s)$, os parâmetros $C_{2,s}$ e D_s , e as variáveis de decisão x_s são equivalentes àquelas que foram apresentadas no Capítulo 5. Nas restrições $i_{n,s}(D_s, x_s)$, incluem-se as funções matemáticas que procuram descrever a operação dos sistemas (ver secções 5.4 a 5.7). A função objetivo $g(C_{2,s}, x_s)$ é equivalente à expressão 5.4 e pode ser definida do seguinte modo:

$$z_{MO,s} = g_s(C_{2,s}, x_s) = VEC_s + PEN_{DEF,s} + PEN_{MIX,s} + PEN_{EMERG,s} + PEN_{DE,s} \quad (7.4)$$

em que se destaca a dependência dos custos de exploração variáveis (VEC) e das funções de penalidade que pretendem evitar desvios à satisfação da procura (PEN_{DEF}), ao fornecimento de água com a qualidade adequada (PEN_{MIX}), à não utilização das origens de emergência (PEN_{EMERG}) e à não ocorrência de descargas de excesso desnecessárias nas albufeiras (PEN_{DE}) de cada cenário s .

O modelo (7.1)-(7.3) mantém as mesmas características do modelo (5.1)-(5.3), classificado na secção 5.8.1 como um modelo não linear não convexo em que, à partida, nem todas as funções são contínuas.

7.4.2. Modelo estratégico

O modelo estratégico é definido pela função $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$, através da qual se avalia a qualidade de cada solução de expansão a partir de um conjunto de decisões estruturais (vetor y), de decisões operacionais para cada um dos cenários (vetores x_s) e de parâmetros do problema (vetor C_1). A função $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ integra duas métricas específicas (ver secções 7.4.2.1 e 7.4.2.2) formuladas no contexto da sustentabilidade. A análise da expressão completa que define a função $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ permite afirmar que esta tem características multiobjetivo. Com efeito, através da variação do valor de pesos incluídos em $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ é possível relacionar os ganhos de robustez que se podem obter ao nível do desempenho dos sistemas com os custos exigidos para esse fim (ver secção 7.4.2.3).

7.4.2.1. Índice de desempenho

O índice de desempenho (PI) corresponde à agregação numa única métrica da informação dada por três indicadores de desempenho distintos referentes à quantidade e qualidade de água fornecida. No índice de desempenho, foram incluídos os indicadores: de fiabilidade (Rel), de vulnerabilidade (Vul) e de qualidade da água

(*VBld*). O valor dos três indicadores varia entre 0 e 1. Nos parágrafos seguintes, apresenta-se a formulação de cada um dos indicadores e o método de agregação dos valores parcelares num único valor final.

Os indicadores de fiabilidade e de vulnerabilidade têm uma formulação adaptada ao problema em causa, mas materializam as características propostas para esses indicadores por Hashimoto *et al.* (1982) – ver secção 3.2.1. O indicador de qualidade da água foi definido tendo em consideração o modo como se especifica a qualidade da água no modelo operacional. A opção por incluir no índice *PI* apenas dois indicadores relacionados com a quantidade de água, não incluindo informação relativa à resiliência dos sistemas, é justificada pelos estudos realizados por Kjeldsen e Rosbjerg (2004) e McMahon *et al.* (2006). Estes autores analisam as relações que se estabelecem entre os indicadores de fiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. Nos trabalhos referidos, os autores mostram que existe uma forte correlação entre a resiliência e a vulnerabilidade nos sistemas de abastecimento de água. Se existir uma relação de dependência entre dois indicadores, então apenas um deles deve ser incluído na formulação final de um índice para que este não inclua informação redundante. Aceitando como hipótese que existirá uma forte correlação entre a vulnerabilidade e a resiliência nos sistemas a analisar, optou-se por incluir a vulnerabilidade no índice de desempenho formulado, tal como sugerem Kjeldsen e Rosbjerg (2004) e McMahon *et al.* (2006) na ponderação sobre uma decisão semelhante – secção 3.2.1.4.

A fiabilidade (*Rel*) é definida pelo nível médio de satisfação da procura do sistema no período de análise *T* e pode ser expressa do seguinte modo:

$$Rel = \frac{\sum_{t=1}^{NT} C_t}{\sum_{t=1}^{NT} D_t} \quad (7.5)$$

em que C_t e D_t correspondem, respetivamente, ao consumo e à procura do sistema no mês t ($C_t \leq D_t$). O indicador dado pela expressão 7.5 vem diretamente da literatura,

sendo habitualmente denominado de fiabilidade volumétrica (ver expressão 3.3). No modelo operacional, o consumo e a procura definem-se para cada nó de procura da rede de fluxos (secção 5.3.2.2), pelo que:

$$C_t = \sum_{p \in NN_D} C_{p,t} \quad (7.6)$$

e

$$D_t = \sum_{p \in NN_D} D_{p,t} \quad (7.7)$$

em que NN_D = conjunto dos nós de procura da rede de fluxos.

A diferença $D_t - C_t$ define o défice do sistema em cada período t . Admitindo como hipótese que os eventos de maior gravidade são um melhor estimador da vulnerabilidade (ver secção 3.2.1.3), o indicador de vulnerabilidade incluído no índice de desempenho é definido em função do maior défice relativo do sistema entre todos os períodos de tempo t :

$$Vul = \max_{t \in T} \left(\frac{D_t - C_t}{D_t} \right) \quad (7.8)$$

O indicador de vulnerabilidade tem alguma semelhança com a função de penalidade do modelo operacional formulada para evitar desvios à satisfação da procura (PEN_{DEF} – expressão 5.5), na medida em que ambas as expressões são definidas em função de défices relativos. Porém, o nível de agregação de informação ao nível do indicador de vulnerabilidade é maior, dado que o valor de Vul é definido apenas pelo pior dos défices relativos ao nível de todo o sistema (expressão 7.8). Pelo contrário, o valor da função de penalidade do modelo operacional (expressão 5.5) é definido à custa de uma soma de valores de défice para todos os períodos de tempo e para todos os nós de procura da rede de fluxos.

O indicador de qualidade da água ($VBld$) define-se a partir da função usada no modelo operacional para penalizar o não fornecimento de água com a qualidade adequada (PEN_{MIX} – expressão 5.7). Tal como na função de penalidade do modelo de otimização, no indicador de qualidade da água verificam-se desvios dos níveis volumétricos de mistura relativamente aos valores-alvo. O indicador de qualidade da água corresponde a um nível superior de agregação de informação e define-se em função do pior desvio positivo dos níveis volumétricos de mistura para os tipos de água $k^- \in K^-$ (i.e., conjunto dos tipos de água com pior nível de qualidade) em todo o período de análise e no conjunto de todos os nós de procura, ou seja:

$$VBld = \max_{\substack{t \in T, \\ p \in NN_D, k^- \in K^-}} \left[(VMIX_{p,t}^{k^-} - TMIX^{k^-}), 0 \right] \quad (7.9)$$

A minimização de $VBld$ deverá levar à maior mitigação possível dos desvios à qualidade da água pretendida no conjunto de todos os nós de procura. Por consequência, uma maior quantidade de água com a melhor qualidade possível deverá ser fornecida pelo sistema de abastecimento de água *ceteris paribus*.

O valor do índice de desempenho é definido em função da soma aritmética simples dos termos Rel , $(1 - Vul)$ e $(1 - VBld)$, dividida pelo número de indicadores que integram o índice:

$$PI = \frac{Rel + (1 - Vul) + (1 - VBld)}{3} \quad (7.10)$$

De acordo com a expressão 7.10, cada um dos indicadores tem um peso igual na formação do valor do índice de desempenho. No cálculo do índice de desempenho, usam-se os termos $(1 - Vul)$ e $(1 - VBld)$ para que na resolução do problema de expansão se tenha como objetivo maximizar Rel e se minimizar Vul e $VBld$. Por definição, PI é um número não negativo igual ou inferior a 1.

Na resolução de um qualquer problema de expansão, os indicadores e o índice de desempenho são determinados em função de resultados obtidos para cenário $s \in S$, usando a expressão seguinte:

$$PI_s = \frac{Rel_s + (1 - Vul_s) + (1 - VBld_s)}{3} \quad (7.11)$$

7.4.2.2. Custo normalizado da solução

O custo atualizado é uma métrica usada frequentemente em estudos económicos para avaliar diferentes soluções nas quais existe um custo a suportar inicialmente e depois um conjunto de custos que se prolongam no tempo. Utilizando os critérios de base definidos no Anexo II para avaliação dos custos de um sistema de abastecimento de água, o custo total de uma qualquer solução de expansão define-se por um custo total atualizado (*PVC*):

$$PVC = IC + \sum_{yr=1}^{NYL} \left[\frac{FEC_{yr}}{(1+a)^{yr}} \right] + \sum_{s=1}^{NS} \left[P_s \left[\sum_{yr=1}^{NYL} \frac{\overline{VECY}_s}{(1+a)^{yr}} \right] \right] \quad (7.12)$$

em que NYL = período de vida útil em anos (período considerado em estudos económicos), a = taxa de atualização, IC = custos de investimento, FEC_{yr} = custos de exploração fixos no ano yr e \overline{VECY}_s = custos de exploração variáveis médios anuais para o cenário s . Os custos de investimento e os custos de exploração fixos dependem apenas de as infraestruturas serem ou não construídas/reabilitadas e, por isso, são independentes da operação dos sistemas para cada cenário.

A expansão de um sistema de abastecimento de água é um projeto incremental, ou seja, é um projeto complementar de um sistema em funcionamento. Assumindo como hipótese que, na generalidade dos casos, os custos de exploração fixos da infraestrutura que permanece inalterada se mantêm iguais, nos custos de investimento e nos custos de exploração fixos, consideram-se apenas os encargos adicionais com a expansão do sistema. Não havendo qualquer interferência nestes custos entre as diferentes

possibilidades de expansão $y_{yi} \in \mathcal{Y}$ (secção 7.3), os custos de investimento (IC) e os custos de exploração fixos anuais (FEC_{yr}) são definidos por expressões simples, do tipo:

$$IC = \sum_{y_{yi} \in \mathcal{Y}} (c_{IC, y_{yi}} \times y_{yi}) \quad (7.13)$$

$$FEC_{yr} = \sum_{y_{yi} \in \mathcal{Y}} (c_{FEC_{yr}, y_{yi}} \times y_{yi}) \quad (7.14)$$

em que $y_{yi} \in \{0, 1\}$ e $c_{IC, y_{yi}}$ e $c_{FEC_{yr}, y_{yi}}$ são elementos dos vetores de coeficientes de custos c_{IC} e $c_{FEC_{yr}}$, respetivamente.

Os custos \overline{VECY}_s relacionam-se com os custos de exploração variáveis no respetivo cenário (VEC_s) do seguinte modo:

$$\overline{VECY}_s = \frac{VEC_s}{NY} \quad (7.15)$$

em que $NY = NT/12$. Como se destacou na secção 7.4.1, os custos de exploração variáveis são também definidos no modelo operacional.

Na função objetivo do modelo estratégico, o custo total atualizado (PVC) é expresso por um valor normalizado EI :

$$EI = \frac{PVC}{PVC_{Alt.Sup}} \quad (7.16)$$

em que $PVC_{Alt.Sup}$ = custo total atualizado de uma outra solução de expansão (Sup). O custo $PVC_{Alt.Sup}$ é um dado de entrada de qualquer aplicação da metodologia desenvolvida. A normalização do custo total atualizado tem por objetivo aproximar o intervalo de variação de EI do intervalo de variação do índice de desempenho (expressão 7.10), que é um número não negativo igual ou inferior a 1. O valor de EI é igual ou inferior a 1 se o PVC for dividido pelo custo da solução de expansão mais onerosa.

7.4.2.3. Função objetivo

A função $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ introduzida na Figura 7.2 é inspirada por um modelo de otimização robusta formulado por Malcolm e Zenios (1994) e aplicado por Mulvey *et al.* (1995) a um problema de expansão da capacidade de sistemas de produção de eletricidade. O valor de $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$ é determinado pela soma de três termos distintos conforme se define na expressão seguinte:

$$F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y) = \sum_{s=1}^{NS} p_s PI_s - \lambda \sum_{s=1}^{NS} p_s \left(PI_s - \sum_{s=1}^{NS} p_s PI_s \right)^2 - \omega EI \quad (7.17)$$

em que, recorda-se, p_s = probabilidade do cenário s , PI_s = índice de desempenho para o cenário s (expressão 7.11) e EI = custo normalizado da solução (expressão 7.16), enquanto λ e ω são pesos que representam a importância atribuída à variabilidade do desempenho do sistema e ao custo da solução de expansão, respetivamente. As melhores soluções de expansão correspondem àquelas que para cada par de valores λ e ω , permitem maximizar o valor de $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$. Os pesos λ e ω são modificados de modo a obterem-se diferentes soluções de compromisso entre o desempenho médio do sistema de abastecimento de água no conjunto dos cenários (primeiro termo de F), a variabilidade do desempenho do sistema nos diferentes cenários (segundo termo de F) e o custo da respetiva solução (terceiro termo de F). Valores elevados de λ privilegiam soluções com menor variabilidade de desempenho nos cenários considerados. Podem esperar-se soluções de menor custo para valores mais elevados de ω . Os ganhos de robustez do sistema são representados por situações de aumento do valor médio do índice de desempenho no conjunto dos cenários e/ou de diminuição da variabilidade do índice de desempenho entre todos os cenários.

7.5. MÉTODO DE RESOLUÇÃO

O método formulado para resolver o problema de expansão com a metodologia proposta combina um algoritmo de recozimento simulado com a resolução de uma

série de problemas não lineares do tipo (7.1)-(7.3), um por cada cenário, designado em seguida simplesmente por método RS-ONL.³⁹ O modelo definido por (7.1)-(7.3) corresponde ao modelo operacional. Como foi referido na secção 7.4.1, o modelo operacional tem características semelhantes ao modelo de otimização apresentado no Capítulo 5 e pode ser resolvido com qualquer um dos métodos apresentados na secção 5.8. O algoritmo de recozimento simulado é baseado num método heurístico, ou, mais especificamente, numa meta-heurística ou heurística moderna.⁴⁰ O método RS-ONL é semelhante a outros métodos implementados para a resolução de problemas complexos no sector dos recursos hídricos, em que se conjugam heurísticas modernas (e.g., recozimento simulado ou algoritmos genéticos) com algoritmos clássicos de otimização linear ou não linear (Heidari e Ranjithan, 1998; Cai *et al.*, 2001a, 2002; Ejeta e Mays, 2002; Reis *et al.*, 2005, 2006; Tu *et al.*, 2005; Afshar *et al.*, 2008, 2010).

A Figura 7.4 reproduz esquematicamente o método RS-ONL. A resolução de cada problema inicia-se gerando aleatoriamente uma solução de expansão y^f . Cada solução de expansão y^f pode originar alterações específicas nas restrições e em valores de parâmetros do modelo operacional de modo a que em cada iteração se reproduza a solução de expansão a ser avaliada.⁴¹ A otimização da operação dos sistemas para cada solução de expansão testada no decurso do processo de resolução do problema de expansão é efetuada com as restrições e os valores dos parâmetros univocamente definidos e individualmente para cada cenário $s \in S$. Com base na solução de expansão atual (y^f) e na respetiva operação otimizada para cada um dos cenários (x_s^*), avalia-se a qualidade da solução de expansão em função do valor de $F(C_1, x_1, \dots, x_{NS}, y)$.

³⁹ Sigla de Recozimento Simulado – Otimização Não Linear.

⁴⁰ O termo heurístico provém do termo grego *heuriskein* que significa a arte de inventar ou descobrir. No presente contexto, o prefixo meta significa além ou de nível superior. A utilização inicial do termo meta-heurística atribui-se frequentemente a Glover (1986). Nas heurísticas modernas, incluem-se diferentes métodos de resolução de problemas de otimização, cuja maioria se baseia em fenómenos que ocorrem na natureza. Na classe das heurísticas modernas, incluem-se, por exemplo, o método do recozimento simulado, os algoritmos genéticos, a pesquisa tabu e o método das colónias de formigas. Estes métodos têm sido aplicados com sucesso a problemas de difícil resolução em que os algoritmos clássicos não conseguem encontrar a solução ótima global ou sequer uma solução aproximada.

⁴¹ Exemplos ilustrativos no estudo de caso apresentado no Capítulo 8: expressões 8.2, 8.3 e 8.5.

O critério de paragem definido no algoritmo de recozimento simulado determina se deve ser gerada nova solução de expansão ou se se atingiu o fim da resolução do problema de expansão.

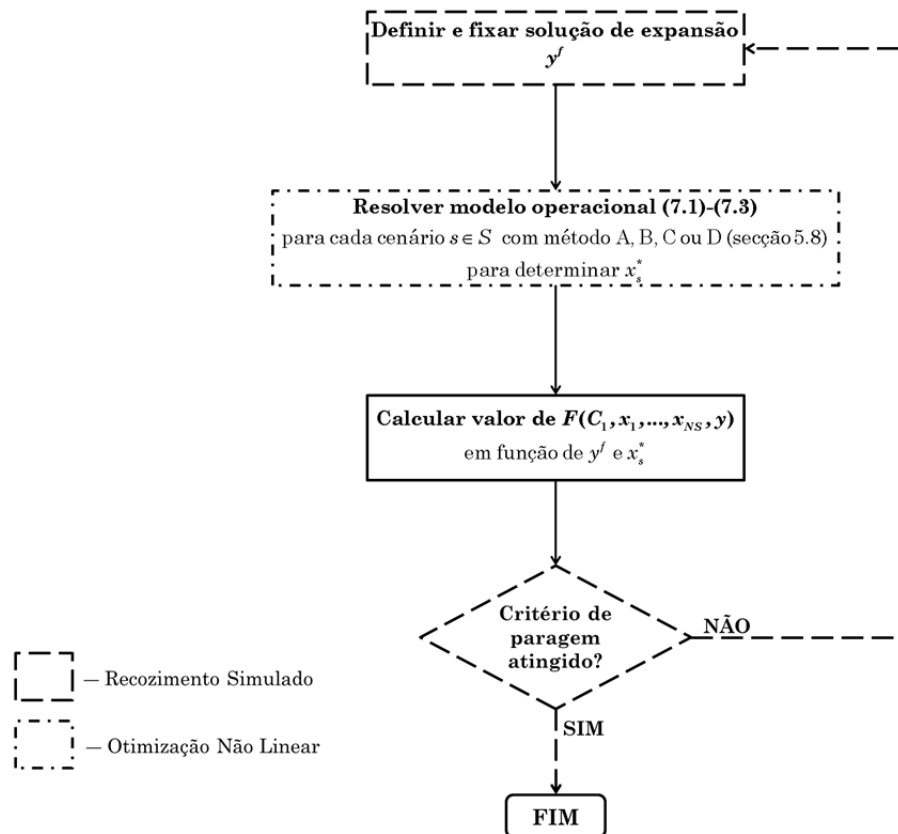


Figura 7.4. Representação esquemática do método RS-ONL na resolução do problema de expansão.

Nas últimas secções do presente capítulo, revê-se a aplicabilidade do método do recozimento simulado a diferentes tipos de problemas e os seus fundamentos (secção 7.5.1), descreve-se formalmente o algoritmo de recozimento simulado a utilizar na resolução do problema de expansão (secção 7.5.2) e apresenta-se o esquema genérico do programa que terá de ser implementado para resolver o problema de expansão com a metodologia desenvolvida (secção 7.5.3).

7.5.1. Origem e princípios do método do recozimento simulado

O método do recozimento simulado, tal como é hoje conhecido, surgiu há quase trinta anos quando, em trabalhos independentes, Kirkpatrick *et al.* (1983) e Cerny (1985) tiveram a ideia de adaptar o algoritmo proposto por Metropolis *et al.* (1953) à resolução de problemas de otimização combinatória. Desde então, o método do recozimento simulado já foi utilizado na resolução de uma enorme variedade de problemas em diversas áreas do conhecimento (Suman e Kumar, 2006). No domínio dos recursos hídricos, existem aplicações do método do recozimento simulado à otimização de redes de monitorização (Pardo-Igúzquiza, 1998; Nunes *et al.*, 2004, 2006), dimensionamento e operação de redes de distribuição de água (Cunha e Sousa, 1999, 2001, 2010; McCormick e Powell, 2004), gestão de albufeiras (Teegavarapu e Simonovic, 2002; Tospornsampan *et al.*, 2005; Kangrang *et al.*, 2010), gestão de aquíferos (Dougherty e Marryott, 1991; Wang e Zheng, 1998; Cunha, 1999; Rao *et al.*, 2004; Fragoso *et al.*, 2009), remediação de águas subterrâneas contaminadas (Marryott *et al.*, 1993; Skaggs *et al.*, 2001a, 2001b), gestão de áreas regadas (Kuo *et al.*, 2001, 2003; Brown *et al.*, 2010) e planeamento regional de sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais (Sousa *et al.*, 2002; Cunha *et al.*, 2009; Zeferino *et al.*, 2009, 2010).

O recozimento é um processo termodinâmico que consiste em elevar um sólido até uma temperatura superior à do seu ponto de fusão e em seguida proceder a um arrefecimento lento e gradual de modo a que a estrutura molecular atinja o máximo de organização estrutural. Quando se eleva a temperatura, aumenta-se significativamente a energia potencial do sistema e confere-se elevada mobilidade às partículas. Se o arrefecimento for suficientemente lento, a estrutura do sistema acomoda-se a cada nova temperatura. Eventualmente, as partículas irão arranjar-se entre si de modo a chegar à configuração mais estável que pode ser atingida a cada temperatura. Esta situação é denominada por condição de equilíbrio termodinâmico e caracteriza-se pelo nível mínimo de energia potencial que pode ser atingido pelo sistema a uma determinada temperatura. Metropolis *et al.* (1953) propuseram um

algoritmo para simular o comportamento de um conjunto de partículas de matéria a uma determinada temperatura. O algoritmo baseia-se no método de Monte Carlo e consiste em gerar uma sequência aleatória de possíveis estados físicos a uma dada temperatura do modo que a seguir se descreve. Considere-se um determinado arranjo estrutural do conjunto de partículas, denominado estado físico atual st , ao qual corresponde a energia potencial E_{st} . Por aplicação de uma pequena perturbação (e.g., alteração de posição de uma única partícula para uma outra posição possível), obtém-se um outro estado físico $st + 1$ e avalia-se sucessivamente a variação da energia potencial do sistema $\Delta E = E_{st+1} - E_{st}$. Se a alteração da estrutura do conjunto de partículas resultar num estado físico de igual ou menor valor de energia ($\Delta E \leq 0$), este é o novo estado físico atual. Caso contrário ($\Delta E > 0$), o estado físico $st + 1$ é aceite como o novo estado atual com uma probabilidade P_A (conhecida como probabilidade de aceitação), definida em função do valor da variação da energia ΔE , da temperatura atual TL e da constante de Boltzmann k_B :

$$P_A = \begin{cases} 1 & \text{se } \Delta E \leq 0 \\ \exp\left(\frac{-\Delta E}{k_B \times TL}\right) & \text{se } \Delta E > 0 \end{cases} \quad (7.18)$$

Em termos práticos, o valor da probabilidade P_A é comparado com um número real aleatório P_R retirado de uma distribuição uniforme no intervalo $[0, 1]$. No caso de $P_A \geq P_R$, o estado físico atual st é atualizado para o estado físico $st + 1$. Caso $P_A < P_R$, o estado físico st continuará a ser usado na iteração seguinte e sujeito a uma nova perturbação aleatória. Este critério de aceitação é conhecido como critério de Metropolis e o algoritmo que o emprega por algoritmo de Metropolis. No algoritmo de Metropolis, simula-se a condição de equilíbrio termodinâmico gerando um número suficientemente grande de estados físicos a cada temperatura. Em condições de equilíbrio termodinâmico, a probabilidade do conjunto de partículas se encontrar no estado físico st à temperatura TL [$P_{TL}(XS = st)$] é definida pela distribuição de Boltzmann:

$$P_{TL}(XS = st) = \frac{\exp\left(\frac{-E_{st}}{k_B \times TL}\right)}{\sum_{st' \in SS} \exp\left(\frac{-E_{st'}}{k_B \times TL}\right)} \quad (7.19)$$

em que XS = variável aleatória para os estados da massa sólida e SS = conjunto de todos os estados físicos do conjunto de partículas. Uma diminuição lenta e gradual da temperatura permite, no final do processo de arrefecimento, ter uma matéria com uma estrutura cristalina bem organizada. Este tipo de estrutura molecular está associado a níveis de energia mínimos. Pelo contrário, se o arrefecimento for demasiado rápido, não se atinge o equilíbrio termodinâmico a cada temperatura, ficando as partículas dispostas de forma irregular. Em vez de se obter uma estrutura cristalina, obtém-se uma estrutura amorfa com imperfeições.

A ideia de Kirkpatrick *et al.* (1983) e Cerny (1985) em usar o algoritmo de Metropolis na resolução de problemas de otimização combinatória inspirou-se na analogia que se pode fazer entre o processo físico de recozimento e um problema de otimização combinatória. As possíveis soluções de um problema de otimização são equivalentes aos estados físicos da matéria. O valor da função objetivo para uma qualquer solução do problema é equivalente ao valor da energia potencial do sistema para um determinado estado físico da matéria. A geração de uma solução candidata na vizinhança da solução corrente⁴² corresponde à perturbação do estado físico atual da matéria. Existe ainda um parâmetro de controlo no algoritmo de recozimento simulado que desempenha o papel equivalente ao da temperatura no processo físico. O algoritmo de recozimento simulado pode ser visto como um algoritmo de pesquisa local, no qual se usa uma sequência de algoritmos de Metropolis em conjunto com valores decrescentes do parâmetro de controlo.

⁴² A vizinhança é composta por um conjunto de soluções com características próximas da solução corrente.

Se o parâmetro de controlo (ou temperatura) diminuir de forma adequada, prova-se que a solução de um problema de otimização combinatória tende a convergir para a solução ótima global com o número crescente de soluções avaliadas a cada temperatura (cf., Aarts e Korst, 1989). A propriedade de convergência do método está também relacionada com o facto de no decurso da pesquisa se poderem aceitar soluções que pioram o valor da função objetivo em função da diferença do valor da função objetivo entre as soluções candidata e corrente atuais e do valor da temperatura. Inicialmente, a temperaturas elevadas devem ser aceites muitas soluções que piorem o valor da função objetivo. À medida que se reduz a temperatura, a probabilidade de aceitação dessas soluções deve diminuir. Mas é a possibilidade de aceitação de piores soluções candidatas que possibilita que o algoritmo não fique, em princípio, “preso” em ótimos locais.

A Figura 7.5 descreve o pseudocódigo de um algoritmo de recozimento simulado para minimizar o valor de uma função objetivo genérica $f(xb)$. O significado de cada um dos vetores de variáveis é direto: xb_{SI} , xb_{cd} e xb_{cr} são, respetivamente, os vetores correspondentes à solução inicial, solução candidata e solução corrente. A temperatura define-se por TC . O significado de cada uma das funções incluídas na descrição simplificada do algoritmo é o seguinte: $IniTC()$ é a função de definição do valor inicial da temperatura, $NB(xb_{cr})$ é a função de geração de vizinhanças, mais ou menos próxima da solução corrente xb_{cr} , $SelRNB[NB(xb_{cr})]$ é a função de seleção aleatória de uma das vizinhanças da solução corrente xb_{cr} , $SelRU[0, 1]$ é a função de geração de um número real aleatório retirado de uma distribuição uniforme no intervalo $[0, 1]$, $Equil()$ é a função de determinação do número de iterações a realizar a cada temperatura, $UpDateTC()$ é a função de arrefecimento e $StopCrit()$ é a função de terminação do algoritmo. As funções $IniTC()$, $Equil()$, $UpDateTC()$ e $StopCrit()$ definem a escala de arrefecimento. Atendendo a que as condições necessárias à convergência assintótica não são na prática atingíveis, é muito provável que ao longo da pesquisa se encontrem soluções melhores do que a solução corrente que se vai obter no final de execução do algoritmo. Deste modo, nas aplicações práticas, o

código completo do algoritmo deverá ter uma forma de guardar a melhor solução encontrada no decurso da pesquisa e não apenas a solução final.

```
INÍCIO
  Ler solução inicial (SI):  $xb_{SI}$ 
  Inicializar solução corrente:  $xb_{cr} \leftarrow xb_{SI}$ 
  Ler parâmetros de funções:  $IniTC()$ ,  $SelRNB[NB(xb_{cr})]$ ,  $Equil()$ ,
     $UpDateTC()$  e  $StopCrit()$ 
  Definir valor inicial da temperatura:  $TC \leftarrow IniTC()$ 
  Repetir
    Repetir
      Gerar solução candidata:  $xb_{cd} \leftarrow SelRNB[NB(xb_{cr})]$ 
      Calcular  $\Delta f = f(xb_{cd}) - f(xb_{cr})$ 
      Gerar número aleatório:  $P_R \leftarrow SelRU[0, 1]$ 
      Se  $P_R \leq \min \left\{ 1, \exp \left( \frac{-\Delta f}{TC} \right) \right\}$ , então:  $xb_{cr} \leftarrow xb_{cd}$ 
    Até  $Equil()$ 
     $TC \leftarrow UpDateTC()$ 
  Até  $StopCrit()$ 
FIM
```

Figura 7.5. Pseudocódigo de um algoritmo de recozimento simulado para minimizar o valor de uma função objetivo $f(xb)$.

7.5.2. Implementação do método do recozimento simulado

O algoritmo de recozimento simulado esquematizado na Figura 7.5 pode ser adaptado e usado na resolução do problema de expansão com a metodologia proposta. Atendendo a que qualquer problema de minimização pode ser transformado num problema de maximização (e vice-versa) por troca de sinal da função objetivo, define-se uma nova variável F^- de tal modo que $F^- = F$ (expressão 7.17). Na aplicação do critério de Metropolis, consideram-se as seguintes expressões:

$$\Delta F^- = F^-(C_1, x_{cd,1}^*, \dots, x_{cd,NS}^*, y_{cd}^f) - F^-(C_1, x_{cr,1}^*, \dots, x_{cr,NS}^*, y_{cr}^f) \quad (7.20)$$

$$P_R \leq \min \left\{ 1, \exp \left(\frac{-\Delta F^-}{TC} \right) \right\} \quad (7.21)$$

As variáveis $x_{cd,s}^*$, $x_{cr,s}^*$, y_{cd}^f e y_{cr}^f correspondem às variáveis x_s^* e y^f (ver secção 7.3 ou 7.5) com os índices que identificam as soluções candidata (cd) e corrente (cr).

As restantes decisões que têm de ser tomadas para a implementação formal do algoritmo de recozimento simulado expresso na Figura 7.5 incluem a seleção da solução inicial, o mecanismo de geração de soluções candidatas e o estabelecimento da escala de arrefecimento (na qual se inclui a determinação da temperatura inicial). Johnson *et al.* (1989) afirmam que o estabelecimento da escala de arrefecimento pode ser uma decisão genérica em relação ao tipo de problema analisado, enquanto a seleção da solução inicial e o mecanismo de geração de soluções candidatas tendem a ser decisões específicas do problema a resolver em concreto (i.e., instância de teste ou estudo de caso). Por este motivo, no presente capítulo apenas se descreve a escala de arrefecimento que se propõe que seja utilizada em qualquer aplicação da metodologia desenvolvida.

Alguns autores consideram que o desempenho de um algoritmo de recozimento simulado, medido pelo tempo de execução e pela qualidade da solução final, depende em grande parte de uma escala de arrefecimento adequada. A escala de arrefecimento que se propõe que seja utilizada na resolução de qualquer problema de expansão já foi utilizada com sucesso em diferentes tipos de problemas de otimização (Cunha, 1999; Cunha e Sousa, 2001, 2010; Cunha *et al.*, 2009; Fragoso *et al.*, 2009; Zeferino *et al.*, 2009), e inspira-se na escala de arrefecimento proposta por Johnson *et al.* (1989). São necessários quatro parâmetros para definir a escala de arrefecimento:

- *EA* – Percentagem pretendida de aceitação de soluções candidatas à temperatura inicial. O quociente entre um número de soluções aceites e um número de soluções geradas define uma percentagem de aceitação de soluções

candidatas. Uma percentagem elevada é desejada inicialmente para não restringir o domínio da pesquisa. O parâmetro EA é usado na determinação da temperatura inicial. Não havendo possibilidade de determinar analiticamente a temperatura que garante uma dada percentagem de aceitações, alguns autores estabelecem critérios empíricos expeditos, cujo objetivo é determinar um valor inicial de temperatura que aproxime a percentagem inicial de aceitações de soluções candidatas do valor pretendido. As expressões seguintes correspondem, respetivamente, aos critérios sugeridos por Kouvelis *et al.* (1992) e por Cunha (1999):

$$TC = -\frac{\overline{\Delta F^{-pos}}}{\ln EA} \quad (7.22)$$

$$TC = \frac{0,1 \times F_{SI}^-}{\ln EA} \quad (7.23)$$

em que $\overline{\Delta F^{-pos}}$ = valor médio da série de valores $\Delta F^- > 0$ e F_{SI}^- = função objetivo do modelo estratégico para a solução inicial com troca de sinal. Para aplicação do primeiro critério avalia-se $\overline{\Delta F^{-pos}}$ após gerar um certo número de soluções candidatas. A temperatura inicial deve ser aquela que corresponde a $\exp\left(-\overline{\Delta F^{-pos}}/TC\right) \cong EA$. O segundo critério baseia-se no princípio de que, à temperatura inicial, um movimento ascendente (corresponde a uma solução candidata pior do que a solução corrente atual) de valor idêntico a 10% do valor de F_{SI}^- deve ser aceite com uma probabilidade EA .

- *IA* – A cada temperatura realiza-se um número mínimo de iterações do algoritmo de recozimento simulado igual a $IA \times NVAR$, em que o primeiro parâmetro é um valor a calibrar e o segundo é o número de variáveis do problema. Para que a temperatura decresça, é necessário que se efetue um número de iterações igual a $IA \times NVAR$ sem qualquer melhoria do valor ótimo ou do valor médio da função objetivo nas últimas $IA \times NVAR$ soluções correntes. Esta condição define a condição de equilíbrio *Equil()*. O número de avaliações a cada temperatura tem uma influência muito significativa no

tempo de cálculo e na convergência do método. Tal como no processo físico de recozimento, é necessário que o arrefecimento não seja demasiado rápido para garantir soluções de qualidade. Aarts e van Laarhoven (1985) mostram que é necessário um número crescente de iterações com o aumento da dimensão do problema, para permitir que a distribuição de probabilidade das soluções se aproxime da respetiva distribuição estacionária, antes de se proceder a uma redução da temperatura. A existência da distribuição estacionária garante a convergência do método para a solução ótima global.

- *FA* – O fator de arrefecimento ($0 < FA < 1$) define a função de arrefecimento $UpdateTC()$: $TC \leftarrow FA \times TC$, que é conhecida por função de arrefecimento geométrica (Kirkpatrick *et al.*, 1983). Esta forma funcional permite controlar facilmente o arrefecimento. O fator de arrefecimento *FA* pode ser constante ou variar ao longo do processo de pesquisa, como sugerem, por exemplo, Huang *et al.* (1986) e Cunha e Sousa (2001). O fator de arrefecimento *FA* e o parâmetro *IA* são, porventura, os dois parâmetros que exigem maior esforço de parametrização na etapa de calibração dos parâmetros do algoritmo de recozimento simulado implementado.
- *MP* – Este parâmetro define o número máximo permitido de decréscimos de temperatura consecutivos, sem melhoria do valor ótimo ou do valor médio da função objetivo para as soluções correntes a cada temperatura, antes de terminar o algoritmo. Existe assim uma condição lógica que define o critério de paragem do algoritmo *StopCrit()*.

A forma de atuação dos quatro parâmetros no funcionamento do algoritmo de recozimento simulado está ilustrada na Figura 7.6.

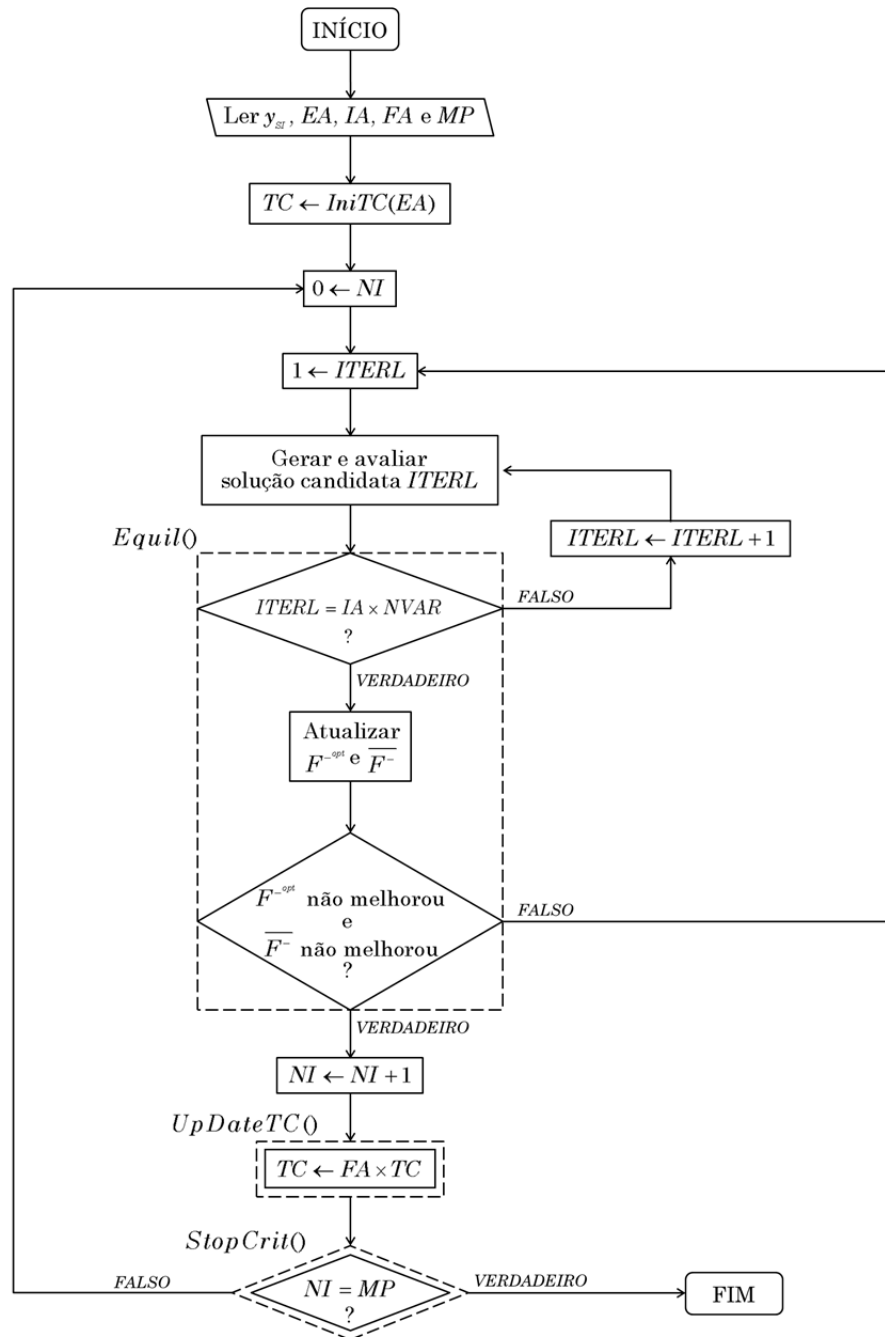


Figura 7.6. Parâmetros e pseudocódigo da escala de arrefecimento do algoritmo de recozimento simulado (y_{SI} – solução de expansão inicial, NI e $ITERL$ – contadores, F^{-opt} – ótimo de F^{-} entre todas as soluções de expansão testadas, $\overline{F^{-}}$ – valor médio de F^{-} para as últimas $ITERL$ soluções correntes).

7.5.3. Programação

A Figura 7.7 reproduz esquematicamente o programa que tem de ser implementado para resolver o problema de expansão. Ao analisar a figura, observa-se que podem existir vantagens significativas no tempo de cálculo se for possível recorrer a um esquema de multiprocessamento (i.e., programação paralela) na etapa de otimização da operação do sistema de abastecimento de água para cada solução de expansão que for testada.

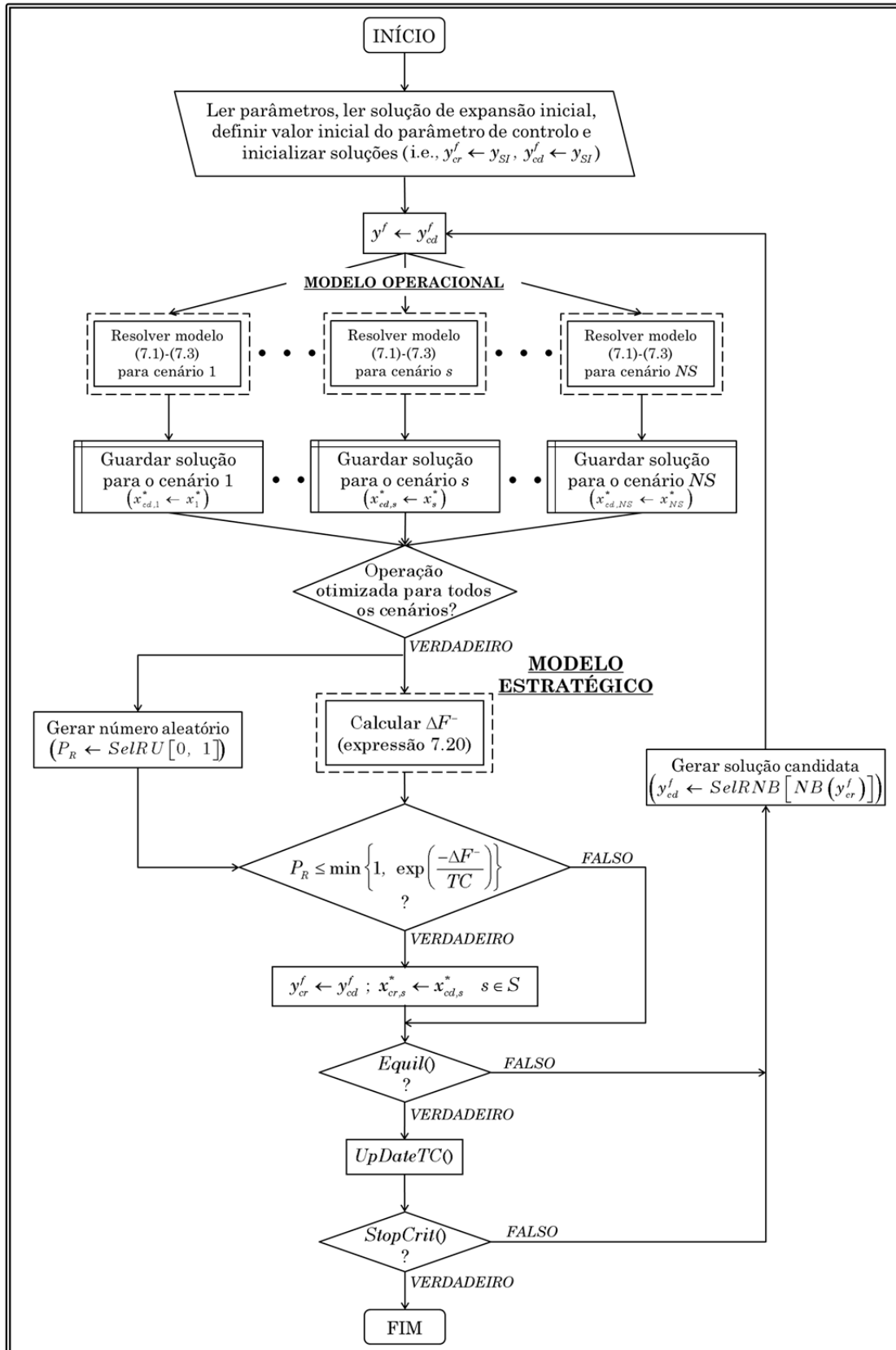


Figura 7.7. Pseudocódigo do programa a implementar para resolução do problema de expansão.

CAPÍTULO 8.

APLICAÇÃO DA METODOLOGIA À EXPANSÃO DA CAPACIDADE DO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO BARLAVENTO ALGARVIO

Neste capítulo, descreve-se uma aplicação da metodologia apresentada no Capítulo 7, e resumida esquematicamente na Figura 7.2, à expansão da capacidade do sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio (SMAABA), em que se considerou explicitamente a incerteza em relação às afluências às albufeiras e à recarga dos sistemas aquíferos. Na secção 8.1, define-se o âmbito da aplicação efetuada e os seus objetivos. Na secção 8.2, destacam-se as possibilidades admitidas de expansão da capacidade do sistema multimunicipal, os respetivos custos e a descrição dos fatores de incerteza na aplicação efetuada. Na secção 8.3, apresentam-se diferentes soluções de expansão da capacidade do SMAABA, potencialmente promissoras, determinadas por aplicação da metodologia desenvolvida e reproduzindo estratégias alternativas de gestão (i.e., anual e interanual) dos recursos hídricos. Na última secção (8.4), descrevem-se as conclusões principais da aplicação da metodologia ao estudo de caso selecionado.

8.1. ANTECEDENTES E OBJETIVOS DA APLICAÇÃO

Os resultados da aplicação descrita no Capítulo 6 deram uma indicação sobre as limitações físicas da atual infraestrutura do SMAABA na prestação de um serviço de abastecimento público com o nível de qualidade adequado. Os resultados apresentados no Capítulo 6 confirmam as preocupações manifestadas anteriormente pela Hidroprojecto e Ambio (2005) no estudo técnico-económico sobre o reforço do abastecimento de água ao Algarve. Considerando a construção da albufeira de Odelouca já como um dado adquirido,⁴³ no referido estudo já se afirmava que deveriam surgir dificuldades em assegurar a procura prevista no ano de horizonte do projeto (ano 2025) e recomendava-se a identificação de «hipóteses alternativas de reforço do abastecimento de água, estruturantes, com adequado grau de fiabilidade, dado que essas origens alternativas serão determinantes para assegurar os consumos no horizonte de projecto» (Hidroprojecto e Ambio, 2005: 15-16).

A aplicação da metodologia ao estudo de caso selecionado teve um âmbito académico e o objetivo principal foi o de mostrar a sua utilidade. O estudo de caso não teve por objetivo a definição de soluções de expansão da capacidade do SMAABA que pudessem ser desde já apresentadas aos decisores. Para esse objetivo, teria sido necessário realizar um trabalho adicional de verificação da informação existente, com eventual recolha de nova informação e de ponderação da necessidade de se incorporarem outras incertezas além das aflúncias às albufeiras e da recarga dos sistemas aquíferos (e.g., procura, fatores de custos). Na notação da Figura 7.2, os cenários foram definidos unicamente por vetores de parâmetros d_s , ou seja, $C_1 = \{c_1\}$, $C_{2,s} = \{c_2\}$ e $D_s = \{d, d_s\}$.⁴⁴ Neste estudo de caso, considerou-se a procura estimada para o ano de 2025/horizonte do projeto (74,7 hm³/ano – secção 6.2.2), fatores de custos

⁴³ Depois de sucessivos atrasos na sua construção, a albufeira de Odelouca só começou a fornecer água ao Barlavento Algarvio em 1 de junho de 2012 (mais pormenores na secção 6.1).

⁴⁴ As aflúncias às albufeiras e a recarga dos sistemas aquíferos são parâmetros incluídos unicamente em D_s , ao contrário de outros parâmetros do problema de expansão que têm de ser incluídos em mais do que um dos vetores de parâmetros C_1 , $C_{2,s}$ e D_s (ver secção 7.3).

baseados em informação existente e um conjunto alargado de possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA que não foram antes consideradas em conjunto.

8.2. DADOS DE ENTRADA

Os dados de entrada do presente estudo de caso são idênticos aos utilizados anteriormente no Capítulo 6 – em que se otimizou a operação do SMAABA considerando a infraestrutura atual e um período de análise com cinco anos de duração –, à exceção daqueles que tiveram de ser modificados e adaptados ao problema de expansão. As diferenças nos dados de entrada relacionam-se com as hipóteses e respetivas possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA (secção 8.2.1), com a modificação da rede de fluxos multiproduto (secção 8.2.2), com as funções de custos das possibilidades de expansão (secção 8.2.3) e com o conjunto de cenários hidrológicos considerados (secção 8.2.4).⁴⁵ Por último (secção 8.2.5), apresentam-se os dados de entrada relacionados com o método de resolução do problema de expansão.

8.2.1. Hipóteses e possibilidades de expansão

Sem a realização de qualquer investimento na expansão da capacidade do SMAABA (i.e., alternativa 0 (zero) de expansão da capacidade do SMAABA),⁴⁶ considera-se

⁴⁵ Da primeira aplicação desta tese retiveram-se, além da procura prevista para o ano de 2025, os dados de entrada utilizados na simulação da operação das albufeiras (secção 6.2.4 e Anexo V), na simulação dos níveis piezométricos nos pontos de controlo dos sistemas aquíferos (secção 6.2.5 e Anexo VI), na determinação dos custos de exploração variáveis da infraestrutura instalada (secção 6.2.6 e Anexo VII), na reprodução das preferências da AdA na operação do SMAABA (secção 6.2.7) e na definição da situação inicial (secção 6.2.8).

⁴⁶ A alternativa 0 é uma designação comum em avaliação de impacte ambiental para identificar a alternativa de não realização de uma qualquer proposta de desenvolvimento, seja esta um projeto, plano ou programa. Por analogia com a avaliação de impacte ambiental, a alternativa 0 de expansão da capacidade do SMAABA corresponde à não realização de qualquer investimento na expansão da capacidade do sistema.

apenas o recurso às origens próprias já integradas na infraestrutura atual do sistema (Quadro 6.2): albufeira de Odelouca com o tratamento da água bruta na ETA de Alcantarilha, albufeira da Bravura com o tratamento da água bruta na ETA das Fontainhas, captações de água subterrânea de Vale da Vila no sistema aquífero Querença-Silves com mistura da água subterrânea com água superficial na ETA de Alcantarilha e captações de água subterrânea de Almádena no sistema aquífero Almádena-Odiáxere com tratamento por desinfecção antes da entrada da água no sistema adutor principal.

As hipóteses e respetivas possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA são caracterizadas nas secções seguintes e incluem o recurso a novas origens (secção 8.2.1.1), a integração de captações municipais de água subterrânea no sistema multimunicipal (secção 8.2.1.2) e a introdução de novos esquemas de tratamento para as águas subterrâneas (secção 8.2.1.3), e são resumidas na secção 8.2.1.4.

8.2.1.1. Novas origens

As hipóteses de expansão do SMAABA envolvendo o recurso a origens de água não utilizadas anteriormente no abastecimento público correspondem às soluções de reforço apresentadas pela Hidroprojecto e Ambio (2005) para o Barlavento Algarvio: i) transferência de caudais da albufeira de Santa Clara, ii) transferência de caudais do Sotavento por uma nova interligação, e iii) utilização de água do mar dessalinizada de uma instalação de osmose inversa para a qual foram avaliadas três possibilidades distintas para a capacidade máxima de produção de água para consumo humano.

A albufeira de Santa Clara localiza-se na região do Alentejo, poucos quilómetros a norte da fronteira com a região do Algarve. No contexto das unidades territoriais principais de gestão das águas definidas pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro), o SMAABA insere-se na região hidrográfica das Ribeiras do Algarve, enquanto a albufeira de Santa Clara se localiza na região hidrográfica do Sado e Mira, pelo que este é um projeto que terá de ser sujeito a um procedimento de

Avaliação de Impacte Ambiental (AIA).⁴⁷ A albufeira de Santa Clara é utilizada primordialmente para a rega, apresentando pequenos consumos para o abastecimento público do município alentejano de Odemira e para a indústria extrativa. O histórico do regime de exploração da albufeira revela que as disponibilidades de água são muito superiores aos consumos normais. A Hidroprojecto e Ambio (2005) apresentam os resultados de um exercício de simulação da operação da albufeira de Santa Clara para um período de 50 anos. O exercício realizado mostra que seria possível transferir, com total garantia, um volume até 20 hm³/ano para reforço do abastecimento de água ao Barlavento Algarvio. A solução proposta consiste na captação de água bruta diretamente da albufeira e na adução à ETA de Alcantarilha por um sistema de condutas com 55 km de extensão. A adução seria de tipo mista (bombeamento + gravítica) e dimensionada para a transferência de um caudal de 650 l/s.

Atualmente, já é possível transferir água do Sotavento para o Barlavento Algarvio através de uma interligação física entre os dois sistemas. No entanto, a interligação existente não pode ser considerada de tipo estrutural. O uso da atual interligação implica a inversão do sentido normal de escoamento nas condutas e os volumes que poderão ser transferidos no futuro devem diminuir significativamente com o crescimento previsto para a procura. No estudo realizado sobre o reforço do abastecimento de água ao Algarve, a Hidroprojecto e Ambio (2005) propõem uma nova interligação envolvendo a construção de um sistema adutor com 32 km de extensão, de uma estação elevatória e de uma nova origem superficial no Sotavento Algarvio – a albufeira da Foupana. Os caudais que podem ser transferidos dependem sempre dos consumos no Sotavento, que, tal como no Barlavento, são maiores nos meses de verão, mas a disponibilidade de caudais é inversamente proporcional aos

⁴⁷ A Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro) define a região hidrográfica 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, constituindo-se como a principal unidade para a gestão das bacias hidrográficas». O Decreto-Lei n.º 151-B/2013 (de 31 de outubro) sobre AIA exige a realização de uma avaliação ambiental prévia a todas as «obras de transferência de recursos hídricos entre bacias hidrográficas».

consumos. Para o horizonte do projeto, a Hidroprojecto e Ambio (2005) apresentam as seguintes estimativas para as quantidades máximas de água a transferir do Sotavento para o Barlavento: 330 l/s nos meses de verão e 780 l/s nos meses de inverno e 18,42 hm³/ano. A água bruta seria tratada na ETA de Tavira (principal estação de tratamento de água no Sotavento). O local de conexão da nova interligação com o SMAABA permitiria a realização de transferências de água sem a inversão do sentido de escoamento nas condutas.

A Hidroprojecto e Ambio (2005) admitem também a hipótese de se construir uma unidade de dessalinização de água do mar por osmose inversa. Esta unidade ficaria localizada junto à costa, a cerca de 10 km a sul da ETA de Alcantarilha. A captação de água do mar seria realizada em poços escavados numa praia, nas imediações da unidade de dessalinização a construir. A descarga da salmoura resultante do processo de dessalinização seria realizada através de um emissário submarino. No estudo técnico-económico, considera-se uma taxa de recuperação do caudal afluyente na unidade de osmose inversa igual a 50% (i.e., caudal do permeado/caudal afluyente). A água dessalinizada seria elevada para o reservatório de água tratada da ETA de Alcantarilha e daí bombeada para o adutor principal do SMAABA. A Hidroprojecto e Ambio (2005) admitem três possibilidades para a capacidade máxima de produção de água dessalinizada: 250 l/s (ou 7,88 hm³/ano), 500 l/s (ou 15,77 hm³/ano) e 750 l/s (23,65 hm³/ano).

8.2.1.2. Integração de captações municipais de água subterrânea

Com o início do fornecimento de água a partir da albufeira de Odelouca em 1 de junho de 2012, terminou o acordo estabelecido entre a AdA e os municípios para que estes mantivessem em funcionamento um conjunto de captações de água subterrânea como origens de emergência do SMAABA.

Na presente aplicação, admitiu-se como hipótese que, depois de expandida a capacidade do sistema, não se poderia recorrer a captações municipais de água subterrânea não integradas formalmente no SMAABA, ou seja, a origens de

emergência. A integração formal de captações municipais de água subterrânea no SMAABA já foi examinada por mais do que uma vez pela AdA (ver secção 6.1). Na presente aplicação, considerou-se novamente essa hipótese para as captações municipais identificadas no Quadro 6.2 e o último estudo realizado pela Hidroprojecto (2005) por solicitação da AdA. O esquema de tratamento sugerido pela Hidroprojecto (2005) para as captações que fossem adquiridas era a manutenção de um tratamento a nível local por desinfecção, para garantir um teor residual de desinfetante na água. Neste estudo de caso, considerou-se também a hipótese de se instalarem sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea (ver secção seguinte).

8.2.1.3. Amaciamento de água subterrânea

Sem o tratamento adequado, a água de origem subterrânea apresentará sempre elevados níveis de dureza.⁴⁸ Nos últimos 15-20 anos, a nanofiltração tem vindo a afirmar-se como uma tecnologia alternativa aos tratamentos convencionais por permuta iónica e precipitação química para o amaciamento de águas com elevados níveis de dureza destinadas ao consumo humano (Bergman, 1995; Duran e Dunkelberger, 1995; Thompson e Azar, 1998; Gorenflo *et al.*, 2003; Costa e de Pinho, 2006; USEPA, 2006a). O amaciamento por nanofiltração permite a obtenção de uma água de elevada qualidade, com um elevado nível de fiabilidade e sem a utilização de uma elevada quantidade de reagentes. Para além de ser eficiente na remoção da dureza, a nanofiltração permite remover simultaneamente matéria orgânica, microrganismos e contaminantes orgânicos e inorgânicos. As principais limitações à utilização desta tecnologia de tratamento relacionam-se com custos de operação e de manutenção significativos. Os custos podem ser ainda mais elevados se houver necessidade de um pré-tratamento, mais frequentemente para a remoção de ferro e manganês acima de 1,2 mg/l e de 0,2 mg/l, respetivamente (Gorenflo *et al.*, 2003).

⁴⁸ Ver nota de rodapé n.º 30 (pág. 135).

Neste estudo de caso, considerou-se uma possibilidade de reforço das origens do SMAABA envolvendo a instalação de sistemas de nanofiltração individuais para cada um dos grupos de captações de água subterrânea identificados no Quadro 6.2. A análise efetuada por Nunes *et al.* (2009) à qualidade da água subterrânea permitiu admitir como viável a hipótese de que não existiria a necessidade da instalação de um pré-tratamento ao amaciamento da água subterrânea por nanofiltração. A taxa de recuperação do caudal afluyente considerada foi de 85%, um valor típico para o amaciamento de águas subterrâneas com elevados níveis de dureza (Gorenflo *et al.*, 2003; USEPA, 2006a).

Em relação à instalação de um sistema de nanofiltração para as captações de Vale da Vila (grupo P1 no Quadro 6.2), admitiram-se duas possibilidades para o caudal máximo afluyente à unidade que seria construída: 412 l/s e 984 l/s. O caudal inferior corresponde ao volume máximo que a AdA está autorizada a captar anualmente das captações de Vale da Vila (13 hm³/ano – secção 6.2.1), distribuído uniformemente ao longo do ano. Com o caudal superior é possível aproveitar a capacidade de bombeamento instalada no grupo de captações, mas o volume a captar não pode ultrapassar os referidos 13 hm³/ano. Admitindo que a taxa de recuperação do caudal afluyente seria de 85%, a unidade de nanofiltração não poderia produzir um volume superior a 11,05 hm³/ano de água para consumo humano. A unidade de nanofiltração seria instalada no interior da ETA de Alcantarilha. A água subterrânea tratada no sistema de nanofiltração seria colocada no reservatório de água tratada da ETA de Alcantarilha, sem passar pela linha normal de tratamento, e daí bombeada para o adutor principal do SMAABA.

Para as captações de Almádena (grupo P2 no Quadro 6.2) também se admitiram duas possibilidades para o caudal máximo afluyente à unidade de nanofiltração: 60 l/s e 110 l/s. Desde que a AdA utiliza este grupo de três captações de água subterrânea, apenas uma captação tem sido utilizada. O caudal inferior considerado corresponde à capacidade de bombeamento do único furo utilizado até agora. O caudal superior

considerado corresponde à capacidade de bombeamento do conjunto das três captações de água subterrânea.

Para cada grupo de captações municipais que poderia ser adquirido pela AdA (grupos E1 a E5), as duas possibilidades para o caudal máximo afluyente à unidade de nanofiltração correspondem a 50% e a 100% da capacidade de bombeamento instalada.

8.2.1.4. Resumo

No Quadro 8.1, resumem-se as hipóteses e as possibilidades consideradas de expansão da capacidade do SMAABA por reforço das origens de água, com indicação das respetivas disponibilidades máximas para o abastecimento público. Cada solução de expansão da capacidade do SMAABA é definida por uma determinada combinação dos 24 elementos do tipo $y_{y_i} \in \{0, 1\}$ que constituem o vetor y (secção 7.3) do presente estudo de caso. O número de elementos do vetor y corresponde ao número de possibilidades de expansão do SMAABA identificadas no Quadro 8.1. Como as diferentes possibilidades de expansão para a mesma hipótese eram mutuamente exclusivas (e.g., na expansão do sistema pode construir-se uma única unidade de dessalinização por osmose inversa [H3] com a capacidade máxima de produção de água dessalinizada de 250 l/s [H3.Y1], 500 l/s [H3.Y2] ou 750 l/s [H3.Y3]), existiam neste estudo de caso 589 824 soluções de expansão diferentes, incluindo a alternativa 0.

Quadro 8.1. Hipóteses e possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA.

Hipótese de expansão	Possibilidade de expansão			Disponibilidades máximas		
	Descrição	Identificação	Representação vetorial em y	Caudal (l/s)	Volume (hm ³ /ano)	
H1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	Não construção	H1.Y0	$y_{H1.Y1} = 0$	--		
	Construção	H1.Y1	$y_{H1.Y2} = 1$	650,0	20,00	
H2 – Transferência de caudais do Sotavento por nova interligação	Não construção	H2.Y0	$y_{H2.Y1} = 0$	--		
	Construção	H2.Y1	$y_{H2.Y2} = 1$	330,0-780,0	18,42	
H3 – Unidade de dessalinização por osmose inversa	Não construção	H3.Y0	$y_{H3.Y1} = 0 \wedge y_{H3.Y2} = 0 \wedge y_{H3.Y3} = 0$	--		
	Construção	H3.Y1	$y_{H3.Y1} = 1$	250,0	7,88	
		H3.Y2	$y_{H3.Y2} = 1$	500,0	15,77	
H4 – Captações de água subterrânea de Vale da Vila (grupo P1)	Utilização sem amaciamento	H4.Y0	$y_{H4.Y1} = 0 \wedge y_{H4.Y2} = 0$	984,1	13,00	
	Utilização com amaciamento	H4.Y1	$y_{H4.Y1} = 1$	350,4	11,05	
		H4.Y2	$y_{H4.Y2} = 1$	836,5	11,05	
H5 – Captações de água subterrânea de Almádena (grupo P2)	Utilização sem amaciamento	H5.Y0	$y_{H5.Y1} = 0 \wedge y_{H5.Y2} = 0$	110,0	3,47	
	Utilização com amaciamento	H5.Y1	$y_{H5.Y1} = 1$	51,0	1,61	
		H5.Y2	$y_{H5.Y2} = 1$	93,5	2,95	
H6 – Captações de água subterrânea do Marco e Poço Frito (grupo E1)	Não aquisição	H6.Y0	$y_{H6.Y1} = 0 \wedge y_{H6.Y2} = 0 \wedge y_{H6.Y3} = 0$	--		
	Utilização sem amaciamento	H6.Y1	$y_{H6.Y1} = 1$	230,6	7,27	
		Utilização com amaciamento	H6.Y2	$y_{H6.Y2} = 1$	98,0	3,09
			H6.Y3	$y_{H6.Y3} = 1$	196,0	6,18
H7 – Captações de água subterrânea de Torrinha (grupo E2)	Não aquisição	H7.Y0	$y_{H7.Y1} = 0 \wedge y_{H7.Y2} = 0 \wedge y_{H7.Y3} = 0$	--		
	Utilização sem amaciamento	H7.Y1	$y_{H7.Y1} = 1$	99,8	3,15	
		Utilização com amaciamento	H7.Y2	$y_{H7.Y2} = 1$	42,4	1,34
			H7.Y3	$y_{H7.Y3} = 1$	84,8	2,68
H8 – Captações de água subterrânea do Marco e Poço Frito (grupo E3)	Não aquisição	H8.Y0	$y_{H8.Y1} = 0 \wedge y_{H8.Y2} = 0 \wedge y_{H8.Y3} = 0$	--		
	Utilização sem amaciamento	H8.Y1	$y_{H8.Y1} = 1$	207,1	6,53	
		Utilização com amaciamento	H8.Y2	$y_{H8.Y2} = 1$	88,0	2,78
			H8.Y3	$y_{H8.Y3} = 1$	176,0	5,55
H9 – Captações de água subterrânea de Ferrarias (grupo E4)	Não aquisição	H9.Y0	$y_{H9.Y1} = 0 \wedge y_{H9.Y2} = 0 \wedge y_{H9.Y3} = 0$	--		
	Utilização sem amaciamento	H9.Y1	$y_{H9.Y1} = 1$	59,0	1,86	
		Utilização com amaciamento	H9.Y2	$y_{H9.Y2} = 1$	25,1	0,79
			H9.Y3	$y_{H9.Y3} = 1$	50,2	1,58
H10 – Captações de água subterrânea de Medeiros (grupo E5)	Não aquisição	H10.Y0	$y_{H10.Y1} = 0 \wedge y_{H10.Y2} = 0 \wedge y_{H10.Y3} = 0$	--		
	Utilização sem amaciamento	H10.Y1	$y_{H10.Y1} = 1$	80,0	2,52	
		Utilização com amaciamento	H10.Y2	$y_{H10.Y2} = 1$	34,0	1,07
			H10.Y3	$y_{H10.Y3} = 1$	68,0	2,14

8.2.2. Rede de fluxos multiproduto

A rede de fluxos do tipo $\Psi(NN,A)$ utilizada na presente aplicação apresenta-se na Figura 8.1, tendo sido construída a partir da rede de fluxos utilizada na primeira aplicação desta tese (Figura 6.3). As diferenças entre as duas redes de fluxos devem-se à introdução de novas possíveis origens para o SMAABA, à alteração do ponto de ligação das captações municipais de Medeiros ao sistema multimunicipal e à possibilidade de se vir a efetuar o amaciamento de água subterrânea.

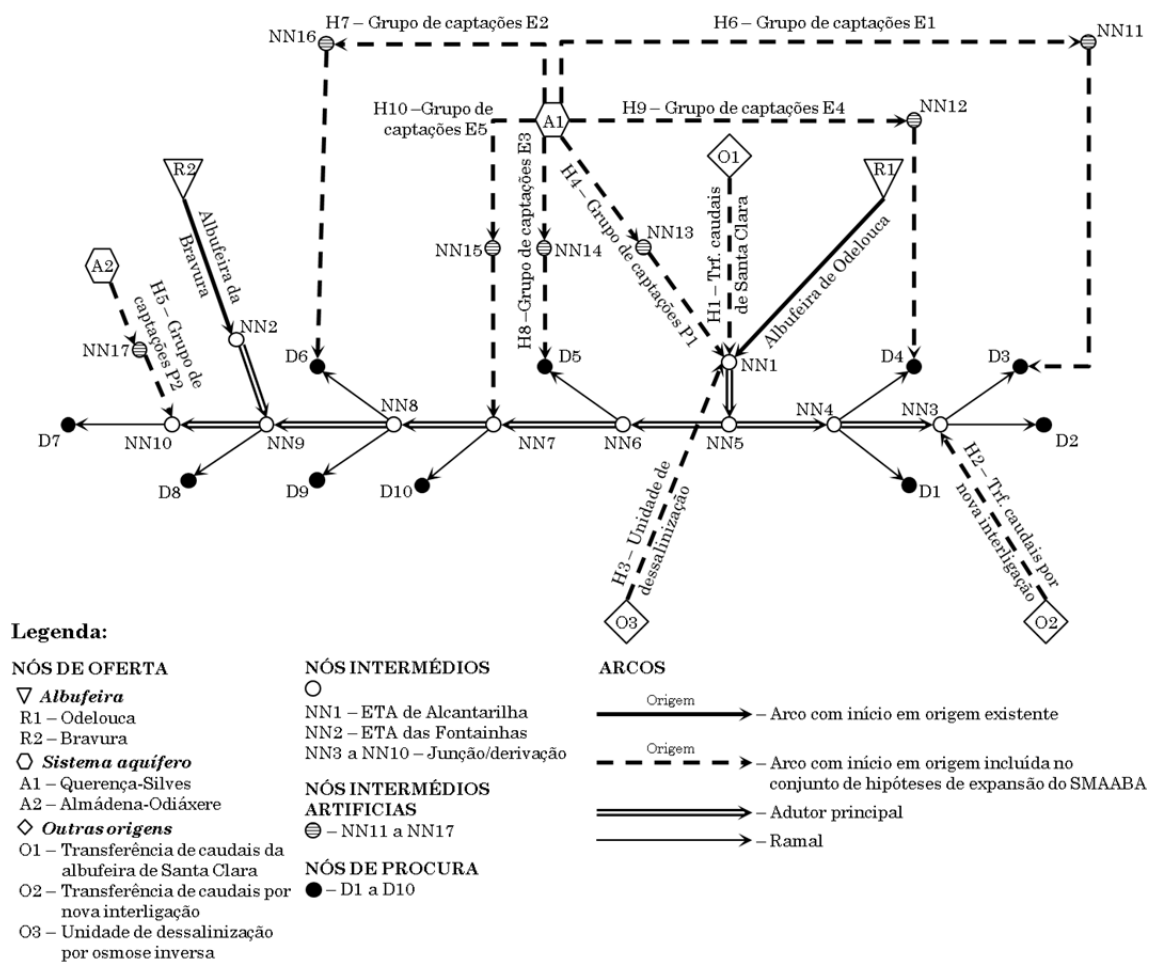


Figura 8.1. Rede de fluxos considerada na aplicação da metodologia à expansão da capacidade do SMAABA.

As possíveis novas origens do SMAABA (secção 8.2.1.1) motivaram a necessidade de se introduzirem três novos nós de oferta (nós O1, O2 e O3) e respetivas arestas com origem nesses nós e a ligação a nós intermédios da rede de fluxos.

As captações de água subterrânea de Medeiros (grupo E5) são um dos grupos de captações municipais suscetíveis de serem integrados no SMAABA (secção 8.2.1.2). Na integração deste grupo de captações no sistema multimunicipal, a Hidroprojecto (2005) sugeriu a ligação a um reservatório intermédio existente, em vez da ligação direta ao reservatório de distribuição de Medeiros (representado na Figura 8.1 pelo nó de procura D10). A ligação proposta permite que a água subterrânea extraída deste grupo de captações reforce o abastecimento a qualquer ponto do sistema multimunicipal a jusante do reservatório intermédio, incluindo o reservatório de distribuição de Medeiros.

Tal como na aplicação descrita no Capítulo 6, consideraram-se dois fluxos distintos ($NK = 2$) – um para as águas macias ($k = 1$) e outro para a águas duras ($k = 2$) – na descrição do transporte de água na rede de fluxos e a penalização do nível volumétrico de mistura de águas duras acima do valor-alvo $TMIX^{k=2} = 0,25$ (o mesmo que 25%). Deste modo, a função de penalidade utilizada na determinação da solução ótima de operação para cada cenário $s \in S$ é semelhante à expressão 6.1.

Já o indicador de qualidade da água incluído no índice de desempenho (expressão 7.11) pode ser expresso por:

$$VBld_s = \max_{t \in T, p \in NN_D} \left[(VMIX_{p,t,s}^{k=2} - TMIX^{k=2}), 0 \right] \quad (8.1)$$

em que $VMIX_{p,t,s}^{k=2}$ é o nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k = 2$ no nó de procura p no período t no cenário s . A expressão 8.1 obtém-se a partir da expressão genérica do indicador de qualidade da água (7.9).

A possibilidade de se vir a efetuar a instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea faz com que a água macia possa ser também de origem subterrânea, e não exclusivamente de origem superficial como acontecia na aplicação anterior. Esta possibilidade conduziu à introdução de sete nós intermédios na rede de fluxos, denominados de nós intermédios artificiais, $p^{art} = \{NN11, NN12, \dots, NN17\}$. Comparando a Figura 6.3 com a Figura 8.1, onde

antes havia um só arco ligando dois nós, passaram a existir dois arcos e um nó intermédio artificial. A expressão genérica que descreve o balanço hídrico de um conjunto de fluxos multiproduto em cada nó (expressão 5.11) não se aplicou aos nós p^{art} . Para além disso, o balanço hídrico aplicado a cada um dos nós p^{art} dependia da solução de expansão a ser avaliada em cada iteração, representada genericamente por y^f na Figura 7.3. Como foi descrito quando se apresentou o método de resolução do problema de expansão (secção 7.5), cada solução de expansão y^f pode originar alterações específicas na forma de restrições (ver parágrafos seguintes) e no valor de parâmetros (ver secção seguinte) do modelo operacional de modo a que este reproduza a solução de expansão a ser avaliada em cada iteração.

Como primeiro exemplo ilustrativo, apresenta-se a expressão que definiu os balanços hídricos aplicáveis ao nó NN13 em função do valor de elementos do vetor y^f do estudo de caso, que se escreve a partir do respetivo vetor y (secção 8.2.1.4):

$$\begin{cases} x_{(A1,NN13),t,s}^2 = x_{(NN13,NN1),t,s}^2 & \text{se } y_{H4.Y1}^f = 0 \wedge y_{H4.Y2}^f = 0 \\ 0,85 \times x_{(A1,NN13),t,s}^2 = x_{(NN13,NN1),t,s}^1 & \text{se } y_{H4.Y1}^f = 1 \vee y_{H4.Y2}^f = 1 \end{cases} \quad t \in T, s \in S \quad (8.2)$$

em que $0,85 =$ taxa de recuperação do caudal afluyente para os sistemas de nanofiltração a instalar (ver secção 8.2.1.3). De acordo com o Quadro 8.1, $y_{H4.Y1}^f = 0$ e $y_{H4.Y2}^f = 0$ reproduzem a situação em que as captações de Vale da Vila continuariam a ser utilizadas sem a instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea. A água que se extrai do sistema aquífero Querença-Silves é naturalmente dura, pelo que os fluxos de águas macias (i.e., $k = 1$) que saem do nó correspondente (nó A1) são necessariamente nulos.⁴⁹ A expressão $x_{(A1,NN13),t,s}^2 = x_{(NN13,NN1),t,s}^2$ assegura a continuidade entre as extrações de água subterrânea através das captações de Vale da Vila e os fluxos de águas duras (i.e., $k = 2$) na rede de fluxos da Figura 8.1. De acordo com o Quadro 8.1, $y_{H4.Y1}^f = 1$ ou

⁴⁹ Tal como na aplicação do Capítulo 6, o modelo operacional incluiu restrições com o objetivo de garantir que dos nós correspondentes às origens superficiais não saiam fluxos de águas duras (expressão 6.5) e que dos nós correspondentes às origens subterrâneas não saiam fluxos de águas macias (expressão 6.6).

$y_{H4.Y2}^f = 1$ reproduzem a instalação de um de dois sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea extraída através das captações de Vale da Vila. A expressão $0,85 \times x_{(A1,NN13),t,s}^2 = x_{(NN13,NN1),t,s}^1$ reproduz o amaciamento da água subterrânea com a taxa de recuperação de 85% do caudal afluyente.

Uma expressão semelhante a 8.2 definiu os balanços hídricos aplicáveis ao nó NN17, o outro nó intermédio que poderia receber fluxos de águas duras correspondentes a extrações de águas subterrâneas efetuadas em captações integradas na infraestrutura inicial do SMAABA – hipótese de expansão H5.

Num outro exemplo, a expressão seguinte descreve os balanços hídricos aplicáveis ao nó NN11 em função do valor de elementos de y^f :

$$\begin{cases} x_{(A1,NN11),t,s}^2 = x_{(NN11,D3),t,s}^2 = 0 & \text{se } y_{H6.Y1}^f = 0 \wedge y_{H6.Y2}^f = 0 \wedge y_{H6.Y3}^f = 0 \\ x_{(A1,NN11),t,s}^2 = x_{(NN11,D3),t,s}^2 & \text{se } y_{H6.Y1}^f = 1 \\ 0,85 \times x_{(A1,NN13),t,s}^2 = x_{(NN13,NN1),t,s}^1 & \text{se } y_{H6.Y2}^f = 1 \vee y_{H6.Y3}^f = 1 \end{cases} \quad t \in T, s \in S \quad (8.3)$$

A expressão 8.3 é um exemplo ilustrativo dos balanços hídricos aplicáveis aos nós intermédios artificiais que poderiam receber fluxos de águas duras correspondentes a extrações de águas subterrâneas efetuadas em captações não integradas na infraestrutura inicial do SMAABA – hipóteses de expansão H6 a H10. A situação em que $y_{H6.Y1}^f = 0$, $y_{H6.Y2}^f = 0$ e $y_{H6.Y3}^f = 0$ reproduzem a não aquisição das captações municipais de água subterrânea de Paderne e a consequente não utilização desta origem no abastecimento público. A restrição do tipo $x_{(A1,NN11),t,s}^2 = x_{(NN11,D3),t,s}^2 = 0$ garante que os fluxos indicados têm de ser nulos. Os outros dois balanços hídricos incluídos na expressão 8.3 reproduzem a integração das captações municipais de Paderne no SMAABA, sem ($y_{H6.Y1}^f = 1$) ou com ($y_{H6.Y2}^f = 1$ ou $y_{H6.Y3}^f = 1$) a instalação de um sistema de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea.

Uma outra alteração efetuada na descrição do transporte de água na rede de fluxos foi na restrição formulada anteriormente para representar a capacidade de produção de água para consumo humano da ETA de Alcantariha (expressão 6.7). Nessa

expressão, o limite à produção de água para consumo humano é estabelecido em função dos volumes que saem do nó intermédio representando a ETA de Alcantarilha (i.e., nó NN1). Nas hipóteses de expansão envolvendo quer a instalação de um sistema de osmose inversa para dessalinização de água do mar, quer a instalação de um sistema de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea extraída através das captações de Vale da Vila, as águas seriam aduzidas à ETA de Alcantarilha, mas não passariam pela linha de tratamento existente. Depois de tratadas, as águas seriam colocadas diretamente no reservatório de armazenamento existente à saída da ETA de Alcantarilha e misturadas com as águas tratadas na linha instalada. Deste modo, a capacidade instalada da linha normal de tratamento não pode ser descrita através dos fluxos que saem do nó intermédio que representa a ETA de Alcantarilha na rede de fluxos. O problema foi resolvido substituindo a expressão 6.7 pela expressão seguinte:

$$x_{(R1,NN1),t,s}^1 + x_{(O1,NN1),t,s}^1 + x_{(NN13,NN1),t,s}^2 \leq 3,00 \times (60 \times 60 \times 24 \times 30) \text{ m}^3 \quad t \in T, s \in S \quad (8.4)$$

A expressão 8.4 reproduz a capacidade de produção de água para consumo humano da ETA de Alcantarilha em função de três fluxos específicos que podem entrar no nó NN1 e que incluem apenas as águas utilizadas na produção de água para consumo humano na linha de tratamento da referida infraestrutura.

8.2.3. Funções de custos

No âmbito da metodologia apresentada no capítulo anterior, o custo de uma qualquer solução de expansão é expresso por um custo total atualizado – *PVC* (expressão 7.12). Os custos de investimento e os custos de exploração fixos integrados no custo total atualizado referem-se unicamente a encargos resultantes da expansão da capacidade do SMAABA. Já os custos de exploração variáveis são determinados em função da operação da infraestrutura global para todos os cenários (ver secção 7.4.2.2).

Tal como na primeira aplicação desta tese, todos os custos de exploração variáveis foram definidos em função de um valor unitário constante ($ucost_{pq}$ – dado de entrada) e dos volumes transportados em cada arco ($\sum_{k=1}^{NK=2} x_{pq,t,s}^k$ – variável) com uma expressão idêntica a 6.9 (ver secção 6.2.6). Os dados de entrada utilizados na determinação dos custos de exploração variáveis referentes à infraestruturas instaladas apresentam-se no Anexo VII, enquanto os dados de entrada referentes aos custos de exploração variáveis das possibilidades de expansão do SMAABA constam do Anexo IX. De modo a reproduzirem-se os custos de exploração variáveis das diferentes possibilidades de expansão no decurso do processo de resolução do problema de expansão, os respetivos custos unitários $ucost_{pq}$ podiam variar a cada iteração em função de elementos de y^f . Como exemplo ilustrativo, depois de na expressão 8.2 se terem apresentado os balanços hídricos aplicáveis ao nó artificial NN13 em função de $y_{H4,Y1}^f$ e $y_{H4,Y2}^f$ (i.e., elementos de y^f que permitem representar as possibilidades de expansão equacionadas para as captações de Vale da Vila), a expressão seguinte define os custos unitários $ucost_{pq}$ em função dos mesmos elementos de y^f , de modo a reproduzirem-se os diferentes custos de captação e tratamento para as captações de Vale da Vila (valores em €/m³):

$$ucost_{(A1,NN13)} = \begin{cases} 8,99413 \times 10^{-2} & \text{se } y_{H4,Y1}^f = 0 \wedge y_{H4,Y2}^f = 0 \\ 1,36712 \times 10^{-1} & \text{se } y_{H4,Y1}^f = 1 \\ 1,33042 \times 10^{-1} & \text{se } y_{H4,Y2}^f = 1 \end{cases} \quad (8.5)$$

No Anexo IX, apresentam-se também os dados de entrada para determinação dos custos de investimento e dos custos de exploração fixos.

Na determinação do custo total atualizado, consideraram-se ainda os pressupostos seguintes adotados anteriormente pela Hidroprojecto e Ambio (2005) no estudo técnico-económico: *i*) atualização a preços constantes (i.e., sem considerar a taxa de inflação); *ii*) ano zero dos estudos económicos = 2005; *iii*) taxa de atualização = 3%; *iv*) período de vida útil para avaliação económica das soluções de expansão = 25 anos.

Na função objetivo do modelo estratégico (expressão 7.17), o custo da solução (PVC) é expresso por uma variável normalizada (EI), definida em função da divisão desse mesmo custo pelo custo de uma outra solução de expansão ($PVC_{Alt.Sup}$) que tem de ser determinado antecipadamente. No estudo de caso, o dado de entrada $PVC_{Alt.Sup}$ está associado à alternativa/solução de expansão com custos de investimento e custos de exploração fixos superiores de entre todas as alternativas/soluções possíveis, envolvendo assim a seleção das possibilidades de expansão H1.Y1, H2.Y1, H3.Y3, H4.Y2, H5.Y2, H6.Y3, H7.Y3, H8.Y3, H9.Y3 e H10.Y3 (Quadro 8.1). O valor de $PVC_{Alt.Sup}$ foi determinado do mesmo modo como se avalia a cada iteração qualquer alternativa de expansão no decurso da resolução do problema com o método RS-ONL: fixou-se o vetor y correspondente a $Alt.Sup$, determinou-se a operação otimizada do sistema para cada um dos cenários e, por fim, calculou-se o custo da solução a partir dos resultados obtidos.

8.2.4. Cenários hidrológicos

Os cenários hidrológicos selecionados (Figura 8.2 e Figura 8.3) procuram representar de uma forma estruturada a incerteza em relação às afluências naturais às albufeiras de Odelouca e da Bravura e à recarga dos sistemas aquíferos Querença-Silves e Almádena-Odiáxere. No estudo de caso, foram usados 10 (NS) cenários hidrológicos construídos a partir da série temporal multivariada referente a 55 anos hidrológicos apresentada no Anexo VIII,⁵⁰ cada um com 5 (NY) anos hidrológicos ou 60 (NT) meses de extensão/duração.

⁵⁰ O processo de construção da série temporal foi resumido na secção 6.2.8.

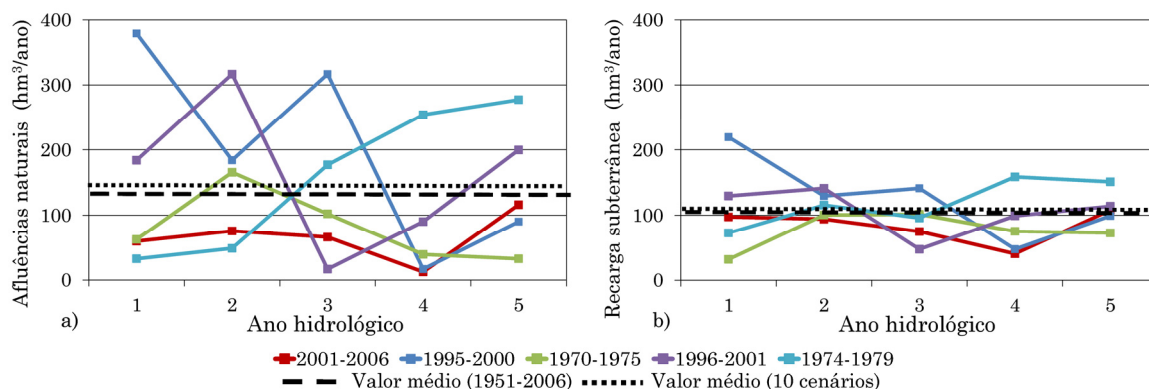


Figura 8.2. Volume anual **a)** das afluências naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e da **b)** recarga dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) em cinco dos dez cenários selecionados (exemplo: período considerado no cenário 2001-2006 – anos hidrológicos 2001/02 a 2005/06), e valores médios no período 1951-2006 e nos dez cenários selecionados.

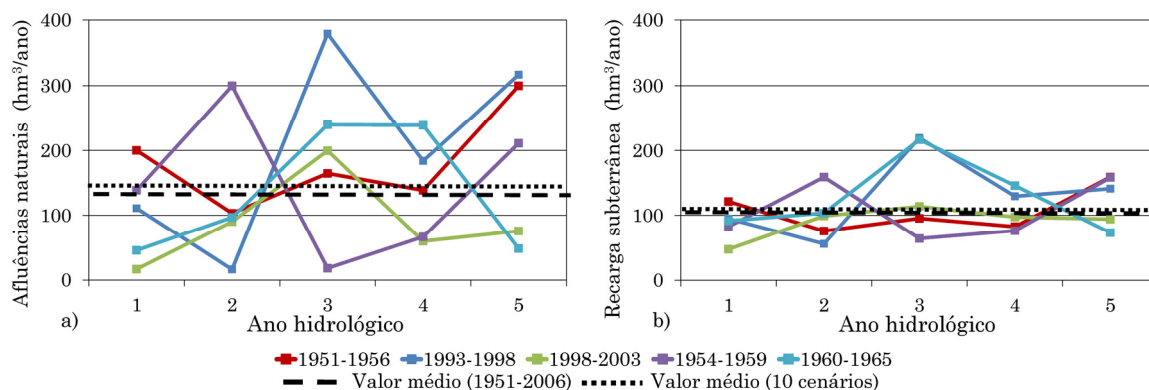


Figura 8.3. Volume anual **a)** das afluências naturais às albufeiras (Odelouca + Bravura) e da **b)** recarga dos sistemas aquíferos (Almádena-Odiáxere + Querença-Silves) nos outros cinco cenários selecionados, e valores médios no período 1951-2006 e nos dez cenários selecionados.

O método utilizado na geração dos cenários assemelha-se ao método “semialeatório” aplicado por Watkins e McKinney (1999) num modelo de planeamento por cenários. Estes autores também usam 10 cenários correspondentes a blocos de uma série temporal multivariada, em que dois foram selecionados especificamente pelos autores e os restantes oito selecionados de forma aleatória.⁵¹

⁵¹ Mais informação sobre o método utilizado por Watkins e McKinney (1999) na secção 2.2.4.

O cenário hidrológico já utilizado no Capítulo 6 (outubro de 2001 a setembro de 2006) foi incluído à partida no conjunto de cenários, garantindo que na análise do presente estudo de caso fosse considerado pelo menos um cenário de seca severa. Os restantes nove cenários correspondem a outros blocos da série temporal multivariada, selecionados por um processo de amostragem aleatória com reposição e com uma sobreposição parcial dos blocos, tal como antes tinham feito Watkins e McKinney (1999). Do Ó (2008) analisa um conjunto alargado de séries de precipitação no período 1946-2004 e conclui que os períodos de seca mais severa no Algarve ocorreram nos períodos 1954-1960, 1973-1976, 1980-1983. O mesmo autor realça ainda outros dois eventos mais recentes, um na primeira metade da década de 1990 (1994-1995) e um outro no final da década de 1990 (1998-1999), que, não sendo muito pronunciados, tiveram um curto espaçamento entre si. Fazendo a intersecção entre os eventos de seca destacados por do Ó (2008) e os nove cenários selecionados de forma aleatória, dois cenários abrangem uma parte importante dos períodos de seca mais severa (cenários 1951-1956 e 1974-1979), dois cenários abrangem cada um dos dois períodos de seca da década de 1990 (cenário 1993-1998 e 1996-2001) e um outro cenário abrange os dois períodos de seca da década de 1990 (cenário 1995-2000). Os cenários refletem a elevada variabilidade das variáveis hidrológicas no Algarve. Os valores médios anuais das aflúências naturais e dos volumes de recarga para os 10 cenários selecionados (141,6 hm³/ano e 107,2 hm³/ano, respetivamente) estão próximo dos mesmos valores médios da já referida série temporal multivariada referente a 55 anos hidrológicos (130,6 hm³/ano e 104,8 hm³/ano, respetivamente).

No seu estudo de caso, Watkins e McKinney (1999) atribuem uma probabilidade igual a 1/52 a cada um dos dois cenários selecionados à partida pelos autores e uma probabilidade igual a (1/8)×(50/52) a cada um dos restante oito cenários amostrados de forma aleatória, em que 52 corresponde ao número total de blocos que poderiam ser amostrados com sobreposição parcial. No presente estudo de caso, optou-se por uma abordagem diferente, atribuindo-se igual probabilidade a cada um dos 10 cenários (i.e., $p_s = 0,1$), incluindo o cenário 2001-2006. A opção tomada corresponde a uma posição de elevada aversão ao risco, na medida em que se deu uma importância

significativa a cenários extremos que podem ter elevadas consequências no desempenho do SMAABA, sem que o valor definido para a probabilidade se aproxime necessariamente da frequência da sua ocorrência.

As possibilidades de expansão relativas à transferência de caudais também envolvem a captação de água em albufeiras (H1.Y1 – albufeira de Santa Clara; e H2.Y1 – albufeira da Foupana). Assim, a contribuição destas origens para o abastecimento público depende sempre de uma disponibilidade de água nas albufeiras. No entanto, como os valores máximos indicados no Quadro 8.1 correspondem a caudais e volumes totalmente garantidos com base em exercícios de simulação efetuados pela Hidroprojecto e Ambio (2005), considerou-se adequado admitir a hipótese de que a contribuição destas origens seria apenas limitada pelos valores máximos já referenciados no Quadro 8.1, não dependendo de uma simulação da operação das albufeiras.

8.2.5. Método RS-ONL

O método formulado para resolver o problema de expansão com a metodologia desenvolvida (Figura 7.2) designou-se por método RS-ONL e combina um algoritmo de recozimento simulado com a resolução de uma série de problemas não lineares do tipo (7.1)-(7.3) – ver secção 7.5. A escala de arrefecimento do algoritmo de recozimento simulado foi definida através de um estudo paramétrico, no qual se avaliou, separadamente, a influência de cada um dos parâmetros. Após uma observação detalhada dos resultados obtidos na etapa de calibração do algoritmo de recozimento simulado, considerou-se que a combinação $EA = 0,8$ (e determinação da temperatura inicial com base no critério sugerido por Kouvelis *et al.*, 1992 – expressão 7.22),⁵² $IA = 50$, $FA = 0,5$ e $MP = 6$ representava um bom compromisso

⁵² O critério usado na determinação da temperatura inicial não corresponde ao critério original proposto por Kouvelis *et al.* (1992). O valor do numerador na expressão 7.22 não foi determinado em função do valor da média, mas, sim, do valor da mediana após gerar inicialmente um certo número de soluções candidatas. Ao gerar um conjunto inicial de

entre qualidade e rapidez. Em todos os casos apresentados em seguida, a solução inicial foi a alternativa 0 de expansão da capacidade do SMAABA (secção 8.2.1).

O procedimento usado na geração de uma nova solução candidata foi a alteração de uma única possibilidade de expansão (i.e., $y_{yi} = 1 \leftarrow y_{yi} = 0$ ou $y_{yi} = 0 \leftarrow y_{yi} = 1$), exceto nos casos em que a seleção de uma possibilidade de expansão y_i interferisse com uma outra possibilidade de expansão y_i^* que estivesse selecionada na iteração anterior e as duas possibilidades de expansão y_i e y_i^* fossem mutuamente exclusivas entre si. Nesses casos, dois elementos do vetor y tinham de ser alterados (i.e., $y_{yi} = 1 \leftarrow y_{yi} = 0$ e $y_{y_i^*} = 0 \leftarrow y_{y_i^*} = 1$). Todas as soluções de expansão possíveis foram consideradas equiprováveis no procedimento de geração de soluções candidatas.

Tendo em consideração os resultados apresentados na secção 6.3.2, os problemas não lineares do tipo (7.1)-(7.3) foram resolvidos: i) com valor inicial de todas as variáveis igual a zero, ii) sem substituição da função descontínua formulada para controlo da qualidade da água por uma aproximação contínua, iii) com a abordagem de decomposição temática que se baseia na divisão do problema não linear (7.1)-(7.3) em dois subproblemas, também não lineares, mas de menor dimensão e menor complexidade, e iv) com horizontes temporais distintos – um, dois e cinco anos – de modo a reproduzirem-se estratégias alternativas de gestão (i.e., anual e interanual) dos recursos hídricos.

O algoritmo de recozimento simulado foi programado em linguagem C++ (compilador Microsoft Visual Studio 2008), e foram utilizadas duas API⁵³ para iniciar a resolução

transições já com o procedimento de geração de soluções candidatas definido, verificou-se que a distribuição dos valores de $\Delta F^- > 0$ era não simétrica em torno do valor médio e que este valor tendia a ser mais influenciado pelas maiores flutuações de ΔF^- . Em séries assimétricas, espera-se que a mediana seja um melhor estimador dos valores centrais. Neste estudo de caso, verificou-se que a definição da temperatura inicial com base no valor da mediana de 500 observações $\Delta F^- > 0$ permitia a obtenção de bons resultados partindo de percentagens de aceitação de soluções candidatas mais ou menos próximas do valor-alvo definido por EA .

⁵³ API é o acrónimo de *Application Data Interface* ou, em português, Interface de Programação de Aplicações. Uma API é composta por um conjunto de rotinas, funções e

dos problemas não lineares (7.1)-(7.3) com a mesma versão da aplicação comercial GAMS/MINOS usada no Capítulo 6 a partir de um ficheiro executável (GAMS Development Corporation, 2012) e para implementar um esquema de multiprocessamento na resolução desses mesmos problemas (Barney, 2012). Mesmo assim, os tempos de cálculo para resolução do problema de expansão foram significativamente elevados (dezenas de horas) num computador de secretária dotado de um processador Intel Core i7 a 3,07 GHz e 12 GB de memória RAM.

8.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.3.1. Expansão da capacidade do SMAABA

As soluções de expansão da capacidade do SMAABA apresentadas em seguida foram obtidas reproduzindo estratégias alternativas de gestão anual ou interanual dos recursos hídricos e com diferentes combinações dos valores dos pesos λ e ω incluídos na expressão 7.17. Os pesos λ e ω refletem a importância atribuída, respetivamente, à variação do desempenho do sistema, medida através do valor do índice de desempenho entre os diferentes cenários, e ao custo da solução de expansão.

8.3.1.1. Gestão anual

No Quadro 8.2, apresentam-se as soluções de expansão obtidas mantendo constante o peso $\lambda = 1$ e experimentando os pesos $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 (ao aumentar o valor do peso ω , penaliza-se mais o custo da solução). O Quadro 8.2 é complementado pela Figura 8.4 e a Figura 8.5, nas quais se representa graficamente a variação dos custos de investimento (IC), do custo total atualizado (PVC),⁵⁴ do valor médio do índice de

variáveis, apenas acessível por programação, e permite que aplicações informáticas distintas comuniquem entre si.

⁵⁴ 1 M€ = 1×10^6 €.

desempenho ($\overline{PI_s}$) e da variância do índice de desempenho ($\text{Var } PI_s$) entre: as soluções obtidas com o conjunto de pesos referido, a alternativa 0 (Alt.0 – secção 8.2.1) e a alternativa com os custos de investimento e custos de exploração fixos mais elevados (Alt.*Sup* – secção 8.2.3). Os custos de investimento correspondem a uma parcela do custo total atualizado (expressão 7.12). O índice de desempenho PI_s é definido pela expressão 7.11, sendo que o seu valor médio e a sua variância entre os diferentes cenários definem os dois primeiros termos da função objetivo do modelo estratégico (expressão 7.17):

$$\overline{PI_s} = \sum_{s=1}^{NS} p_s PI_s \quad (8.6)$$

$$\text{Var } PI_s = \sum_{s=1}^{NS} p_s \left(PI_s - \sum_{s=1}^{NS} p_s PI_s \right)^2 \quad (8.7)$$

Quadro 8.2. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo anual, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0.

Peso λ	Peso ω	Possibilidades de expansão selecionadas (identificação no Quadro 8.1)	Alterações nas disponibilidades máximas do SMAABA em relação à alternativa 0	
			Caudal (l/s)	Volume (hm ³ /ano)
1	10	H4.Y1, H5.Y1	-692,7	-3,81
	5	H4.Y1, H5.Y1	-692,7	-3,81
	1	H1.Y1, H4.Y1, H5.Y1, H7.Y3, H9.Y2, H10.Y3	+83,9	+20,18
	0,5	H1.Y1, H4.Y1, H5.Y2, H7.Y3, H9.Y3, H10.Y3	+101,3	+20,73
	0,1	H1.Y1, H2.Y1, H4.Y2, H5.Y2, H7.Y3, H9.Y3, H10.Y2	+1621,4	+41,80

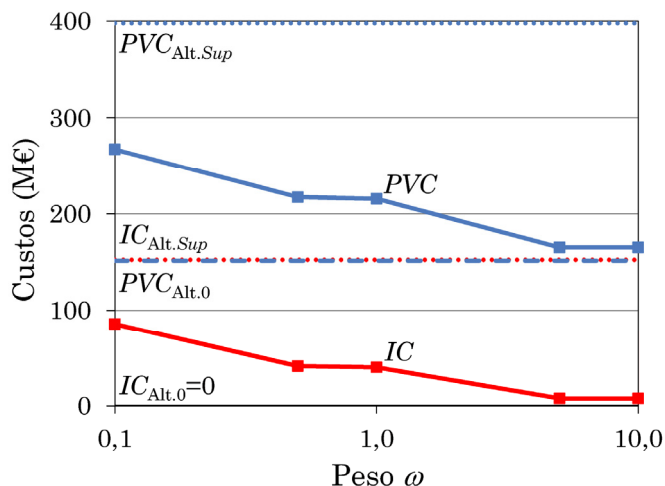


Figura 8.4. Variação dos custos de investimento (IC – vermelho) e do custo total atualizado (PVC – azul) entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 (linha contínua), a alternativa 0 (linha a tracejado longo) e a alternativa Sup (linha a tracejado curto), e com uma gestão de tipo anual.

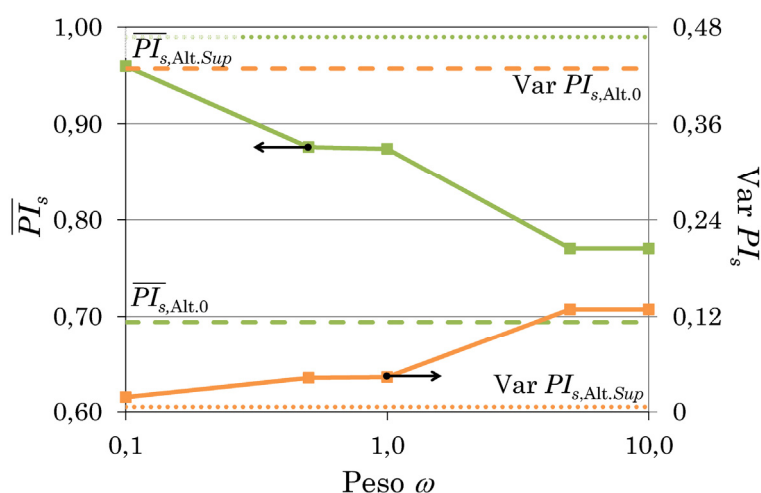


Figura 8.5. Variação do valor médio (\overline{PI}_s – verde) e da variância ($Var PI_s$ – laranja) do índice de desempenho entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 (linha contínua), a alternativa 0 (linha a tracejado longo) e a alternativa Sup (linha a tracejado curto), e com uma gestão de tipo anual.

Analisando em conjunto a Figura 8.4 e a Figura 8.5, percebe-se que há uma relação entre os custos, o valor médio e a variância do índice de desempenho, e o peso ω . À medida que se diminui o peso ω , o custo aumenta, mas aumenta também a robustez do sistema por aumento do valor médio e diminuição da variância do índice de desempenho entre os diferentes cenários. Qualquer uma das métricas representadas na Figura 8.4 e na Figura 8.5 está no intervalo definido pelos valores das respectivas

métricas para a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, sendo que estas devem corresponder, à partida, às soluções de mínima e máxima robustez, respetivamente.

Como se indica no Quadro 8.2, obteve-se a mesma solução com os dois valores mais elevados do peso ω . A solução sugerida consiste na instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea extraída dos sistemas aquíferos através dos grupos de captações já integrados no SMAABA (Vale da Vila e Almádena). As necessidades de investimento associadas à instalação dos dois sistemas de nanofiltração selecionados atingem 7,76 M€. O valor do custo total da solução (*PVC*) é igual a 165,21 M€, o valor médio do índice de desempenho (\overline{PI}_s) é igual a 0,770 e a variância do índice de desempenho entre os diferentes cenários ($\text{Var } PI_s$) é igual a 0,129. Com um investimento inicial inferior a 8 M€, tem-se um ligeiro aumento do *PVC*, um aumento significativo do \overline{PI}_s e uma diminuição significativa da $\text{Var } PI_s$ em relação à alternativa 0 ($PVC_{\text{Alt.0}} = 151,53 \text{ M€}$, $\overline{PI}_{s,\text{Alt.0}} = 0,694$ e $\text{Var } PI_{s,\text{Alt.0}} = 0,428$).

Na Figura 8.6 detalham-se alguns resultados, representando-se graficamente, além do valor de \overline{PI}_s , os valores médios dos indicadores incluídos no índice de desempenho, ou seja, $\overline{Rel}_s = \sum_{s=1}^{NS} p_s Rel_s$ (fiabilidade), $\overline{Vul}_s = \sum_{s=1}^{NS} p_s Vul_s$ (vulnerabilidade) e $\overline{VBld}_s = \sum_{s=1}^{NS} p_s VBld_s$ (indicador de qualidade da água), e os valores críticos do índice de desempenho e dos indicadores entre todos os cenários. Atendendo ao significado de cada um dos indicadores⁵⁵ e à forma de construção do índice de desempenho (expressão 7.11), os valores críticos são representados por valores mínimos ($[PI_s]_{\text{m}} = \min_{s \in S} PI_s$ e $[Rel_s]_{\text{m}} = \min_{s \in S} Rel_s$) e valores máximos ($[Vul_s]^{\text{M}} = \max_{s \in S} Vul_s$ e $[VBld_s]^{\text{M}} = \max_{s \in S} VBld_s$) entre os diferentes cenários. Nos casos em que os valores

⁵⁵ A fiabilidade (*Rel* – expressão 7.5) corresponde ao nível médio de satisfação da procura do sistema no período de análise; a vulnerabilidade (*Vul* – expressão 7.8) é definida pelo maior défice relativo do sistema entre todos os períodos de tempo; o indicador de qualidade da água (*VBld* – expressão 7.9) define-se em função do pior desvio positivo dos níveis volumétricos de mistura em todo o período de análise e no conjunto de todos os nós de procura em relação aos valores-alvo. Para este estudo de caso definiu-se um único valor-alvo – $TMIX^{k=2}$ (expressão 8.1).

críticos dos indicadores foram obtidos num mesmo cenário, o valor crítico do índice de desempenho pode ser definido diretamente a partir da expressão genérica 7.11, ou seja:

$$[PI_s]_m = \frac{[Rel_s]_m + (1 - [Vul_s]^M) + (1 - [VBld_s]^M)}{3} \quad (8.8)$$

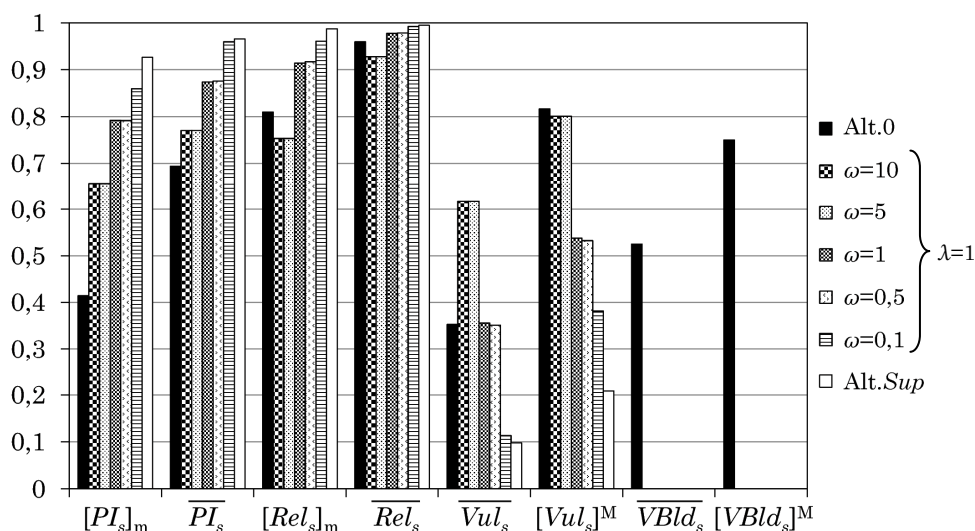


Figura 8.6. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água ($VBld_s$) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 , a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo anual.

O valor crítico do índice de desempenho para a alternativa 0 e para a solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 verificou-se no cenário 2001-2006. O aumento do valor crítico do índice de desempenho com a expansão da capacidade do sistema ($[PI_{s,m,Alt.0}] = PI_{Cenário\ 2001-2006,Alt.0} = 0,414$ e $[PI_{s,m,\omega=\{5,10\}}] = PI_{Cenário\ 2001-2006,\omega=\{5,10\}} = 0,655$) deve-se à diminuição do indicador de qualidade da água para zero, que é suficiente para compensar a menor fiabilidade do sistema. Há também uma diminuição da vulnerabilidade que contribui para o maior valor do índice de desempenho, conforme se descreve nos parágrafos seguintes. Recorde-se que para o estudo de caso se tinham definido dois fluxos distintos, um para as águas macias ($k = 1$) e outro para as águas duras ($k = 2$), e que o objetivo em relação à qualidade da água era o fornecimento de água aos nós de procura com um nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k = 2$ (variável do problema: $VMIX_{p,t,s}^{k=2}$) inferior a 25% (dado de

entrada: $TMIX^{k=2} = 0,25 = 25\%$) – secção 8.2.2. Com a instalação dos sistemas de nanofiltração, toda a água distribuída é de tipo macia, independentemente de ser de origem superficial ou de origem subterrânea. Deste modo, o valor de $VBl_{Cenário\ 2001-2006}$ é necessariamente igual a zero, uma vez que o nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k = 2$ em qualquer nó de procura e em qualquer período é obrigatoriamente igual a zero, isto é, $VMIX_{p,t,Cenário\ 2001-2006}^{k=2} = 0$. Na Figura 8.7, apresenta-se como exemplo a variação do nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k=2$ no nó de procura D1.

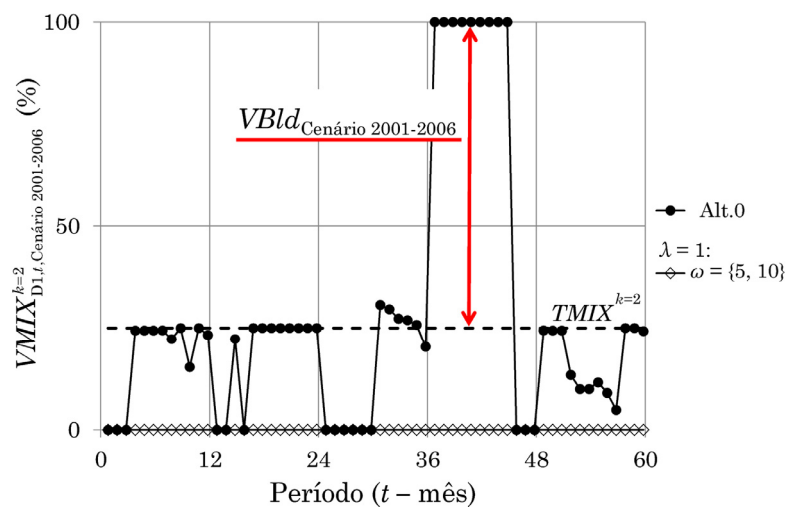


Figura 8.7. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k=2$ no nó de procura D1 para a alternativa 0 e para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10, e com uma gestão de tipo anual ($TMIX^{k=2} = 0,25 = 25\%$ – valor-alvo do nível volumétrico de mistura de águas do tipo $k=2$).

Na alternativa 0, toda a água subterrânea é utilizada sem ser amaciada, pelo que o valor de $VMIX_{p,t,s}^{k=2}$ traduz exatamente o nível volumétrico de mistura de águas duras de origem subterrânea nos nós de procura. O valor de $VBl_{Cenário\ 2001-2006}$ para a alternativa 0 é determinado por qualquer uma das situações em que 100% da água que chega aos nós de procura é de origem subterrânea, ou seja, $VMIX_{p,t,Cenário\ 2001-2006}^{k=2} = 1$ (exemplo: Figura 8.7). Diga-se ainda que na alternativa 0, em sete dos dez cenários, existe a ocorrência de situações em que 100% da água que chega aos nós de procura é de origem subterrânea.

A diminuição do valor de $Rel_{\text{Cenário 2001-2006}}$ para a solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 ($Rel_{\text{Cenário 2001-2006,Alt.0}} = 0,810$ e $Rel_{\text{Cenário 2001-2006,}\omega=\{5,10\}} = 0,753$)⁵⁶ é justificada pela análise das contribuições das diferentes origens do sistema desde o primeiro ano hidrológico. Nos dois casos, a fiabilidade no cenário 2001-2006 corresponde também à fiabilidade mínima entre todos os cenários, ou seja, $Rel_{\text{Cenário 2001-2006}} = [Rel_s]_m$.

No primeiro ano do cenário hidrológico, quer para a alternativa 0, quer para a solução de expansão determinada com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 , obteve-se uma satisfação total da procura (Figura 8.8). Analisando mais em pormenor a Figura 8.8b, verifica-se que não existe qualquer contribuição das origens subterrâneas no primeiro ano hidrológico na solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 . Esta situação está relacionada com o facto de os custos de exploração das captações de água subterrânea com a instalação dos sistemas de nanofiltração se tornarem superiores aos custos de exploração da principal origem de água superficial – albufeira de Odelouca (ver Anexo VII e Anexo IX). De modo a minimizar os custos de exploração, praticamente toda a água distribuída através da rede de fluxos tem origem na albufeira de Odelouca. A albufeira da Bravura é utilizada somente nos meses de maior procura, quando as necessidades do sistema são superiores à capacidade de produção de água para consumo humano da ETA de Alcantarilha (em que é tratada a água captada na albufeira de Odelouca).

⁵⁶ Estes valores podem também ser expressos em valores de percentagem, ou seja, $Rel_{\text{Cenário 2001-2006,Alt.0}} = 81,0\%$ e $Rel_{\text{Cenário 2001-2006,}\omega=\{5,10\}} = 75,3\%$.

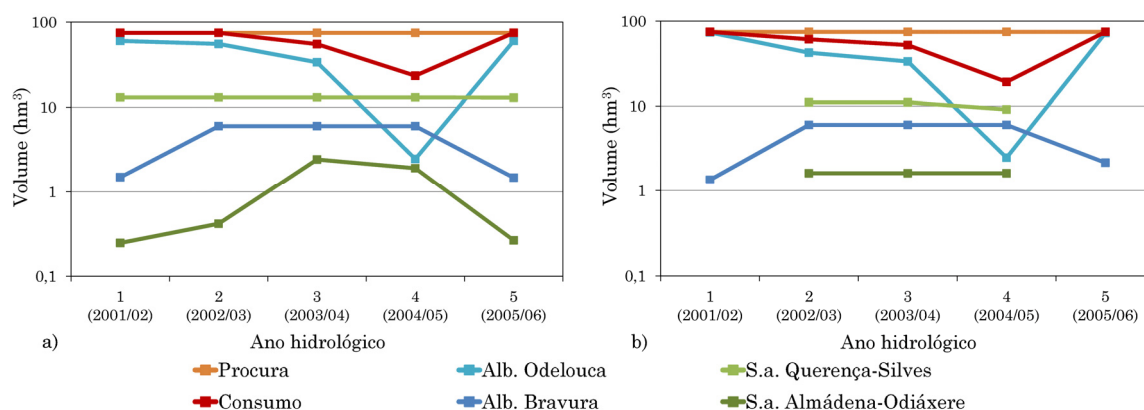


Figura 8.8. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para **a)** alternativa 0 e para **b)** solução obtida com pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 , e com uma gestão de tipo anual.

A elevada utilização da albufeira de Odelouca no primeiro ano hidrológico tem impactes significativos na operação do sistema no segundo ano hidrológico, havendo o surgimento dos primeiros défices na solução obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 (Figura 8.8b). O volume armazenado na albufeira de Odelouca no final do segundo ano hidrológico atinge o volume mínimo (Figura 8.9), pelo que a contribuição desta origem não poderia ter sido maior. A contribuição das restantes origens no segundo ano hidrológico também é máxima, atingindo-se os limites estabelecidos à utilização das diferentes origens indicados no Quadro 6.2 (albufeira da Bravura – 6 hm³/ano) e no Quadro 8.1 (captações de Vale da Vila – 11,05 hm³ – e captações de Almádena – 1,61 hm³ – com amaciamento da água subterrânea), e não é suficiente para compensar a menor disponibilidade da albufeira de Odelouca. Na alternativa 0, o volume armazenado no final do segundo ano hidrológico é também o volume mínimo admissível. Porém, um maior volume armazenado no início do segundo ano hidrológico permite uma maior contribuição da albufeira de Odelouca e, em conjunto com as restantes origens, a não ocorrência de défices no sistema para a alternativa 0 nesse mesmo ano hidrológico.

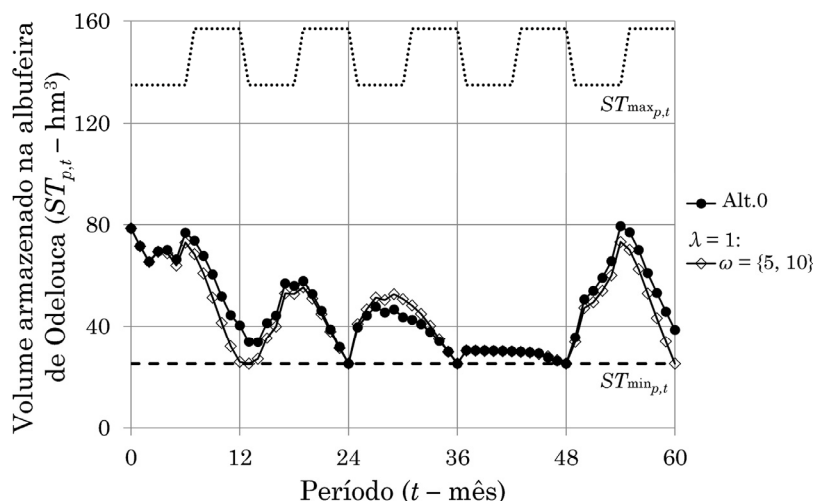


Figura 8.9. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês para a alternativa 0 e para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 5$ ou 10, e com uma gestão de tipo anual.

O terceiro ano hidrológico reproduz o ano hidrológico de 2003/04, abrangendo parte do período da seca de 2004-2005. Os défices anuais para a alternativa 0 e para a solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 são significativos (Figura 8.8a – 19,7 hm³; e Figura 8.8b – 22,6 hm³). O défice menor na alternativa 0 deve-se a uma contribuição maior do conjunto das origens subterrâneas, sendo a contribuição do conjunto das origens superficiais praticamente idêntica. Na alternativa 0, toda a água subterrânea captada dos sistemas aquíferos é utilizada no abastecimento público, enquanto a instalação dos sistemas de nanofiltração implica a perda de 15% do volume extraído dos sistemas aquíferos (secção 8.2.1.3) e justifica a menor contribuição das origens subterrâneas na solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10.

Os défices anuais no quarto ano hidrológico (2004/05) são ainda mais significativos, atingindo 51,3 hm³ para a alternativa 0 (Figura 8.8a) e 55,5 hm³ para a solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 (Figura 8.8b). O valor mais elevado do défice anual para a solução de expansão obtida é justificado novamente com as perdas de água relacionadas com a instalação dos sistemas de nanofiltração.

O quinto e último ano hidrológico do cenário 2001-2006 reproduz o ano hidrológico 2005/06 e coincide com o final da seca de 2004-2005. As situações de défice

desaparecem com afluições naturais às albufeiras e volumes elevados de recarga dos sistemas aquíferos. Em ambas as situações, a solução ótima de operação do SMAABA é praticamente idêntica à solução obtida para o primeiro ano hidrológico (Figura 8.8)

A diminuição da vulnerabilidade com a instalação dos sistemas de nanofiltração no cenário 2001-2006 ($Vul_{\text{Cenário 2001-2006, Alt.0}} = 0,817$ e $Vul_{\text{Cenário 2001-2006, } \omega=\{5,10\}} = 0,789$)⁵⁷ é justificada com a possibilidade de se efetuar uma maior distribuição temporal dos défices no quarto ano hidrológico.

A vulnerabilidade para a alternativa 0 no cenário 2001-2006 corresponde também ao respetivo valor crítico, ao contrário do que acontece para a solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 ($[Vul_s]_{\text{Alt.0}}^M = 0,817$ e $[Vul_s]_{\omega=\{5,10\}}^M = 0,801$). Na solução de expansão obtida por resolução do problema definido, o valor crítico da vulnerabilidade é determinado pela operação do sistema no cenário 1995-2000, que abrange dois períodos históricos de seca na última década do século passado (1994-1995 e 1998-1999 – ver secção 8.2.4). Como na alternativa 0 os valores críticos dos indicadores são determinados por resultados para um mesmo cenário, o valor crítico do indicador de desempenho pode ser determinado diretamente por aplicação da expressão 8.8; o mesmo não sucedendo na solução de expansão obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 , porque os valores críticos dos indicadores que constituem o índice de desempenho não têm origem em resultados obtidos num mesmo cenário.

No Quadro 8.3 e no Quadro 8.4, apresenta-se a contribuição mínima, média e máxima anual de cada origem para o abastecimento público, juntamente com a respetiva disponibilidade máxima, em função dos resultados obtidos no conjunto de todos os cenários para a alternativa 0 e para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 5$ ou 10 . Comparando os dois quadros, destaca-se a menor utilização das

⁵⁷ Tal como a fiabilidade, também a vulnerabilidade pode ser expressa em valores de percentagem, ou seja, $Vul_{\text{Cenário 2001-2006, Alt.0}} = 81,7\%$ e $Vul_{\text{Cenário 2001-2006, } \omega=\{5,10\}} = 78,9\%$.

captações subterrâneas com a instalação dos sistemas de nanofiltração. Os custos relacionados com o amaciamento da água subterrânea tornam os custos de exploração das captações de Vale da Vila e de Almádena superiores aos custos de exploração da albufeira de Odelouca, fazendo com que as captações subterrâneas apenas sejam utilizadas quando a disponibilidade de água na principal origem do sistema for limitada, como acontece no segundo, terceiro e quarto ano hidrológico no cenário 2001-2006 (Figura 8.8b). Conforme se indica no Quadro 8.4, a contribuição das captações de água subterrânea de Vale da Vila e de Almádena é nula em, respetivamente, 26 e 27 anos de um conjunto de 50 ($NY \times NS$) anos. Fazendo os respetivos cálculos, verifica-se que a contribuição média de qualquer um dos grupos de captações de água subterrânea é inferior a 35% da sua disponibilidade máxima.

Quadro 8.3. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a alternativa 0 e com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA	Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
	Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca	2,46	56,19	61,09	257,20
Albufeira da Bravura	1,30	2,51	6,00	6,00
Captações de água subterrânea de Vale da Vila sem amaciamento (H4.Y0)	5,00	12,43	13,00	13,00
Captações de água subterrânea de Almádena sem amaciamento (H5.Y0)	0,21	0,54	2,43	3,47

Quadro 8.4. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 5$ ou 10 e com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA	Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)	
	Mínima	Média	Máxima		
Albufeira de Odelouca	2,46	61,80	73,34	257,20	
Albufeira da Bravura	1,34	3,28	6,00	6,00	
Possibilidades de expansão selecionadas	H4.Y1 – Captações de água subterrânea de Vale da Vila sem amaciamento	0 (26)*	3,72	11,05	11,05
	H5.Y1 – Captações de água subterrânea de Almádena sem amaciamento	0 (27)*	0,54	1,61	1,61

* Valor entre parênteses: número de anos sem qualquer contribuição/utilização no período de tempo definido por $NY \times NS$.

Diminuindo o peso ω para 1, obteve-se uma solução em que, além da instalação dos mesmos sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea extraída através das captações de Vale da Vila e de Almádena (H4.Y1 e H5.Y1), se sugere a transferência de caudais da albufeira de Santa Clara (H1.Y1) e a integração de três grupos de captações municipais no sistema multimunicipal, também com a instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento de água subterrânea (H7.Y3, H9.Y2 e H10.Y3) – Quadro 8.2.

A solução obtida com o peso $\omega = 0,5$ não difere significativamente da solução obtida com o peso $\omega = 1$. As diferenças entre as duas soluções são unicamente na seleção de dois sistemas de nanofiltração com maior capacidade de produção de água para consumo humano (H5.Y2 em substituição de H5.Y1 e H9.Y3 em substituição de H9.Y2) – Quadro 8.2. Estas diferenças não têm praticamente qualquer influência, quer no custo da solução (Figura 8.4), quer na robustez do sistema (Figura 8.5 e Figura 8.6). Os maiores custos ($IC_{\omega=1} = 40,11$ M€, $PVC_{\omega=1} = 215,64$ M€, $IC_{\omega=0,5} = 41,48$ M€ e $PVC_{\omega=0,5} = 217,30$ M€) e a maior robustez do sistema ($\overline{PI}_{s,\omega=1} = 0,874$, $\text{Var } PI_{s,\omega=1} = 0,044$, $\overline{PI}_{s,\omega=0,5} = 0,876$ e $\text{Var } PI_{s,\omega=0,5} = 0,043$) em relação à solução obtida com o peso $\omega = 5$ ou 10 devem-se à seleção da alternativa de expansão que envolve a transferência de caudais da albufeira de Santa Clara. Esta alternativa de expansão tem um impacto positivo de 650 l/s no caudal máximo instantâneo e de 20 hm³/ano no volume máximo anual disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA (Quadro 8.1). Os valores críticos dos indicadores de desempenho do sistema verificam-se num mesmo cenário (2001-2006). De acordo com a Figura 8.10, a transferência de caudais da albufeira de Santa Clara não é utilizada no primeiro ano hidrológico do cenário 2001-2006. É, no entanto, determinante na eliminação dos défices no segundo e no terceiro ano hidrológico, se bem que no quarto ano hidrológico não seja possível evitar défices máximos superiores a 50% (Figura 8.6: $[Vul_s]_{\omega=1}^M = 0,538$ e $[Vul_s]_{\omega=0,5}^M = 0,532$). A contribuição de cada uma das origens no quarto ano hidrológico em qualquer uma das duas soluções alcança valores máximos. Na solução obtida com o peso $\omega = 1$, atinge-se o volume morto na albufeira de Odelouca, o limite à utilização de 6 hm³/ano

na albufeira da Bravura, a capacidade instalada na transferência de caudais de Santa Clara e na produção de água subterrânea amaciada a partir do sistema aquífero Almádena-Odiáxere, e um nível piezométrico mínimo no sistema aquífero Querença-Silves (Figura 8.11). Na solução obtida com o peso $\omega = 0,5$, as extrações de água do sistema aquífero Almádena-Odiáxere passam a ser limitadas por se atingir um nível piezométrico mínimo num dos pontos de controlo (Figura 8.12).

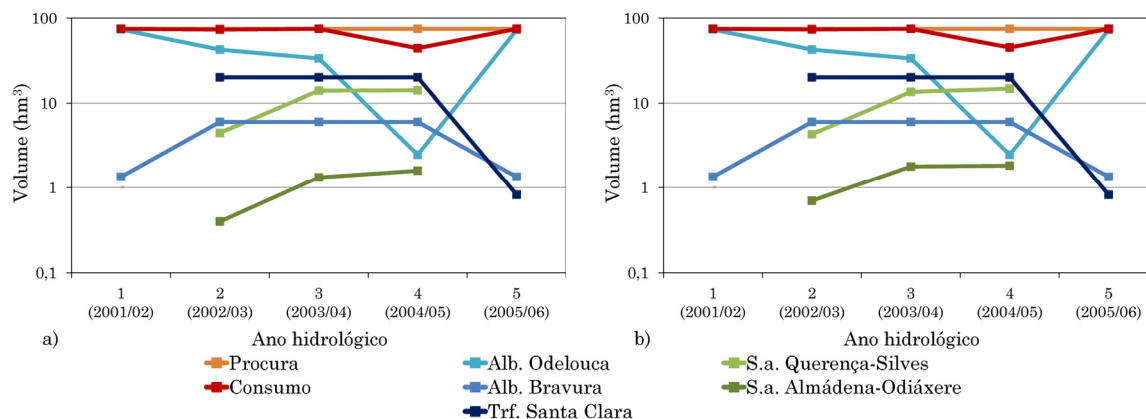


Figura 8.10. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para as soluções obtidas com os pesos **a)** $\lambda = 1$ e $\omega = 1$ e **b)** $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$, e com uma gestão de tipo anual.

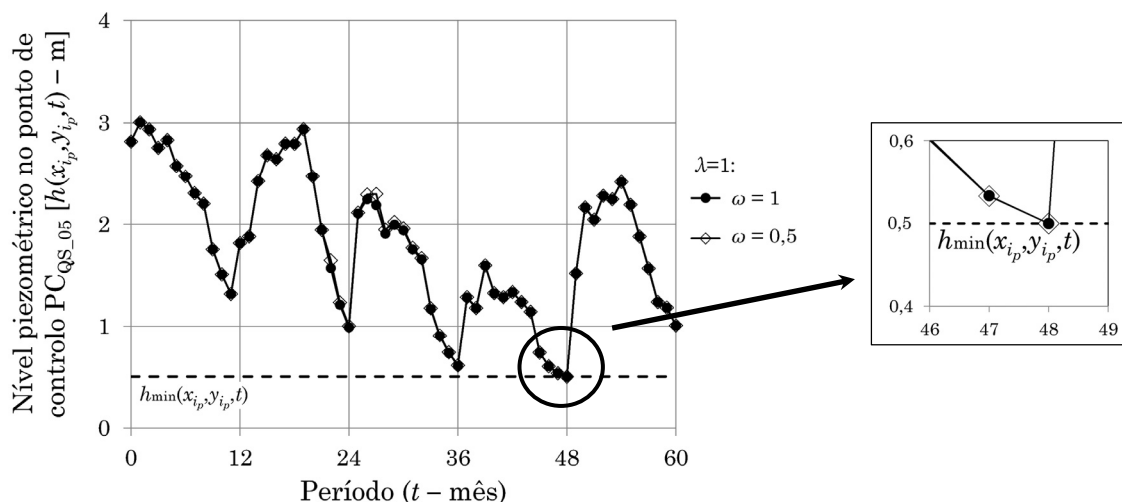


Figura 8.11. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico no ponto de controlo PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e 1, e com uma gestão de tipo anual.

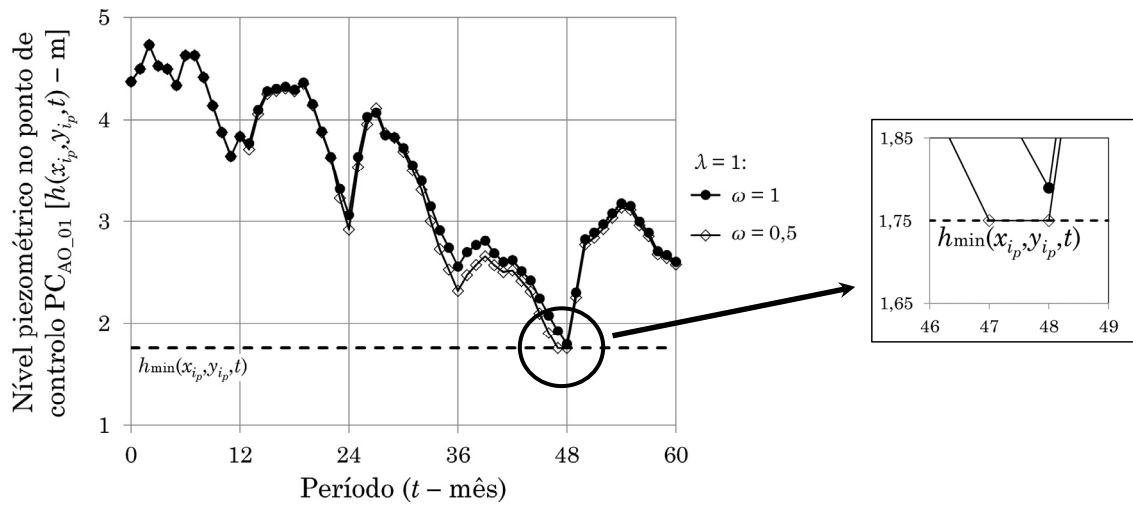


Figura 8.12. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico no ponto de controlo PC_{AO_01} (no sistema aquífero Almádena-Odiáxere) no final de cada mês para as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e 1, e com uma gestão de tipo anual.

A redução do peso ω para 0,1 motivou a integração na solução de expansão do SMAABA da nova interligação para transferência de caudais do Sotavento (H2.Y1), o aumento da capacidade do sistema de nanofiltração para o tratamento da água subterrânea a extrair do grupo das captações de Vale da Vila (H4.Y2) e a redução da capacidade do sistema de nanofiltração para o tratamento da água subterrânea a extrair do grupo das captações de Medeiros (H10.Y2) – Quadro 8.2. Os custos de investimento ($IC_{\omega=0,1}$) e o custo total atualizado ($PVC_{\omega=0,1}$) da solução ascendem a 85,72 M€ e 267,19 M€, respetivamente (Figura 8.4), mas são ainda insuficientes para evitar restrições significativas ao consumo de água no cenário 2001-2006. De acordo com a Figura 8.6, a vulnerabilidade máxima atinge um valor próximo dos 40% ($[Vul_s]_{\omega=0,1}^M = 0,381$).

Os resultados obtidos indicam ainda que a alternativa com os custos de investimento e custos de exploração fixos mais elevados (*Alt.Sup*) permite uma redução adicional da vulnerabilidade, mas ainda para um valor próximo dos 20% (Figura 8.6 – $[Vul_s]_{Alt.Sup}^M = 0,208$). No essencial, pode dizer-se que a existência de défices elevados é resultado de um planeamento da afetação de recursos com o horizonte temporal limitado ao período de um ano. Analisando os resultados obtidos para o cenário mais crítico (2001-2006), garante-se a satisfação total da procura e o cumprimento dos

objetivos de qualidade da água e minimizam-se os custos de exploração nos primeiros três anos hidrológicos com uma utilização máxima da albufeira de Odelouca, sendo que esta origem atinge o volume morto no final de cada ano hidrológico (Figura 8.13). Como as afluências naturais à albufeira de Odelouca no quarto ano hidrológico são extremamente reduzidas, não é possível evitar a ocorrência de défices, mesmo com uma contribuição máxima das restantes origens, por se atingirem níveis piezométricos mínimos em pontos de controlo nos dois sistemas aquíferos, por se atingir a capacidade máxima instalada na transferência de caudais da albufeira de Santa Clara e o limite na produção de água para consumo humano por dessalinização. A contribuição máxima da nova interligação Sotavento-Barlavento é condicionada pelo facto de existirem meses (de inverno) em que os caudais que podem ser transferidos são superiores aos consumos estimados para os nós de procura que podem ser abastecidos por esta alternativa de expansão (nós D2 e D3 – Figura 8.1). Deste modo, se explica que a contribuição máxima da transferência de caudais do Sotavento entre todos os cenários indicada no Quadro 8.5 (16,46 hm³/ano) seja inferior à respetiva disponibilidade máxima (18,42 hm³/ano). No Quadro 8.5, destaca-se ainda a reduzida contribuição média da generalidade das alternativas de expansão. Os custos de exploração da albufeira de Odelouca são mínimos, pelo que esta origem tende a ser usada preferencialmente no abastecimento público quando se reproduz uma gestão de tipo anual em que não se antecipam períodos de seca que ocorram num horizonte temporal superior a um ano. No entanto, e como se mostrou, uma utilização excessiva da albufeira de Odelouca no curto prazo pode condicionar o desempenho do sistema perante períodos de seca que ocorram num horizonte temporal mais alargado.

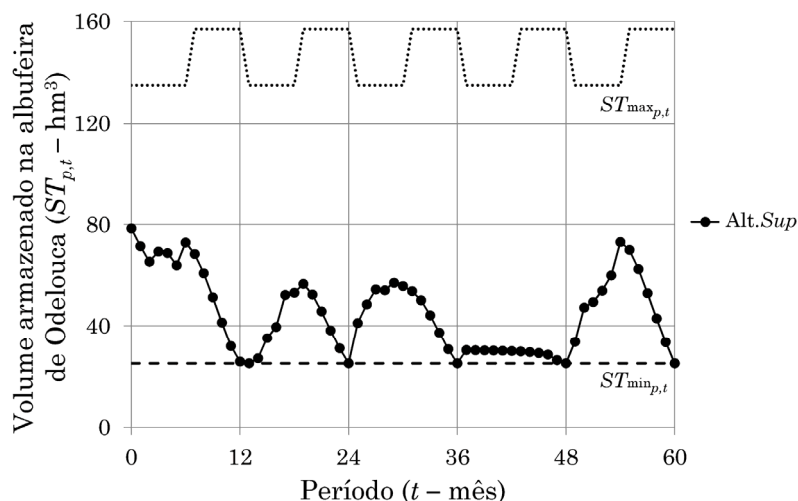


Figura 8.13. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado na albufeira de Odelouca no final de cada mês para a alternativa de expansão *Sup* e com uma gestão de tipo anual.

Quadro 8.5. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a alternativa *Sup* e com uma gestão de tipo anual.

Origem do SMAABA		Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
		Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca		2,45	58,83	73,34	257,20
Albufeira da Bravura		0 (40)	0,92	6,00	6,00
Possibilidades de expansão selecionadas	H1.Y1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	0 (30)	3,72	20,00	20,00
	H2.Y1 – Transferência de caudais do Sotavento por nova interligação	1,34	7,17	16,46	18,42
	H3.Y3 – Unidade de dessalinização por osmose inversa	0 (31)	3,12	23,65	23,65
	H4.Y2 – Captações de água subterrânea de Vale da Vila com amaciamento	0 (49)	0,06	2,88	11,05
	H5.Y2 – Captações de água subterrânea de Almádena com amaciamento	0 (46)	0,05	1,38	2,95
	H6.Y3 – Captações de água subterrânea de Paderne com amaciamento	0 (47)	0,05	1,02	6,18
	H7.Y3 – Captações de água subterrânea de Torrinha com amaciamento	0 (42)	0,26	1,98	2,68
	H8.Y3 – Captações de água subterrânea do Marco e Poço Frito com amaciamento	0 (46)	0,05	0,91	5,55
	H9.Y3 – Captações de água subterrânea de Ferrarias com amaciamento	0 (45)	0,02	0,78	1,58
	H10.Y3 – Captações de água subterrânea de Medeiros com amaciamento	0 (47)	0,05	0,88	2,14

No Quadro 8.6, apresenta-se um outro conjunto de soluções de expansão obtidas por resolução do problema de expansão com uma gestão de tipo anual. Na determinação deste novo conjunto de soluções, manteve-se constante o peso $\omega = 10$ e

experimentaram-se os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 (ao aumentar o valor do peso λ , penaliza-se mais a variação do índice de desempenho entre os diferentes cenários). Analisando a Figura 8.14 e a Figura 8.15, observa-se a mesma relação encontrada antes na Figura 8.4 e Figura 8.5 entre os custos e a robustez do sistema. À medida que se aumenta o peso λ , o custo aumenta, mas também aumenta a robustez do sistema por aumento do valor médio e diminuição da variância do índice de desempenho entre os diferentes cenários. Também como anteriormente, qualquer das métricas representadas na Figura 8.14 e na Figura 8.15 está no intervalo definido pela respetiva métrica para a alternativa 0 e alternativa *Sup*, reforçando a ideia de que estas soluções devem corresponder, respetivamente, às soluções de mínima e máxima robustez para uma gestão de tipo anual.

Quadro 8.6. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 , $\omega = 10$ e com uma gestão de tipo anual, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0.

Peso λ	Peso ω	Possibilidades de expansão selecionadas (identificação no Quadro 8.1)	Alterações nas disponibilidades máximas do SMAABA em relação à alternativa 0	
			Caudal (l/s)	Volume (hm ³ /ano)
1	10	H4.Y1, H5.Y1	-692,7	-3,81
10		H4.Y1, H5.Y1	-692,7	-3,81
100		H1.Y1, H2.Y1, H4.Y1, H5.Y2, H7.Y3, H9.Y3, H10.Y2	1135,3	41,80
1000		H1.Y1, H2.Y1, H3.Y3, H4.Y1, H5.Y2, H7.Y2, H8.Y2, H9.Y3, H10.Y2	2103,7	72,34

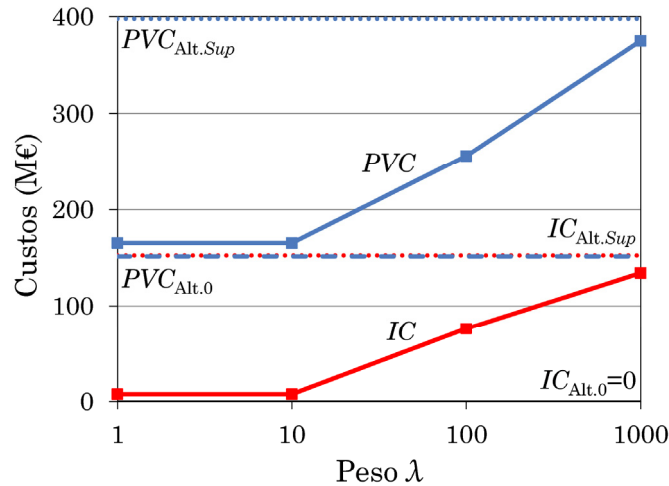


Figura 8.14. Variação dos custos de investimento (IC) e do custo total atualizado (PVC) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 e $\omega = 10$, a alternativa 0 e a alternativa Sup , e com uma gestão de tipo anual.

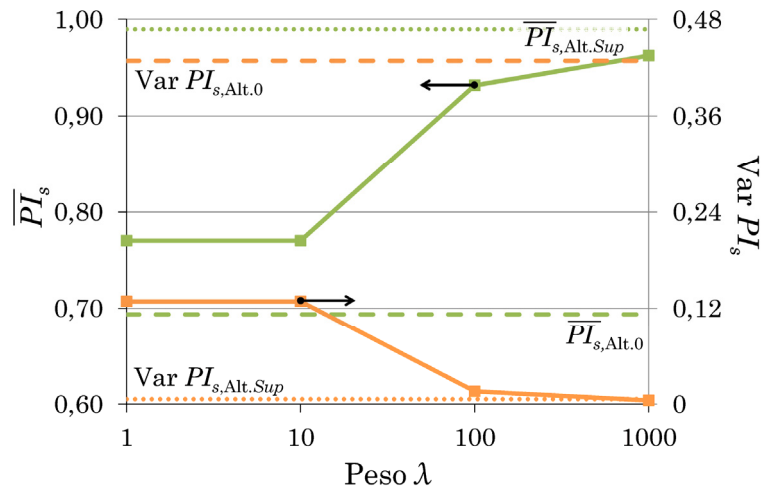


Figura 8.15. Variação do valor médio (\overline{PI}_s) e da variância ($Var PI_s$) do índice de desempenho entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1, 10, 100$ e 1000 e $\omega = 10$, a alternativa 0 e a alternativa Sup , e com uma gestão de tipo anual.

8.3.1.2. Gestão interanual

No Quadro 8.7 e no Quadro 8.8, apresentam-se as soluções obtidas por resolução do problema de expansão, voltando a manter constante o peso λ e variando o peso ω , mas reproduzindo agora uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de dois e cinco anos, respetivamente.

Quadro 8.7. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0.

Peso λ	Peso ω	Possibilidades de expansão selecionadas (identificação no Quadro 8.1)	Alterações nas disponibilidades máximas do SMAABA em relação à alternativa 0	
			Caudal instantâneo (l/s)	Volume (hm ³ /ano)
1	10	H6.Y1, H7.Y1, H9.Y1, H10.Y1	+469,4	+14,80
	5	H4.Y1, H5.Y1, H10.Y1	-612,7	-1,29
	1	H4.Y1, H5.Y1, H6.Y3, H7.Y2, H9.Y3, H10.Y1	-345,8	+7,13
	0,5	H1.Y1, H4.Y1, H5.Y1, H7.Y3, H10.Y1	+79,7	+20,05
	0,1	H1.Y1, H2.Y1, H10.1	+1730,0	+42,52

Quadro 8.8. Soluções de expansão obtidas com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos, e alterações do caudal e do volume disponibilizado para o abastecimento público no conjunto das origens do SMAABA em relação à alternativa 0.

Peso λ	Peso ω	Possibilidades de expansão selecionadas (identificação no Quadro 8.1)	Alterações nas disponibilidades máximas do SMAABA em relação à alternativa 0	
			Caudal instantâneo (l/s)	Volume (hm ³ /ano)
1	10	H5.Y2, H7.Y1, H10.Y1	+163,3	+5,15
	5	H4.Y1, H5.Y1, H10.Y1	-612,7	-1,29
	1	H4.Y1, H5.Y1, H7.Y3, H9.Y3, H10.Y1	-520,1	+1,63
	0,5	H1.Y1	+650,0	+20,00
	0,1	H1.Y1	+650,0	+20,00

Seja com o horizonte temporal de dois anos (Quadro 8.7) ou de cinco anos (Quadro 8.8), as soluções de expansão obtidas com os três valores mais elevados do peso que pondera o custo da solução (i.e., $\omega = 1, 5$ e 10) não incluem qualquer uma das alternativas de expansão consideradas pela Hidroprojecto e Ambio (2005) – secção 8.2.1.1. A expansão da capacidade do SMAABA faz-se através da integração de captações municipais localizadas no mesmo sistema aquífero em que estão implantadas as captações de Vale da Vila (i.e., sistema aquífero Querença-Silves) e da instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea.

Como se mostra na Figura 8.16 e na Figura 8.17, as soluções obtidas com o peso $\omega = 1, 5$ e 10 são soluções de menores custos, mas têm um impacto menor no aumento da robustez do sistema. A razão deste menor impacto tem que ver fundamentalmente com o facto de a utilização das captações municipais que sejam integradas no sistema ter de ser sempre conjugada com a utilização das captações de Vale da Vila, dado existirem limites à captação de água do sistema aquífero Querença-Silves impostos por níveis piezométricos mínimos que condicionam o volume total de água que pode ser extraída. Por outro lado, o aumento das disponibilidades de caudal e de volume resultante da integração de captações municipais pode não ser suficiente para compensar a menor disponibilidade das captações Almádena e/ou Vale da Vila com a instalação dos sistemas de nanofiltração (Quadro 8.7 e Quadro 8.8). A não satisfação total da procura acontece em mais do que um cenário, sendo que os valores críticos dos indicadores e do índice de desempenho (Figura 8.18 e Figura 8.19) resultam da operação do sistema no cenário 2001-2006.

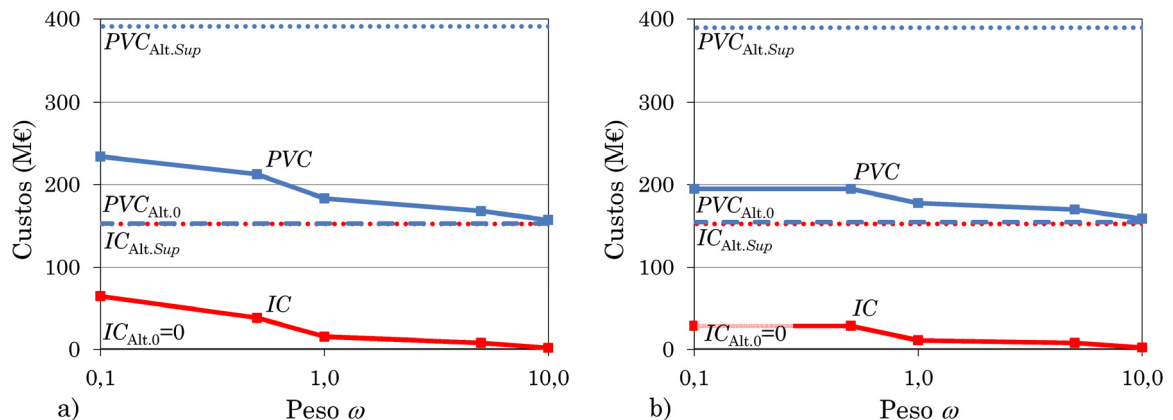


Figura 8.16. Variação dos custos de investimento (IC) e do custo total atualizado (PVC) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 , a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de **a)** 2 anos e **b)** 5 anos.

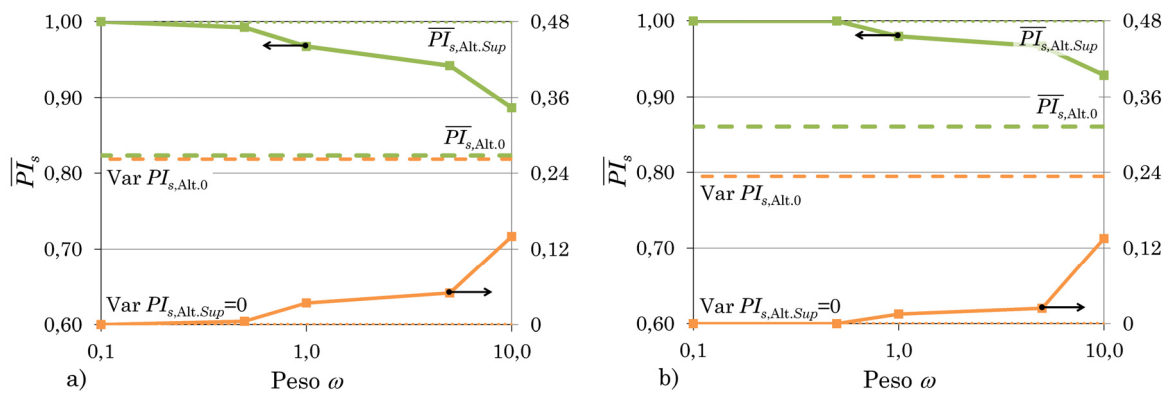


Figura 8.17. Variação do valor médio (\overline{PI}_s) e da variância ($Var PI_s$) entre as soluções obtidas por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 , a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com os horizontes temporais de **a)** 2 anos e **b)** 5 anos.

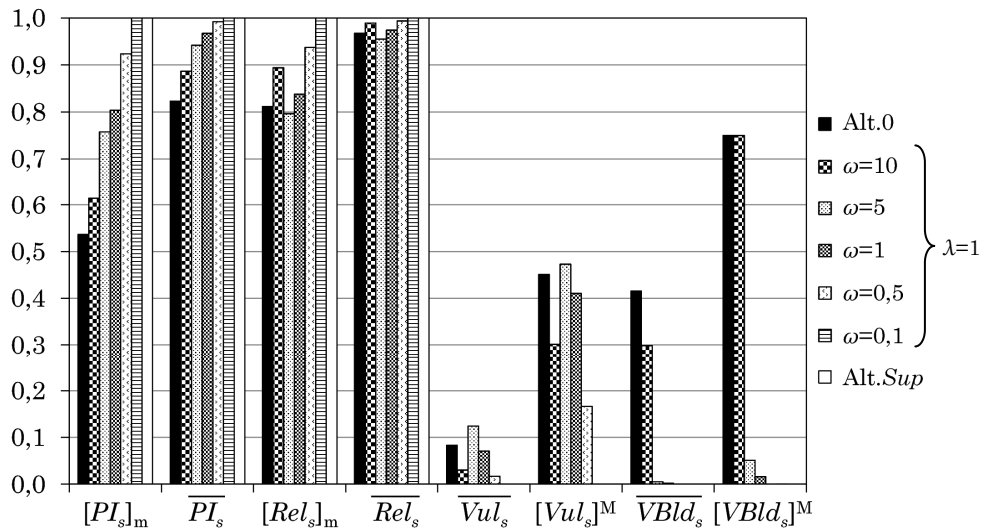


Figura 8.18. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água ($VBld_s$) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 , a alternativa 0 e a alternativa *Sup*, e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

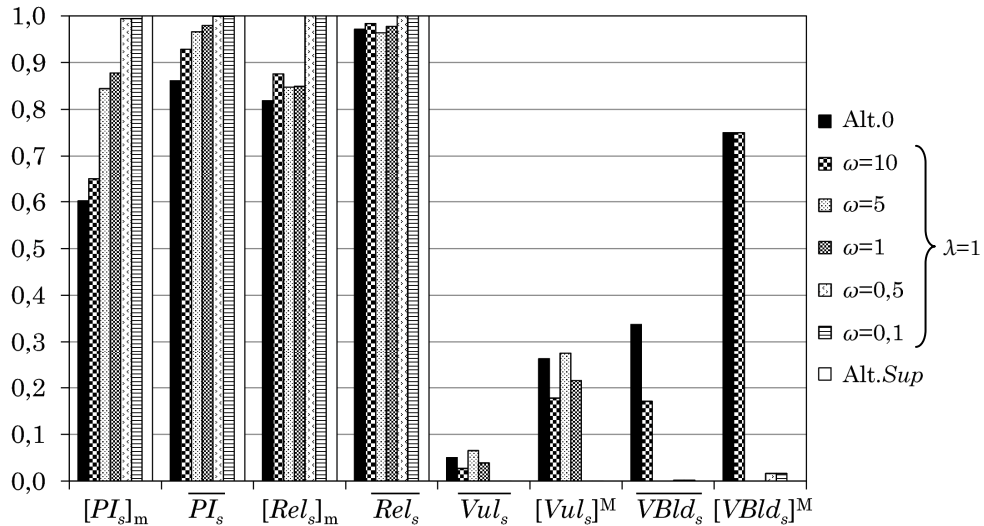


Figura 8.19. Valores médios e valores críticos (mínimo ou máximo) entre os diferentes cenários do índice de desempenho (PI_s) e dos indicadores que determinam o seu valor – fiabilidade (Rel_s), vulnerabilidade (Vul_s) e indicador de qualidade da água ($VBld_s$) – entre as soluções obtidas com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1, 0,5, 1, 5$ e 10 , a alternativa 0 e a alternativa Sup , e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.

Seja com o horizonte temporal de dois ou de cinco anos, o aumento da robustez do sistema nas soluções obtidas com o peso $\omega = 0,1$ e $0,5$ deve-se, no essencial, ao aumento das disponibilidades de caudal e volume por expansão da capacidade do sistema com a transferência de água da albufeira de Santa Clara (H1.Y1), juntamente com a transferência de água do Sotavento através da nova interligação (H2.Y1) para o caso da solução obtida com o peso $\omega = 0,1$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de dois anos.

Na solução obtida com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de dois anos, os valores críticos dos indicadores de fiabilidade e de vulnerabilidade são, respetivamente, inferiores a um e superiores a zero (Figura 8.18), pelo que subsistem necessariamente situações de não satisfação total da procura. Analisando os resultados, verifica-se que tais situações ocorrem apenas no terceiro e no quarto ano hidrológico do cenário 2001-2006 (Figura 8.20) e com uma mobilização máxima de todas as origens do sistema, que neste caso são as albufeiras de Odelouca, da Bravura e de Santa Clara, e as captações de Vale da Vila, Torrinha e Medeiros no sistema aquífero Querença-Silves (as duas primeiras com a instalação de sistemas de nanofiltração) e as captações de Almádena no sistema

aquífero Almádena-Odiáxere (com a instalação de sistemas de nanofiltração). A albufeira de Odelouca atinge o volume mínimo de armazenamento no final do quarto ano hidrológico (Figura 8.21a). Na albufeira da Bravura, os volumes armazenados são sempre significativamente superiores ao volume mínimo de armazenamento (Figura 8.21b), atingindo-se, em cada um dos dois anos, o limite máximo estabelecido à utilização de água desta albufeira definido no Quadro 6.2 (6 hm³/ano). Nesses dois anos hidrológicos, há também uma utilização máxima da transferência de água da albufeira de Santa Clara (20 hm³/ano) e das captações de Almádena (1,61 hm³/ano), em função, respetivamente, da capacidade do sistema adutor e do sistema de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea (dados de entrada do problema apresentados no Quadro 8.1). No sistema aquífero Almádena-Odiáxere, existe um ponto de controlo em que os níveis piezométricos se aproximam, mas, efetivamente, não atingem o valor mínimo estabelecido (Figura 8.22a). No terceiro ano hidrológico, é possível aproveitar a totalidade da capacidade de extração e tratamento da água subterrânea instalada nas captações de Vale da Vila, Torrinha e Medeiros no sistema aquífero Querença-Silves (16,18 hm³), enquanto no ano seguinte a contribuição deste sistema aquífero se reduz para 13,62 hm³ de modo a não se violarem níveis piezométricos mínimos nos pontos de controlo (Figura 8.22b). No Quadro 8.9, apresenta-se a contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários. Novamente, as possibilidades de expansão com menor utilização da disponibilidade máxima são aquelas que têm maiores custos de exploração por comparação com os custos de exploração da albufeira de Odelouca. Os custos de exploração das captações de Medeiros sem instalação dos sistemas de nanofiltração são menores do que os custos de exploração da albufeira de Odelouca, mas a utilização destas captações é limitada pelo facto de a água subterrânea não ser amaciada.

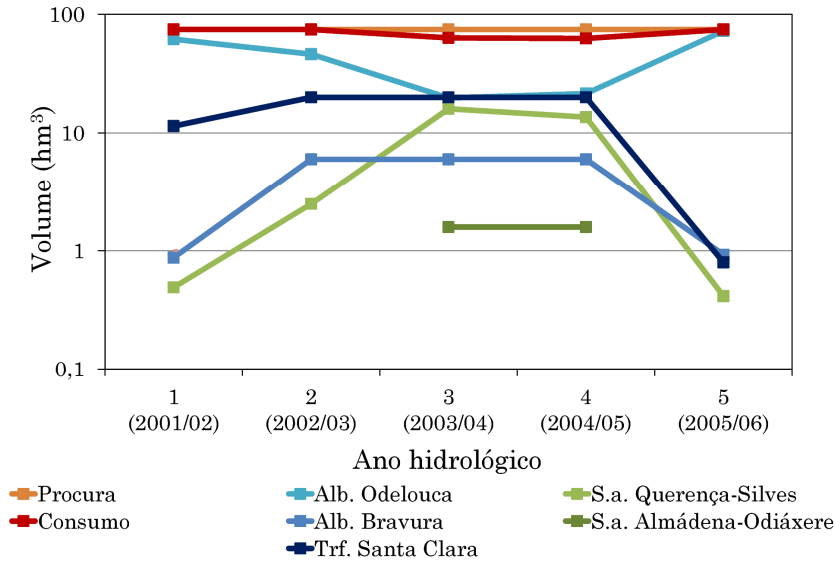


Figura 8.20. Cenário hidrológico 2001-2006: Procura, consumo e contribuição anual de cada origem para o abastecimento público para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

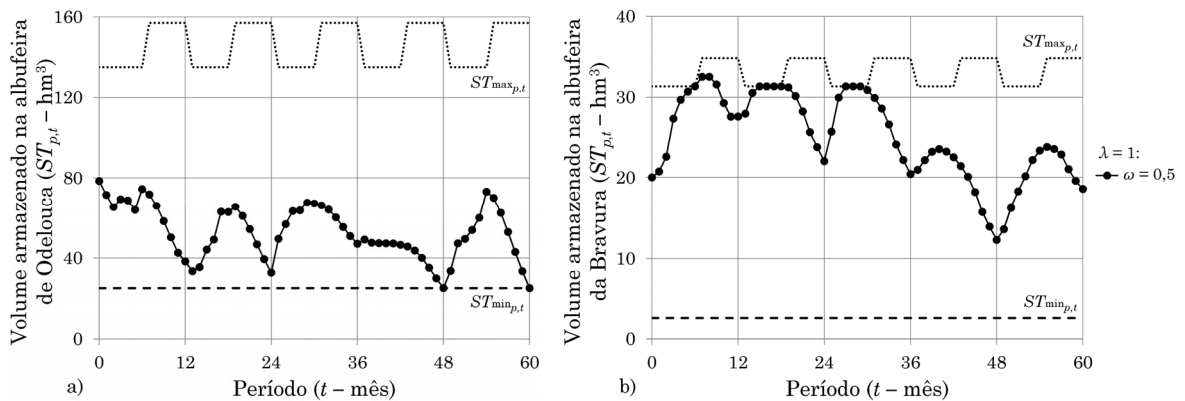


Figura 8.21. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado **a)** na albufeira de Odelouca e **b)** na albufeira da Bravura no final de cada mês para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

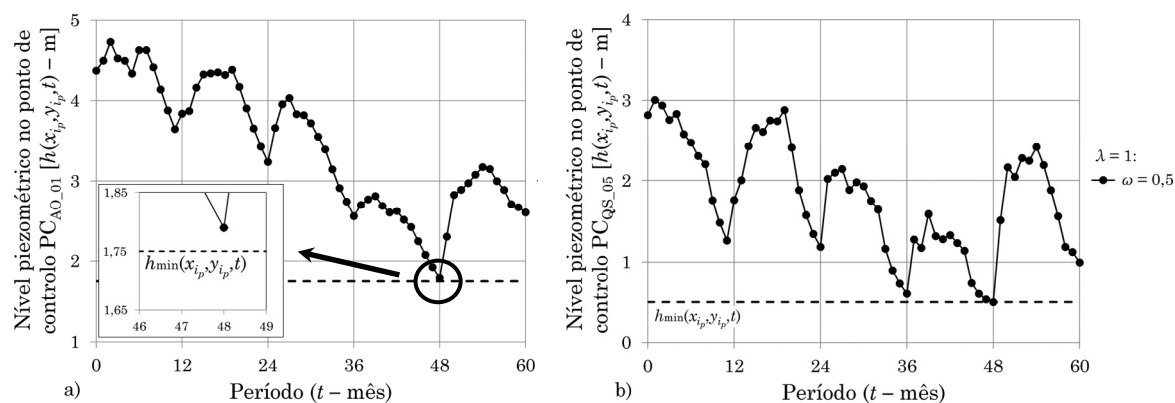


Figura 8.22. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico nos pontos de controlo **a)** PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) e **b)** PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Quadro 8.9. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Origem do SMAABA		Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
		Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca		19,77	61,66	73,34	257,20
Albufeira da Bravura		0,81	2,10	6,00	6,00
Possibilidades de expansão selecionadas	H1.Y1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	0 (19)	8,17	20,00	20,00
	H4.Y1 – Captações de água subterrânea de Vale da Vila com amaciamento	0 (42)	0,91	11,05	11,05
	H5.Y1 – Captações de água subterrânea de Almádena com amaciamento	0 (42)	0,14	1,61	1,61
	H7.Y3 – Captações de água subterrânea de Torrinha com amaciamento	0 (42)	0,27	2,68	2,68
	H10.Y1 – Captações de água subterrânea de Medeiros sem amaciamento	0,35	0,96	2,52	2,52

Na obtenção de qualquer uma das soluções de expansão descritas anteriormente, não se impôs uma utilização mínima para qualquer uma das origens do SMAABA. Garantindo-se a satisfação total da procura e o fornecimento de água com a qualidade mais adequada, a solução ótima de operação do SMAABA é orientada para a minimização dos custos de exploração variáveis. No Quadro 8.10, apresenta-se a contribuição otimizada de cada uma das origens para uma outra solução de expansão definida por análise de sensibilidade aos resultados apresentados no Quadro 8.9. A solução de expansão apresentada no Quadro 8.10 não inclui duas das possibilidades

de expansão cuja contribuição média era reduzida (H4.Y1 e H7.Y3) e os valores referentes à contribuição de cada origem resultam de uma otimização da operação do sistema com uma utilização mínima de 80% da disponibilidade máxima da albufeira da Bravura (i.e., 4,8 hm³/ano) e das possibilidades de expansão que disponibilizam águas superficiais ou águas subterrâneas amaciadas (H1.Y1 e H5.Y1). Ao contrário do que se poderia inicialmente esperar, a solução definida por análise de sensibilidade tem um custo total menor (Quadro 8.11). A diminuição dos custos de investimento e dos custos de exploração fixos por seleção de um conjunto mais restrito de possibilidades de expansão é suficiente para compensar o aumento dos custos de exploração variáveis por maior utilização de origens com maiores custos de captação e tratamento, como a albufeira da Bravura e as possibilidades de expansão H1.Y1 e H5.Y1. De acordo com os resultados apresentados também no Quadro 8.11, existe uma satisfação total da procura em todos os cenários na solução de expansão determinada com a análise de sensibilidade efetuada (dado que $[Rel_s]_m = 1$ e $[Vul_s]^M = 0$), mas existem agora períodos em que não se assegura continuamente o objetivo de se terem níveis volumétricos de mistura de águas com elevados níveis de dureza inferiores a 0,25 ou 25% (dado que $[VBld_s]^M > 0$). Recorde-se que o valor de $[VBld_s]^M$ representa o maior desvio positivo dos níveis volumétricos de mistura de águas com elevados níveis de dureza ao valor-alvo estabelecido nos nós de procura. Mas se $[VBld_s]^M \approx 0,10$, então o nível volumétrico de mistura máximo de águas com elevados níveis de dureza nos nós de procura é igual a $0,25 + 0,10 = 0,35$, ou seja, 35%, um valor ainda relativamente próximo do valor-alvo estabelecido. O valor de $[VBld_s]^M$ ocorre no cenário 2001-2006 e simultaneamente nos nós de procura D6, D9 e D10 (Figura 8.23).

Quadro 8.10. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários de uma solução de expansão definida por análise de sensibilidade, com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos e impondo uma utilização mínima de 80% da disponibilidade anual para algumas das origens do SMAABA.

Origem do SMAABA		Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
		Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca		31,83	39,38	42,25	257,20
Albufeira da Bravura		4,80	5,01	6,00	6,00
Captações de água subterrânea de Vale da Vila sem amaciamento (H4.Y0)		9,01	12,26	13,00	13,00
Possibilidades de expansão selecionadas	H1.Y1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	16,00	16,38	20,00	20,00
	H5.Y1 – Captações de água subterrânea de Almádena com amaciamento	1,29	1,30	1,61	1,61
	H10.Y1 – Captações de água subterrânea de Medeiros sem amaciamento	0 (5)	0,38	2,26	2,52

Quadro 8.11. Comparação de resultados de duas soluções de expansão do SMAABA com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos, uma solução determinada por resolução do problema de expansão (Quadro 8.9) e outra determinada por análise de sensibilidade (Quadro 8.10).

Resultados		Modo de determinação da solução de expansão		
		Resolução do problema de expansão (pesos: $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$)	Análise de sensibilidade	
Possibilidades de expansão selecionadas		H1.Y1, H4.Y1, H5.Y1, H7.Y3 e H10.Y1	H1.Y1, H5.Y1 e H10.Y1	
Custos	Investimento (M€)	38,13	29,57	
	Exploração fixos (M€)	12,19	8,80	
	Exploração variáveis (M€)	161,98	167,94	
	PVC (M€)	212,30	206,31	
Índice e indicadores de desempenho	Valor médio	\overline{PI}_s	0,992	0,997
		\overline{Rel}_s	0,994	1
		\overline{Vul}_s	0,016	0
		\overline{VBld}_s	0	0,010
	Valor crítico	$[PI_s]_m$	0,924	0,966
		$[Rel_s]_m$	0,938	1
		$[Vul_s]^M$	0,166	0
		$[VBld_s]^M$	0	0,102

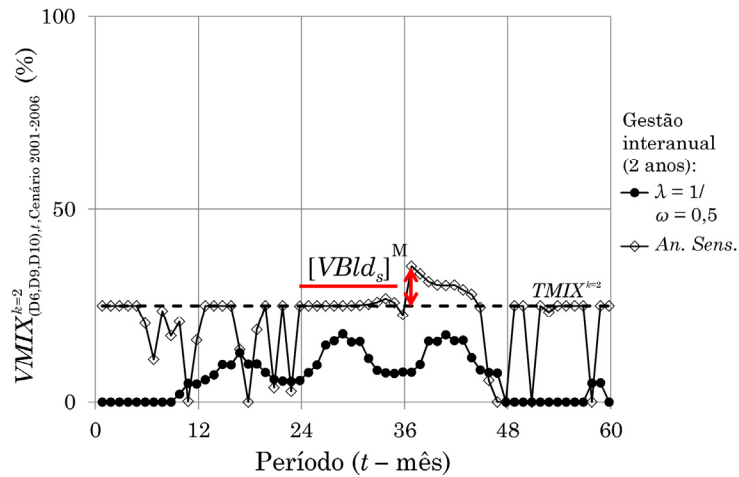


Figura 8.23. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível volumétrico de mistura de águas duras/do tipo $k = 2$ nos nós de procura D6, D9 e D10 para a solução determinada por resolução do problema de expansão com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,5$ (Quadro 8.9) e para a solução determinada por análise de sensibilidade (*An. Sens.* – Quadro 8.10), ambas com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos.

Na solução determinada por análise de sensibilidade, também se atinge o volume mínimo de armazenamento na albufeira de Odelouca no final do quarto ano hidrológico no cenário 2001-2006 (Figura 8.24a), mas uma utilização maior e mais regular da albufeira da Bravura e das possibilidades de expansão selecionadas permite gerir de um modo mais eficiente o esgotamento das reservas da origem principal do sistema. Como mostra a Figura 8.24b, e por comparação com a Figura 8.21b, uma contribuição da albufeira da Bravura para o abastecimento público de pelo menos $4,8 \text{ hm}^3/\text{ano}$ tem impactes pouco significativo nos volumes armazenados. Em ambos os sistemas aquíferos, atingem-se níveis piezométricos mínimos em pontos de controlo (Figura 8.25), ao contrário do que acontecia na solução determinada por resolução do problema de expansão (Figura 8.22).

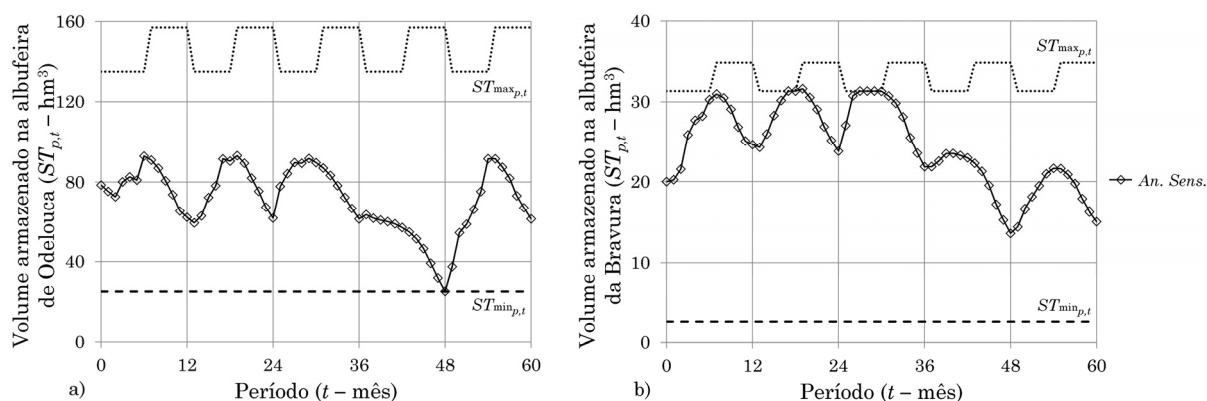


Figura 8.24. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do volume armazenado **a)** na albufeira de Odelouca e **b)** na albufeira da Bravura no final de cada mês para a solução determinada por análise de sensibilidade e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos (Quadro 8.10).

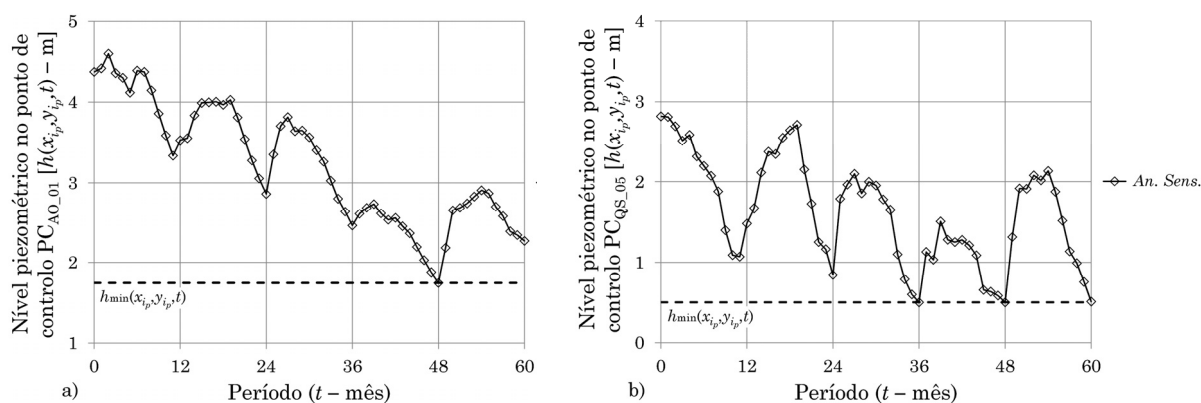


Figura 8.25. Cenário hidrológico 2001-2006: Variação do nível piezométrico **a)** no ponto de controlo PC_{AO_01} (sistema aquífero Almádena-Odiáxere) e **b)** no ponto de controlo PC_{QS_05} (sistema aquífero Querença-Silves) no final de cada mês para a solução determinada por análise de sensibilidade e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 2 anos (Quadro 8.10).

Por último, analisa-se a solução obtida com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de cinco anos e com os pesos $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1$ ou $0,5$ (Quadro 8.7). Os resultados mostram que, com um investimento inicial de 28,3 M€ associado à construção de uma conduta adutora para a transferência de caudais da albufeira de Santa Clara e um custo total inferior a 200 M€, é possível ter um sistema robusto, sem a ocorrência de défices e com um desvio muito pouco significativo relativamente ao objetivo de qualidade da água fornecida aos nós de procura (Figura 8.16b, Figura 8.17b e Figura 8.19).

No Quadro 8.12, verifica-se que à solução de expansão identificada no parágrafo anterior está associada uma diferença significativa entre o valor mínimo e o valor máximo para a albufeira de Odelouca e um número significativo de anos (21) em que a transferência de caudais da albufeira de Santa Clara não seria utilizada por ser possível satisfazer a procura e garantir os objetivos de qualidade de água fornecida com menores custos de exploração. No entanto, não parece que seja defensável a realização de um investimento avultado numa infraestrutura para que esta depois tivesse uma taxa de utilização reduzida. Assim, apresentam-se no Quadro 8.13, as contribuições mínima, média e máxima da mesma solução de expansão, mas impondo na otimização da operação do sistema a obrigatoriedade de se utilizar 80% da disponibilidade máxima anual da possibilidade de expansão selecionada. Esta restrição adicional contribui para uma utilização mais regular e constante não apenas da transferência de caudais da albufeira de Santa Clara, mas também da albufeira de Odelouca, contribuindo assim também para reduzir a incerteza na operação do sistema, e com um impacto inferior a 4 M€ no custo da solução (Quadro 8.14).

Quadro 8.12. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários para a solução obtida com os pesos $\lambda = 1$, $\omega = 0,1$ ou $0,5$ e com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos.

Origem do SMAABA		Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
		Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca		35,32	55,42	60,80	257,20
Albufeira da Bravura		1,18	1,81	6,00	6,00
Captações de água subterrânea de Vale da Vila sem amaciamento (H4.Y0)		11,09	12,90	13,00	13,00
Captações de água subterrânea de Almádena sem amaciamento (H5.Y0)		0,06	0,23	0,39	3,50
Possibilidade de expansão selecionada	H1.Y1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	0 (21)	4,29	20,00	20,00

Quadro 8.13. Contribuição mínima, média e máxima de cada origem no conjunto de todos os cenários de uma solução de expansão definida por análise de sensibilidade, com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos e impondo uma utilização mínima de 80% da disponibilidade máxima anual da transferência de caudais da albufeira de Santa Clara.

Origem do SMAABA		Contribuição anual (hm ³ /ano)			Disp. máxima (hm ³ /ano)
		Mínima	Média	Máxima	
Albufeira de Odelouca		35,32	43,14	45,22	257,20
Albufeira da Bravura		1,14	1,84	6,00	6,00
Captações de água subterrânea de Vale da Vila sem amaciamento (H4.Y0)		11,07	12,90	13,00	13,00
Captações de água subterrânea de Almádena sem amaciamento (H5.Y0)		0,14	0,23	0,38	3,50
Alternativa de expansão selecionada	H1.Y1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	16,00	16,58	20,00	20,00

Quadro 8.14. Comparação de resultados de duas soluções de expansão do SMAABA com uma gestão de tipo interanual com o horizonte temporal de 5 anos, uma solução determinada por resolução do problema de expansão (Quadro 8.12) e outra determinada por análise de sensibilidade (Quadro 8.13).

Resultados		Modo de determinação da solução de expansão		
		Resolução do problema de expansão (pesos: $\lambda = 1$ e $\omega = 0,1$ ou $0,5$)	Análise de sensibilidade	
Possibilidade de expansão selecionada		H1.Y1		
Custos	Investimento (M€)	28,31		
	Exploração fixos (M€)	7,95		
	Exploração variáveis (M€)	158,32	162,05	
	PVC (M€)	194,58	198,31	
Índice e indicadores de desempenho	Valor médio	\overline{PI}_s	0,999	≈1
		\overline{Rel}_s	1	1
		\overline{Vul}_s	0	0
		\overline{VBld}_s	0,002	≈0
	Valor crítico	$[PI_s]_m$	0,994	0,998
		$[Rel_s]_m$	1	1
		$[Vul_s]^M$	0	0
		$[VBld_s]^M$	0,017	0,006

8.4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que um aumento significativo da robustez do SMAABA implica a realização de investimentos significativos na expansão da capacidade do sistema, além de uma gestão de tipo interanual como já se tinha mostrado no Capítulo 6. No estudo de caso efetuado, apenas se consideraram possibilidades de expansão atuando do lado da oferta ao nível da quantidade e/ou qualidade da água. Não se admitiram quaisquer possibilidades de expansão atuando do lado da procura (e.g., redução de perdas ou reutilização de águas residuais), mas é bastante provável que, além da sua aceitabilidade, qualquer possibilidade que pudesse ser equacionada acabasse por não permitir suprir os elevados défices perante secas severas.

Mesmo sem considerar outras incertezas para além das afluências às albufeiras e da recarga dos aquíferos (e.g., procura, fatores de custo), nunca será simples tomar uma decisão final relativamente à expansão da capacidade do SMAABA. Genericamente, se a opção de um qualquer decisor for pela realização de investimentos avultados na expansão de um sistema e depois não vierem a ocorrer secas extremas, poderá ser sempre alegado que foram efetuados investimentos desnecessários. Pelo contrário, a opção pela realização de investimentos relativamente modestos pode revelar-se insuficiente para limitar a um nível aceitável os impactes negativos decorrentes da ocorrência de eventos de seca. Mesmo com a verificação de toda a informação existente e eventual recolha de nova informação,⁵⁸ o problema tratado é porventura

⁵⁸ Por exemplo, no estudo de caso, os cenários hidrológicos foram construídos para partir de uma série histórica de valores mensais de precipitação do período entre outubro de 1951 e setembro de 2006 (secção 8.2.4). A utilização desta série implica que se considere a hipótese de condições estacionárias das séries hidrológicas. Como foi referido no capítulo de introdução desta tese (secção 1.1), este pressuposto comum no planeamento dos sistemas tem vindo a ser amplamente questionado na comunidade científica, face às projeções já realizadas sobre as alterações nas séries hidrológicas em resultado das alterações climáticas atuais. Sabendo que as projeções realizadas têm um elevado grau de incerteza associado, é consensual que a tendência verificada nas últimas décadas de diminuição da precipitação e de aumento da temperatura se agrave nas zonas de clima do tipo mediterrânico, que inclui a maior parte do território nacional (EEA, 2010). Num trabalho recente, Stigter *et al.* (2012) estudam o efeito combinado das variações de temperatura (positiva) e de precipitação (negativa) sobre o

demasiado complexo para que através da metodologia proposta se determine inequivocamente uma decisão final. No entanto, ficou demonstrada a capacidade de com a metodologia proposta se gerar um conjunto restrito de alternativas de expansão potencialmente promissoras que merecem ser estudadas mais em detalhe.

sistema aquífero Querença-Silves na recarga de água subterrânea e nas extrações de água para rega. Tendo como referência o período 1980-2010, os resultados apresentados por Stigter *et al.* (2012) apontam para uma variação média da disponibilidade do sistema aquífero de -12% no período 2020-2050 e de -67% no período 2069-2099 por efeito combinado da diminuição da recarga de água subterrânea e do aumento das extrações de água para rega. Estes resultados devem ser, pelo menos, discutidos em processos de decisão de longo prazo relativos à gestão da água no Algarve.

CAPÍTULO 9.

CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

De acordo com os princípios orientadores para a implementação a nível operacional de uma gestão integrada de recursos hídricos, a unidade principal de gestão das águas deve ter como referência a bacia hidrográfica (ou conjunto de bacias no caso de sistemas interconectados). Como referem McKinney *et al.* (1999), é à escala da bacia hidrográfica que as decisões sobre a operação dos sistemas e a afetação da água têm maiores implicações hidrológicas, económicas, sociais e ambientais, e melhor se manifestam as interações entre os distintos componentes dos sistemas hídricos. O aumento da dimensão e da complexidade dos sistemas decorrente de uma gestão dos recursos hídricos à escala regional tem motivado o desenvolvimento de ferramentas de análise que integram as múltiplas origens que podem ser utilizadas, as infraestruturas de tratamento e transporte, e os vários usos concorrentes. As contribuições principais desta tese consistem em duas ferramentas de análise baseadas em modelos de otimização que permitem avaliar de uma forma estruturada e sistemática as melhores soluções para o planeamento e a operação sustentáveis de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens.

O modelo apresentado no Capítulo 5 otimiza à escala mensal a operação de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens, com especial interesse para sistemas com origens superficiais e origens subterrâneas. O modelo integra funções matemáticas que procuram reproduzir a operação de albufeiras, simular o

escoamento de água subterrânea em aquíferos e descrever o transporte de água num sistema de distribuição comum entre os locais de captação e os locais de consumo com uma representação explícita da qualidade da água. Estão incluídas preocupações de carácter ambiental (e.g., estabelecimento de níveis piezométricos mínimos nos aquíferos, manutenção de caudais ecológicos a jusante das albufeiras) de modo a assegurar a devida proteção dos sistemas naturais e ecológicos. A otimização é realizada sobre séries temporais representativas de possíveis cenários hidrológicos futuros para o período de análise definido. A operação do sistema é otimizada de forma a diminuir os custos de exploração, satisfazer a procura, fornecer água com a qualidade mais adequada e evitar o recurso a origens de emergência, que devem ser utilizadas apenas em situações críticas. Como hipótese, admite-se que os objetivos enunciados possam não ser plenamente atingidos em situações de contingência (e.g., secas). Perante situações excecionais, a operação do sistema é otimizada tendo em consideração uma hierarquização dos objetivos definidos pela entidade gestora. Essa hierarquização de objetivos deve refletir-se numa preferência por determinadas medidas de contingência, nas quais se incluem a diminuição da qualidade da água fornecida, a ativação de captações de emergência e a imposição de restrições ao consumo de água.

O modelo de otimização descrito no Capítulo 5 é um modelo não linear. À partida, a forma mais simples de resolver um modelo de otimização não linear passa pelo uso de um algoritmo clássico que resolva diretamente o problema matemático definido. No entanto, a dimensão e a complexidade dos modelos podem dificultar a sua resolução direta. Para esses casos, poderá ser útil conjugar a utilização de um algoritmo de otimização não linear com métodos de decomposição. De uma forma genérica, o esquema de funcionamento desses métodos envolve a decomposição do problema completo em subproblemas, a resolução individual dos subproblemas e a modificação das soluções obtidas por resolução dos subproblemas de modo a encontrar uma solução do problema completo.

Na secção 5.8, além de se sugerir a resolução direta do modelo de otimização, apresentam-se três métodos de resolução assentes em abordagens de decomposição. Numa primeira abordagem de decomposição para resolução do modelo de otimização, retiram-se de um primeiro subproblema as restrições não lineares que podem dificultar a obtenção de boas soluções e/ou aumentar o tempo de cálculo. Essas restrições eliminadas do primeiro subproblema são incluídas no segundo subproblema de modo a obter-se uma solução do problema completo, mas já com o consumo de cada nó de procura determinado. As outras duas abordagens de decomposição têm por objetivo principal reproduzir perspectivas alternativas na gestão dos recursos disponíveis, considerando horizontes temporais menores do que a extensão do período de análise na otimização da operação dos sistemas. Cada subproblema abrange uma fração do período de análise e os problemas são resolvidos sequencialmente. A interligação entre os subproblemas é definida por uma condição que estabelece uma igualdade entre estados do sistema em subproblemas sucessivos.

Os resultados da aplicação do modelo de otimização ao sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio (Capítulo 6) mostram um sistema vulnerável a períodos de seca e que os problemas se tendem a agravar com o crescimento previsto para a procura até ao ano do horizonte do projeto. No entanto, os resultados evidenciam também que uma gestão de tipo interanual e o uso conjunto das diferentes origens disponíveis permite reduzir maiores consequências negativas decorrentes da ocorrência desses períodos extremos. A variedade de resultados que se podem obter com o modelo de otimização pode ser útil na investigação de possíveis estratégias para melhorar a gestão da água e a operação dos sistemas, assim como para efetuar avaliações ao desempenho dos sistemas.

A metodologia apresentada no Capítulo 7 foi desenvolvida com o objetivo de abordar problemas de planeamento da expansão da capacidade de sistemas de abastecimento de água de múltiplas origens com representação explícita da incerteza. A metodologia desenvolvida baseia-se, essencialmente, numa integração de dois modelos decisoriais para níveis distintos (designados de modelo estratégico e modelo

operacional), num planeamento por cenários para representação explícita da incerteza e num método de resolução adequado às características do problema que se pode definir. O modelo operacional tem uma formulação matemática idêntica à do modelo de otimização apresentado em detalhe no Capítulo 5. Na metodologia proposta, assume-se a hipótese de que a incerteza pode ser representada através de um conjunto de cenários, atribuindo-se a cada cenário uma determinada probabilidade. Considerando um conjunto de possíveis situações incertas que podem ocorrer durante a fase de operação, procura-se encontrar soluções que funcionem bem (ou o melhor possível) para todos os cenários. Cada solução de expansão é valorada por duas métricas específicas – o índice de desempenho e o custo normalizado da solução. Estas duas métricas estão incluídas na função objetivo do modelo estratégico que possui características multiobjetivo. Por regra, um melhor desempenho dos sistemas e uma redução dos riscos envolvem a mobilização de maiores recursos financeiros. A variação do valor de pesos da função objetivo do modelo estratégico permite que se relacionem os ganhos de robustez dos sistemas por expansão da sua capacidade com os custos exigidos para esse fim.

O método de resolução formulado para resolver o problema de expansão com a metodologia desenvolvida envolve fluxos de informação entre o modelo estratégico e o modelo operacional. O método de resolução proposto combina um algoritmo de recozimento simulado com a resolução de uma série de problemas não lineares.

A utilidade da metodologia proposta é demonstrada com uma aplicação à expansão da capacidade do sistema multimunicipal de abastecimento de água do Barlavento Algarvio (Capítulo 8), tendo como referência a infraestrutura atual e a procura prevista para o horizonte do projeto. O problema tratado é porventura demasiado complexo para que através da metodologia proposta se determine inequivocamente uma decisão final. No entanto, ficou demonstrada a capacidade de com a metodologia proposta se gerar um conjunto restrito de alternativas de expansão potencialmente promissoras que podem ser estudadas mais em detalhe.

Simbolicamente, o termo do trabalho de investigação efetuado constitui uma fronteira com estudos que se poderão suceder. De facto, subsistem linhas de investigação futura que se podem traçar a partir do trabalho efetuado e que podem ser temas para trabalhos futuros. As sugestões que se apresentam em seguida incidem sobre cada uma das ferramentas de análise desenvolvidas:

- **Modelo de otimização da operação de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens**
 - Formulação de modelo multiobjetivo – A representação dos termos da função objetivo como objetivos individuais transforma o modelo inicial num modelo multiobjetivo. Num trabalho realizado em paralelo com a investigação que conduziu à presente tese, fez-se uma primeira tentativa nesse sentido (Vieira e Cunha, 2011). Utilizando-se um método baseado numa declaração *a priori* das preferências do decisor (Wilamowsky *et al.*, 1990; Barros *et al.*, 2008), os objetivos foram otimizados, sequencial e individualmente, por ordem de prioridade decrescente, obtendo-se uma única solução para o problema. Ficou por explorar, nomeadamente, a resolução do modelo multiobjetivo sem uma declaração antecipada das preferências do decisor, por forma a estudar com mais pormenor as relações entre os custos de exploração variáveis e as funções de penalidade que estão relacionadas com o desempenho dos sistemas.
 - Determinação e incorporação de regras de exploração para sistemas de múltiplas origens – Uma regra de exploração para um sistema de abastecimento de água de múltiplas origens deve estabelecer não apenas o volume total de água disponibilizado pelo sistema, mas também a contribuição individual de cada origem em cada período. Habitualmente, estas regras são testadas por modelos de simulação, mas antes de serem reproduzidas têm de ser determinadas. Belaineh *et al.* (1999), Watkins *et al.* (1999) e Afshar *et al.* (2010) apresentam trabalhos em que se utilizam modelos de otimização na determinação

de regras de exploração e/ou em que essas regras depois de determinadas são incorporadas nas restrições de modelos de otimização. Draper (2001) sugere que as regras de exploração clássicas desenvolvidas para sistemas dependentes exclusivamente de albufeiras têm de ser adaptadas quando se equaciona o uso conjunto de águas superficiais e águas subterrâneas, e verifica que a incorporação de regras de exploração permite reduzir o impacto da extensão do horizonte temporal na otimização da operação de sistemas de uso conjunto. Os trabalhos citados neste parágrafo dão novas perspectivas de aplicação para o modelo de otimização desenvolvido. A determinação de regras de exploração adequadas a sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens com o modelo de otimização desenvolvido é uma possível linha de investigação para trabalhos futuros.

- Redução do tempo de cálculo – O problema de expansão mostrou a importância de se diminuir o tempo de cálculo na resolução do modelo de otimização, tendo-se conseguido esse objetivo com um método de decomposição temática. Como hipótese, admite-se que reduções adicionais do tempo de cálculo podem ser atingidas com uma menor discretização temporal dos períodos de análise. Na integração de um modelo de natureza operacional, formulado inicialmente para descrever todos os processos à escala mensal, num problema de planeamento de novas infraestruturas, Cai *et al.* (2002) continuam a descrever os processos relativos à quantidade de água em termos mensais, mas optam por descrever os processos relativos à qualidade da água em termos sazonais, mais precisamente com uma descrição em períodos de quatro meses. Num modelo desenvolvido para a otimização da operação de sistemas regionais com origens superficiais, origens subterrâneas e estações de dessalinização de água do mar integrando processos de quantidade e qualidade da água e a distribuição da água até aos locais de consumo, Housh *et al.* (2012)

discretizam o período de análise em intervalos de seis meses. Housh *et al.* (2012) não o justificam, mas admite-se aqui que a possibilidade considerada pelos autores de futuramente aumentarem a discretização temporal do modelo esteja relacionada com o objetivo de ter um maior detalhe na descrição do funcionamento dos sistemas. No modelo de otimização desenvolvido, a aceitação de uma menor discretização do período de análise estará sempre dependente de análises que permitam avaliar o impacto das modificações que forem realizadas, nomeadamente na descrição do funcionamento dos sistemas.

- **Metodologia para expansão da capacidade de sistemas regionais de abastecimento de água de múltiplas origens**
 - Introdução do conceito de flexibilidade no planeamento da expansão dos sistemas – A metodologia proposta enquadra-se numa abordagem de otimização robusta, que permite caracterizar a insensibilidade das soluções de expansão a um conjunto de possíveis cenários que possam vir a ocorrer no futuro. Uma perspetiva diferente consiste em incorporar nas ferramentas de análise a ideia de que as condições iniciais se podem ir alterando ao longo do período de vida útil dos projetos. Nesta perspetiva alternativa, a melhor opção deverá passar por, em vez de se tomarem inicialmente as decisões para todo o período de vida útil (designadas por decisões inflexíveis), expandir a capacidade dos sistemas de forma progressiva e à medida que se forem obtendo novas informações, mas considerando a incerteza desde o início nos processos de planeamento (designadas por decisões flexíveis). Por exemplo, em vez de se planear logo desde o início o reforço da capacidade dos sistemas para os 40 anos seguintes, admite-se a possibilidade de a expansão ser gradual, expandindo-se (ou não) a capacidade dos sistemas, por hipótese, no ano 0 e no ano 20 e considerando à partida um conjunto de condições incertas para a totalidade do horizonte do projeto (i.e., 40 anos). Normalmente, a

flexibilidade introduz custos adicionais a curto prazo, mas tende a reduzir o custo total a longo prazo. A introdução do conceito de flexibilidade no planeamento de infraestruturas tem sido abordada com a análise de opções reais, uma metodologia que tem a sua origem na análise de derivados financeiros (cf., Trigeorgis, 1996; de Neufville e Scholtes, 2011). Como hipótese inicial para trabalhos futuros, sugere-se que poderá ser desenvolvida uma abordagem baseada na análise de opções reais para representação da incerteza associada à evolução dos custos ou da procura, à semelhança do que fizeram outros autores como Wang e de Neufville (2004), Huang *et al.* (2010), Suttinon e Nasu (2010) e Zhang e Babobvic (2012) em trabalhos sobre sistemas hídricos.

- Integração da incerteza sobre as alterações climáticas – As implicações das alterações climáticas e a hipótese de não estacionariedade das séries hidrológicas colocam novos desafios e requerem o uso de novas abordagens na gestão dos recursos hídricos. Além da seleção dos métodos mais adequados a utilizar na predição das variáveis hidrológicas perante a não estacionariedade das séries temporais (Salas *et al.*, 2012), há uma outra linha de investigação a desenvolver referente ao modo como integrar nos modelos decisoriais a informação que é dada por diferentes modelos de circulação global na direção e na magnitude das alterações climáticas ao longo do tempo. Neste campo, o conceito de flexibilidade e a análise de opções reais podem dar contribuições importantes para a gestão da água, como mostra um trabalho recentemente publicado (Steinschneider e Brown, 2012). Anteriormente, já Saito *et al.* (2012) tinham sugerido, sem uma abordagem concreta, a implementação de estratégias de gestão flexíveis e facilmente adaptáveis, e a opção por decisões incrementais quando for necessário intervir a nível estrutural sobre os sistemas, em vez de intervenções de larga escala e muito dispendiosas.

O desenvolvimento das linhas de investigação acima referidas poderá dar origem a novas contribuições no campo da aplicação da análise sistémica à gestão da água. Os problemas no sector da água são demasiadamente complexos para serem resolvidos de forma inequívoca por modelos de otimização, mas se estes forem devidamente formulados e aplicados poderão ser uma ferramenta extremamente valiosa para os processos de decisão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aarts, E., e van Laarhoven, P. J. M. (1985). "Statistical cooling: A general approach to combinatorial optimization problems." *Philips Journal of Research*, 40(4), 193-226.

Aarts, E., e Korst, J. (1989). *Simulated Annealing and Boltzmann Machines: A Stochastic Approach to Combinatorial Optimization and Neural Computing*, John Wiley & Sons, Nova Iorque, NY, EUA.

AdA – Águas do Algarve (2007). "Plano de Contingência para o Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve." Águas do Algarve S.A., Faro.

AdA – Águas do Algarve (2009). "Informação Pessoal."

AdA – Águas do Algarve (2012). "Após 40 Anos, Odelouca já Fornece Água ao Algarve." Notícia 145, Águas do Algarve S.A., Faro.

Afonso, P., e Cunha, M. C. (2007). "Robust optimal design of activated sludge bioreactors." *Journal of Environmental Engineering*, 133(1), 44-52.

Afshar, A., Zahraei, S. A., e Marino, M. A. (2008). "Cyclic storage design and operation optimization: Hybrid GA decomposition approach." *International Journal of Civil Engineering*, 6(1), 34-47.

Afshar, A., Zahraei, A., e Marino, M. A. (2010). "Large-scale nonlinear conjunctive use optimization problem: Decomposition algorithm." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(1), 59-71.

Aguado, E., e Remson, I. (1974). "Groundwater hydraulics in aquifer management." *Journal of the Hydraulics Division*, 100(HY1), 103-118.

Aguado, E., Remson, I., Pikul, M. F., e Thomas, W. A. (1974). "Optimal pumping for aquifer dewatering." *Journal of the Hydraulics Division*, 100(HY7), 869-877.

Ahuja, R. K., Magnanti, T. L., e Orlin, J. B. (1993). *Network Flows*, Prentice-Hall, Upper Side River, NJ, EUA.

Ajami, N. K., Hornberger, G. M., e Sunding, D. L. (2008). "Sustainable water resource management under hydrological uncertainty." *Water Resources Research*, 44(11), W11406, doi:11410.11029/12007wr006736.

Alasino, N., Mussati, M. C., e Scenna, N. (2007). "Wastewater treatment plant synthesis and design." *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 46(23), 7497-7512.

Alcolea, A., Renard, P., Mariethoz, G., e Bertone, F. (2009). "Reducing the impact of a desalination plant using stochastic modeling and optimization techniques." *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 275-288.

Alimohammadi, S. (2005). "Optimum Design and Operation of Conjunctive Surface and Groundwater Systems: Cyclic Storage Approach." Tese de Doutorado, Iran University of Science and Technology, Teerão, Irão.

Alimohammadi, S., Afshar, A., e Marino, M. A. (2009). "Cyclic storage systems optimization: Semidistributed parameter approach." *Journal American Water Works Association*, 101(2), 90-103.

Alley, W. M., Aguado, E., e Remson, I. (1976). "Aquifer management under transient and steady-state conditions." *Water Resources Bulletin*, 12(5), 963-972.

Alves, M. H., e Bernardo, J. M. (2003). "Caudais Ecológicos em Portugal." INAG – Instituto da Água, Lisboa.

Andreu, J., e Sahuquillo, A. (1987). "Efficient aquifer simulation in complex-systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 113(1), 110-129.

Andreu, J., Capilla, J., e Sanchis, E. (1996). "AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management." *Journal of Hydrology*, 177(3-4), 269-291.

Andreu, J., Pulido-Velázquez, M., e Collazos, G. (2005). "Methodology and tools for integrated assessment of resource and environmental costs." *Second International Workshop on Implementing Economic Analysis in the Water Framework Directive*, Paris, França, 17-18 fev.

Andreu, J., Solera, A., Paredes, J., e Sánchez, A. (2006). "Decision support systems for integrated water resources planning and management." *International Workshop on "Hydro-economic Modelling and Tools for the Implementation of the EU Water Framework Directive"*, Universidad Politécnica de Valencia, Valência, Espanha, 30-31 jan.

Aron, G. (1969). "Optimization of Conjunctively Managed Surface and Ground Water Resources by Dynamic Programming." Water Resources Center, Contribution no. 129, University of California, Davis, CA, EUA.

Barney, B. (2012). "OpenMP Tutorial." Lawrence Livermore National Laboratory, acedido em 24 de novembro de 2012, <<https://computing.llnl.gov/tutorials/openMP>>.

Barros, M. T. L., Zambon, R. C., Barbosa, P. S. F., e Yeh, W. W. G. (2008). "Planning and operation of large-scale water distribution systems with preemptive priorities." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 134(3), 247-256.

Barsugli, J. J., Vogel, J. M., Kaatz, L., Smith, J. B., Waage, M., e Anderson, C. J. (2012). "Two faces of uncertainty: Climate science and water utility planning methods." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(5), 389-395.

- Basagaoglu, H., e Marino, M. A. (1999). "Joint management of surface and ground water supplies." *Ground Water*, 37(2), 214-222.
- Beale, E. M. L. (1955). "On minimizing a convex function subject to linear inequalities." *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 17(2), 173-184.
- Bear, J. (1979). *Hydraulics of Groundwater*, McGraw-Hill International Book Co., Nova Iorque, NY, EUA.
- Belaineh, G., Peralta, R. C., e Hughes, T. C. (1999). "Simulation/optimization modeling for water resources management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(3), 154-161.
- Bergman, R. A. (1995). "Membrane softening versus lime softening in Florida – A cost comparison update." *Desalination*, 102(1-3), 11-24.
- Birge, J. R., e Louveaux, F. (1997). *Introduction to Stochastic Programming*, Springer, Nova Iorque, NY, EUA.
- Bredehoeft, J. D., e Young, R. A. (1970). "Temporal allocation of ground water – A simulation approach." *Water Resources Research*, 6(1), 3-21.
- Bredehoeft, J. D., e Young, R. A. (1983). "Conjunctive use of groundwater and surface-water for irrigated agriculture: Risk-aversion." *Water Resources Research*, 19(5), 1111-1121.
- Brown, P. D., Cochrane, T. A., e Krom, T. D. (2010). "Optimal on-farm irrigation scheduling with a seasonal water limit using simulated annealing." *Agricultural Water Management*, 97(6), 892-900.
- Buishand, T. A., e Brandsma, T. (2001). "Multisite simulation of daily precipitation and temperature in the Rhine basin by nearest-neighbor resampling." *Water Resources Research*, 37(11), 2761-2776.
- Buras, N. (1963). "Conjunctive operation of dams and aquifers." *Journal of Hydraulic Division*, 89(HY6), 111-131.
- Burt, O. (1964a). "The economics of conjunctive use of ground and surface water." *Hilgardia*, 36(2), 31-111.
- Burt, O. (1964b). "Optimal resource user cost over time with an application to groundwater." *Management Science*, 11(1), 80-93.
- Burt, O. (1976). "Groundwater management and surface water development for irrigation." *Economic Modeling for Water Policy Evaluation*, Thrall, R. M., ed., North-Holland, NY, EUA, 75-95.
- Cai, X. M., McKinney, D. C., e Lasdon, L. S. (2001a). "Solving nonlinear water management models using a combined genetic algorithm and linear programming approach." *Advances in Water Resources*, 24(6), 667-676.
- Cai, X. M., McKinney, D. C., e Lasdon, L. S. (2001b). "Piece-by-piece approach to solving large nonlinear water resources management models." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(6), 363-368.

- Cai, X. M., McKinney, D. C., e Lasdon, L. S. (2002). "A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darya Basin." *Water Resources Research*, 38(6), 1085, doi:10.1029/2001WR000214.
- Cai, X. M., McKinney, D. C., e Lasdon, L. S. (2003). "Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(1), 4-17.
- Campinas, M., Lucas, H., e Rosa, M. J. (2001). "Tratamento integrado de águas subterrâneas e superficiais na ETA de Alcantarilha." *Encontro Nacional de Entidades Gestoras de Água e Saneamento*, Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas, Lisboa, 9-11 out., 10 p.
- Caraça, B. J. (1966). *Lições de Álgebra e Análise – Volume II*, Bertrand, Lisboa.
- CDWR – California Department of Water Resources (2003). "CALSIM II Simulation of Historical SWP-CVP Operations – Technical Memorandum Report." California Department of Water Resources, Bay-Delta Office, Sacramento, CA, EUA.
- Cerny, V. (1985). "Thermodynamical approach to the traveling salesman problem – An efficient simulation algorithm." *Journal of Optimization Theory and Applications*, 45(1), 41-51.
- Chung, G., Lansey, K., e Bayraksan, G. (2009). "Reliable water supply system design under uncertainty." *Environmental Modelling & Software*, 24(4), 449-462.
- Clímaco, J. N., Antunes, C. H., e Alves, M. J. (2003). *Programação Linear Multiobjetivo. Do Modelo de Programação Linear Clássico à Consideração Explícita de Várias Funções Objectivo*, Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Close, A., Haneman, W. M., Labadie, J. W., Loucks, D. P., Lund, J. R., McKinney, D. C., e Stedinger, J. R. (2003). "A Strategic Review of CALSIM II and its Use for Water Planning, Management, and Operations in Central California." California Bay Delta Authority Science Program, Association of Bay Governments, Oakland, CA, EUA.
- CMMAD – Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas (1987). "Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future." Oxford University Press, Londres, Reino Unido.
- COBA (1997). "Estudo de Impacte Ambiental do Projecto da Barragem de Odelouca e do Túnel de Interligação." Relatório Síntese, Lisboa.
- Cochran, G. F., e Butcher, W. S. (1970). "Dynamic programming for optimum conjunctive use." *Water Resources Bulletin*, 6(3), 311-322.
- Coe, J. J. (1990). "Conjunctive use – Advantages, constraints, and examples." *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 116(3), 427-443.
- Cohen, D., Shamir, U., e Sinai, G. (2000). "Optimal operation of multi-quality water supply systems-I: Introduction and the Q-C model." *Engineering Optimization*, 32(5), 549-584.
- Cohon, J. L. (2003). *Multiobjective Programming and Planning*, 2ª Edição, Dover Publications, Mineola, NY, EUA.

- Cohon, J. L., e Rothley, K. (1997). "Multiobjective methods." *Design and Operation of Civil and Environment Engineering Systems*, Revelle, C. S., e McGarity, A. E., eds., Wiley, Nova Iorque, NY, EUA, 513-566.
- Coskunoglu, O., e Shetty, C. M. (1981). "Optimal stream-aquifer development." *Journal of Water Resources Planning and Management Division*, 107(2), 513-531.
- Costa, A. R., e de Pinho, M. N. (2006). "Performance and cost estimation of nanofiltration for surface water treatment in drinking water production." *Desalination*, 196(1-3), 55-65.
- Cunha, M. C. (1999). "On solving aquifer management problems with simulated annealing." *Water Resources Management*, 13(3), 153-169.
- Cunha, M. C. (2003). "Water systems planning: The optimization perspective." *Engineering Optimization*, 35(3), 255-266.
- Cunha, M. C., e Sousa, J. (1999). "Water distribution network design optimization: Simulated annealing approach." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(4), 215-221.
- Cunha, M. C., e Sousa, J. (2001). "Hydraulic infrastructures design using simulated annealing." *Journal of Infrastructure Systems*, 7(1), 32-39.
- Cunha, M. C., e Sousa, J. (2010). "Robust design of water distribution networks for a proactive risk management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(2), 227-236.
- Cunha, M. C., Pinheiro, L., Zeferino, J. A., Antunes, A., e Afonso, P. (2009). "Optimization model for integrated regional wastewater systems planning." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(1), 23-33.
- Dantzig, G. B. (1955). "Linear programming under uncertainty." *Management Science*, 1(3-4), 197-206.
- Davis, M. (2007). "Integrated water resource management and water sharing." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 133(5), 427-445.
- de Moraes, M. M. G. A., Cai, X. M., Ringler, C., Albuquerque, B. E., da Rocha, S. P. V., e Amorim, C. A. (2010). "Joint water quantity-quality management in a biofuel production area – Integrated economic-hydrologic modeling analysis." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(4), 502-511.
- de Neufville, R., e Scholtes, S. (2011). *Flexibility in Engineering Design*, The MIT Press, Cambridge, MA, EUA.
- de Wrachien, D., e Fasso, C. A. (2002). "Conjunctive use of surface and groundwater: Overview and perspective." *Irrigation and Drainage*, 51(1), 1-15.
- Decreto-Lei n.º 372/93. *Diário da República, I Série-A*, 254 (1993/10/29), 6105-6106.
- Decreto-Lei n.º 379/93. *Diário da República, I Série-A*, 259 (1993/11/05), 6214-6218.
- Decreto-Lei n.º 45/94. *Diário da República, I Série-A*, 44 (1994/02/22), 768-771.
- Decreto-Lei n.º 151-B/2013. *Diário da República, I Série*, 211 (2013/10/31), 6328-(6)-6328-(31).

Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000. *Jornal Oficial*, L327 (2000/12/22), 1-73.

Diwekar, U. (2008). *Introduction to Applied Optimization*, 2ª Edição, Springer, Nova Iorque, NY, EUA.

do Ó, A. (2008). "Gestão do Risco de Seca no Algarve." Tese de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Dougherty, D. E., e Marryott, R. A. (1991). "Optimal groundwater-management: 1. Simulated annealing." *Water Resources Research*, 27(10), 2493-2508.

Draper, A. J. (2001). "Implicit Stochastic Optimization with Limited Foresight for Reservoir Systems." Tese de Doutoramento, University of California, Davis, CA, EUA.

Draper, A. J., Jenkins, M. W., Kirby, K. W., Lund, J. R., e Howitt, R. E. (2003). "Economic-engineering optimization for California water management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(3), 155-164.

Draper, A. J., Munevar, A., Arora, S. K., Reyes, E., Parker, N. L., Chung, F. I., e Peterson, L. E. (2004). "CALSIM: Generalized model for reservoir system analysis." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(6), 480-489.

Drud, A. (2004). "CONOPT Documentation." ARKI Consulting and Development A/S, Bagsvaerd, Dinamarca.

Duran, F. E., e Dunkelberger, G. W. (1995). "A comparison of membrane softening on three South Florida groundwaters." *Desalination*, 102(1-3), 27-34.

EEA – European Environment Agency (2010). "Adapting to Climate Change – SOER 2010 Thematic Assessment." *The European Environment – State and Outlook Report 2010*, Publications Office of the European Union, Luxemburgo.

EEA – European Environment Agency (2012). "Towards Efficient Use of Water Resources in Europe." Publications Office of the European Union, Luxemburgo.

Efron, B. (1979). "Bootstrap methods: Another look to the Jackknife." *Annals of Statistics*, 7(1), 1-26.

Ejaz, M. S., e Peralta, R. C. (1995). "Maximizing conjunctive use of surface and ground-water under surface-water quality constraints." *Advances in Water Resources*, 18(2), 67-75.

Ejeta, M. Z., e Mays, L. W. (2002). "Regional water supply planning and capacity expansion models." *Urban Water Supply Handbook*, Mays, L. W., ed., McGraw-Hill Professional, Nova Iorque, NY, EUA, Capítulo 8.

El-Baroudy, I., e Simonovic, S. P. (2004). "Fuzzy criteria for the evaluation of water resource systems performance." *Water Resources Research*, 40(10), W10503, doi:10.1029/12003wr002828.

Emch, P. G., e Yeh, W. W. G. (1998). "Management model for conjunctive use of coastal surface water and ground water." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124(3), 129-139.

ERIA – Economic Research Institute for ASEAN and East Asia (2009). "Guidelines to Assess Sustainability of Biomass Utilisation in East Asia." ERIA Research Project

Report 2008 No. 8-2, ERIA Working Group on "Sustainability Assessment of Biomass Utilization in East Asia", ERIA, Jakarta, Indonésia.

Flores, E. Z., Gutjahr, A. L., e Gelhar, L. W. (1978). "Stochastic-model of operation of a stream-aquifer system." *Water Resources Research*, 14(1), 30-38.

Floudas, C. A. (1995). *Nonlinear and Mixed-Integer Optimization: Fundamentals and Applications*, Oxford University Press, Nova Iorque, NY, EUA.

Fragoso, T., Cunha, M. C., e Lobo-Ferreira, J. P. (2009). "Optimal pumping from Palmela water supply wells (Portugal) using simulated annealing." *Hydrogeology Journal*, 17(8), 1935-1948.

GAMS Development Corporation (2012). "GAMS Data Exchange API: System and Reference Manual, created on 9/10/2012." GAMS Development Corporation, acessado em 24 de novembro de 2012, <<http://www.gams.com>>.

Gharbi, A., e Peralta, R. C. (1994). "Integrated embedding optimization applied to Salt Lake Valley aquifers." *Water Resources Research*, 30(3), 817-832.

Glover, F. (1986). "Future paths for integer programming and links to artificial intelligence." *Computers & Operations Research*, 13(5), 533-549.

Glover, R. E., e Balmer, G. G. (1954). "River depletion resulting from pumping a well near a river." *American Geophysical Union Transactions*, 35(3), 468-470.

Gomes, M. L., Marcelino, M. M., Espada, M. G., Ramos, T., e Rodrigues, V. (2000). "Proposta para um Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável." Direcção Geral do Ambiente/Direcção de Serviços de Informação e Acreditação, Amadora.

Gorelick, S. M. (1983). "A review of distributed parameter groundwater management modeling methods." *Water Resources Research*, 19(2), 305-319.

Gorelick, S. M., Voss, C. I., Gill, P. E., Murray, W., Saunders, M. A., e Wright, M. H. (1984). "Aquifer reclamation design – The use of contaminant transport simulation combined with nonlinear-programming." *Water Resources Research*, 20(4), 415-427.

Gorenflo, A., Velazquez-Padron, D., e Frimmel, F. H. (2003). "Nanofiltration of a German groundwater of high hardness and NOM content: Performance and costs." *Desalination*, 151(3), 253-265.

Gouzee, N., Mazijn, B., e Billharz, S. (1995). "Indicators of Sustainable Development for Decision-Making – Report of the Workshop of Ghent." Bureau Fédéral du Plan, Bruxelas, Bélgica.

Green, K. C., Armstrong, J. S., e Graefe, A. (2007). "Methods to elicit forecasts from groups: Delphi and prediction markets compared." *Foresight: The International Journal of Applied Forecasting*, 8, 17-20.

Grigg, N. S. (1996). *Water Resources Management: Principles, Regulations, and Cases*, McGraw-Hill, Inc., Nova Iorque, NY, EUA.

Haines, Y. Y., e Dreizin, Y. C. (1977). "Management of groundwater and surface water via decomposition." *Water Resources Research*, 13(1), 69-77.

Hantush, M. S. (1956). "Analysis of data from pumping tests in leaky aquifers." *American Geophysical Union Transactions*, 37(6), 702-714.

Hantush, M. S. (1965). "Wells near streams with semipervious beds." *Journal of Geophysical Research*, 70(12), 2829-2838.

Harou, J. J., e Lund, J. R. (2008). "Representing Groundwater in Water Management Models – Applications in California." California Energy Commission, PIER Energy – Related Environmental Research Program, CEC-500-2008-092, University of California, Davis, CA, EUA.

Hashimoto, T., Stedinger, J. R., e Loucks, D. P. (1982). "Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water-resource system performance evaluation." *Water Resources Research*, 18(1), 14-20.

HEC – Hydrologic Engineering Center (1966). "Reservoir Yield, Generalized Computer Program 23-J2-L245." U.S. Army Corps of Engineers, Davis, CA, EUA.

HEC – Hydrologic Engineering Center (1975). "Hydrologic Engineering Methods for Water Resources Development: Vol. 8, Reservoir Yield." U.S. Army Corps of Engineers, Davis, CA, EUA.

Heidari, M., e Ranjithan, S. R. (1998). "A hybrid optimization approach to the estimation of distributed parameters in two dimensional confined aquifers." *Journal American Water Works Association*, 34(4), 909-920.

Hidroprojecto (1998a). "Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Barlavento Algarvio – Origens Alternativas a Odelouca – Estudos e Projectos." Relatório Técnico, Lisboa.

Hidroprojecto (1998b). "Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Barlavento Algarvio – Sistema Complementar de Águas Subterrâneas." Relatório Técnico, Lisboa.

Hidroprojecto (2005). "Plano de Emergência do Sistema Multimunicipal em Presença de Contingências Graves." Hidroprojecto S.A., Lisboa.

Hidroprojecto, e Ambio (2005). "Reforço do Abastecimento de Água ao Algarve – Estudo Técnico-Económico." Relatório Técnico, Lisboa.

Hidroprojecto, ProSistemas, e Engidro (1998). "Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Sotavento Algarvio – Definição de Reforços Alternativos em Situação de Emergência." Relatório Técnico, Lisboa.

Housh, M., Ostfeld, A., e Shamir, U. (2011). "Optimal multiyear management of a water supply system under uncertainty: Robust counterpart approach." *Water Resources Research*, 47, W10515, doi:10.1029/2011WR010596.

Housh, M., Ostfeld, A., e Shamir, U. (2012). "Seasonal multi-year optimal management of quantities and salinities in regional water supply systems." *Environmental Modelling & Software*, 37, 55-67.

Howitt, R. E., Lund, J. R., Kirby, K. W., Jenkins, M. W., e Draper, A. J. (1999). "Integrated Economic-Engineering Analysis of California's Future Water Supply." Center for Environmental and Water Resources Engineering, University of California, Davis, CA, EUA.

Hsu, N. S., e Cheng, K. W. (2002). "Network flow optimization model for basin-scale water supply planning." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128(2), 102-112.

- Hsu, N. S., Cheng, W. C., Cheng, W. M., Wei, C. C., e Yeh, W. W. G. (2008). "Optimization and capacity expansion of a water distribution system." *Advances in Water Resources*, 31(5), 776-786.
- Hsu, S. K. (1995). "Shortage indices for water-resources planning in Taiwan." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(2), 119-131.
- Huang, D., Vairavamorthy, K., e Tsegaye, S. (2010). "Flexible design of urban water distribution networks." *Proc. World Environmental and Water Resources Congress 2010*, ASCE, Providende, RI, EUA, 16-20 mai., 10 p.
- Huang, M. D., Romeo, F., e Sangiovanni-Vincentelli, A. (1986). "An efficient general cooling schedule for simulated annealing." *Proc. ICCAD-86: IEEE International Conference on Computer Aided Design*, Santa Clara, CA, EUA, 11-13 nov., pp. 381-384.
- INAG – Instituto da Água (2010). "Relatório do Estado do Abastecimento de Água e do Tratamento de Águas Residuais – INSAAR 2009." Instituto da Água, Lisboa.
- INAG – Instituto da Água (2011). "Relatório do Estado do Abastecimento de Água e do Tratamento de Águas Residuais – INSAAR 2010." Instituto da Água, Lisboa.
- INE – Instituto Nacional de Estatística (2002). "Censos 2001 Resultados Definitivos – Portugal." Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE – Instituto Nacional de Estatística (2003). "Anuário Estatístico da Região Algarve 2002." Instituto Nacional de Estatística, Direção Regional do Algarve, Faro.
- INE – Instituto Nacional de Estatística (2012a). "Censos 2011 Resultados Definitivos – Portugal." Instituto Nacional de Estatística, I. P., Lisboa.
- INE – Instituto Nacional de Estatística (2012b). "Anuário Estatístico da Região Algarve 2011." Instituto Nacional de Estatística, I. P., Lisboa.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). "Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change." Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex V., e Midgley, P. M., eds., Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Jenkins, C. T. (1968). "Techniques for computing rate and volume of stream depletion by wells." *Ground Water*, 6(2), 37-46.
- Jenkins, M. W., Draper, A. J., Lund, J. R., Howitt, R. E., Tanaka, S. K., Marques, G. F., Msangi, S. M., Newlin, B., Van Lienden, B. J., Davis, M. D., e Ward, K. B. (2001). "Improving California Water Management: Optimizing Value and Flexibility." Report n.01-1, Center for Environmental and Water Resources Engineering, University of California, Davis, CA, EUA.
- Jenkins, M. W., Lund, J. R., Howitt, R. E., Draper, A. J., Msangi, S. M., Tanaka, S. K., Ritzema, R. S., e Marques, G. F. (2004). "Optimization of California's water supply system: Results and insights." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(4), 271-280.
- Jinno, K., Zongxue, X., Kawamura, A., e Tajiri, K. (1995). "Risk assessment of a water supply system during drought." *Water Resources Development*, 11(2), 185-204.

Johnson, D. S., Aragon, C. R., McGeoch, L. A., e Schevon, C. (1989). "Optimization by simulated annealing – An experimental evaluation. 1. Graph partitioning." *Operations Research*, 37(6), 865-892.

Kang, D., e Lansey, K. (2013). "Scenario-based robust optimization of regional water/wastewater infrastructure." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 139(3), 325-338.

Kangrang, A., Compliew, S., e Hormwichian, R. (2010). "Optimal reservoir rule curves using simulated annealing." *Proceedings of the ICE – Water Management*, 164(1), 27-34.

Karamouz, M., Tubari, M. M., e Kerachian, R. (2004a). "Conjunctive use of surface and groundwater resources: Application of genetic algorithms and neural networks." *Proc. World Water and Environmental Resources Congress 2004*, ASCE, Salt Lake City, UT, EUA, 27 jun.-1 jul., 10 p.

Karamouz, M., Kerachian, R., e Zahraie, B. (2004b). "Monthly water resources and irrigation planning: Case study of conjunctive use of surface and groundwater resources." *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 130(5), 391-402.

Kiraly, L. (1985). "FEM301 – A Three Dimensional Model for Groundwater Simulation." Technical Report 84-49, NAGRA.

Kirkpatrick, S., Gelatt, C. D., e Vecchi, M. P. (1983). "Optimization by simulated annealing." *Science*, 220(4598), 671-680.

Kjeldsen, T. R., e Rosbjerg, D. (2004). "Choice of reliability, resilience and vulnerability estimators for risk assessments of water resources systems." *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 49(5), 755-767.

Knapp, K., e Olson, L. J. (1995). "The economics of conjunctive groundwater management with stochastic surface supplies." *Journal of Environmental Economics and Management*, 28, 340-356.

Knapp, K., Weinberg, M., Howitt, R. E., e Posnikoff, J. (2003). "Water transfers, agriculture, and groundwater management: A dynamic economic analysis." *Journal of Environmental Management*, 67, 291-301.

Ko, N. Y., e Lee, K. K. (2009). "Convergence of deterministic and stochastic approaches in optimal remediation design of a contaminated aquifer." *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(3), 309-318.

Kouvelis, P., e Yu, G. (1996). *Robust Discrete Optimization and its Applications*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.

Kouvelis, P., Chiang, W. C., e Fitzsimmons, J. (1992). "Simulated annealing for machine layout problems in the presence of zoning constraints." *European Journal of Operational Research*, 57(2), 203-223.

Kracman, D. R. (2002). "Stochastic Optimization of the Highland Lakes System in Texas." Tese de Mestrado, University of Texas, Austin, TX, EUA.

Kracman, D. R., McKinney, D. C., Watkins, D. W., e Lasdon, L. S. (2006). "Stochastic optimization of the highland lakes system in Texas." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132(2), 62-70.

- Kuiper, L. K. (1973). "Analytic solution of spatially discretized groundwater flow equations." *Water Resources Research*, 9(4), 1094-1097.
- Kundzewicz, Z. W., e Kindler, J. (1995). "Multiple criteria for evaluation of reliability aspects of water resources systems." *Modeling and Management of Sustainable Basin-Scale Water Resources Systems*, Simonovic, S. P., Kundzewicz, Z. W., Rosbjerg, D., e Takeuchi, K., eds., IAHS Press, Wallingford, Reino Unido, 217-224.
- Kundzewicz, Z. W., e Laski, A. (1995). "Reliability-related criteria in water supply studies." *New Uncertainties Concepts in Hydrology and Water Resources*, Kundzewicz, Z. W., ed., Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 299-305.
- Kunsch, H. R. (1989). "The jackknife and the bootstrap for general stationary observations." *Annals of Statistics*, 17(3), 1217-1241.
- Kuo, S. F., Liu, C. W., e Merkley, G. P. (2001). "Application of the simulated annealing method to agricultural water resource management." *Journal of Agricultural Engineering Research*, 80(1), 109-124.
- Kuo, S. F., Liu, C. W., e Chen, S. K. (2003). "Comparative study of optimization techniques for irrigation project planning." *Journal of the American Water Resources Association*, 39(1), 59-73.
- Lall, U., e Sharma, A. (1996). "A nearest neighbor bootstrap for resampling hydrologic time series." *Water Resources Research*, 32(3), 679-693.
- Lefkoff, L. J., e Gorelick, S. M. (1990). "Simulating physical processes and economic behavior in saline, irrigated agriculture: Model development." *Water Resources Research*, 26(7), 1359-1369.
- Lei n.º 58/2005. *Diário da República, I Série-A*, 249 (2005/12/29), 7280-7310.
- Lettenmaier, D. P., e Burges, S. J. (1982). "Cyclic-Storage: A preliminary assessment." *Ground Water*, 20(3), 278-288.
- Loucks, D. P. (1997). "Quantifying trends in system sustainability." *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 42(4), 513-530.
- Loucks, D. P., Stedinger, J. R., e Haith, D. A. (1981). *Water Resource Systems Planning and Analysis*, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, EUA.
- Loucks, D. P., Stakhiv, E. Z., e Martin, L. R. (2000). "Sustainable water resources management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126(2), 43-47.
- Loureiro, J. M., e Nunes, M. F. (1980). "Monografia Hidrológica do Algarve." Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.
- Lund, J. R., e Israel, M. (1995). "Optimization of transfers in urban water supply planning." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(1), 41-48.
- Maddock, T. (1972). "Algebraic technological function from a simulation model." *Water Resources Research*, 8(1), 129-134.
- Maddock, T. (1974). "Operation of a stream-aquifer system under stochastic demands." *Water Resources Research*, 10(1), 1-10.

- Maknoon, R., e Burges, S. J. (1978). "Conjunctive use of ground and surface-water." *Journal American Water Works Association*, 70(8), 419-424.
- Malcolm, S. A., e Zenios, S. A. (1994). "Robust optimization for power-systems capacity expansion under uncertainty." *Journal of the Operational Research Society*, 45(9), 1040-1049.
- MAOT – Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2000a). "Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais." Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.
- MAOT – Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2000b). "Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve." Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.
- MAOTDR – Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (2007). "Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais 2007-2013." Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- Marryott, R. A., Dougherty, D. E., e Stollar, R. L. (1993). "Optimal groundwater-management: 2. Application of simulated annealing to a field-scale contamination site." *Water Resources Research*, 29(4), 847-860.
- Martins, J., e Monteiro, J. P. (2008). "Coupling monitoring networks and regional scale flow models for the management of groundwater resources. The Almádena-Odeáxere aquifer case study (Algarve-Portugal)." *HydroPredict'2008*, Praga, República Checa, 15-18 set., pp. 357-360.
- Matalas, N. C. (2012). "Comment on the announced death of stationarity." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(4), 311-312.
- Matsukawa, J., Finney, B. A., e Willis, R. (1992). "Conjunctive-use planning in Mad River basin, California." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 118(2), 115-132.
- Mays, L. W. (2009). *Integrated Urban Water Management: Arid and Semi-Arid Regions*, Urban Water Series, Taylor & Francis, Leiden, Holanda.
- Mays, L. W., e Tung, Y.-K. (1992). *Hydrosystems Engineering and Management*, McGraw-Hill, Inc.
- McCormick, G., e Powell, R. S. (2004). "Derivation of near-optimal pump schedules for water distribution by simulated annealing." *Journal of the Operational Research Society*, 55(7), 728-736.
- McKinney, D. C., Cai, X. M., Rosegrant, M. D., Ringler, C., e Scott, C. A. (1999). "Modeling Water Resources Management at the Basin Scale: Review and Future Directions." SWIM Paper 6, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- McMahon, T. A., Adeloje, A. J., e Zhou, S. L. (2006). "Understanding performance measures of reservoirs." *Journal of Hydrology*, 324(1-4), 359-382.
- McMahon, T. A., Vogel, R. M., Pegram, G. G. S., Peel, M. C., e Etkin, D. (2007). "Global streamflows – Part 2: Reservoir storage-yield performance." *Journal of Hydrology*, 347(3-4), 260-271.

- Merabtene, T., Kawamura, A., Jinno, K., e Olsson, J. (2002). "Risk assessment for optimal drought management of an integrated water resources system using a genetic algorithm." *Hydrological Processes*, 16(11), 2189-2208.
- Metropolis, N., Rosenbluth, A. W., Rosenbluth, M. N., Teller, A. H., e Teller, E. (1953). "Equation of state calculations by fast computing machines." *The Journal of Chemical Physics*, 21(6), 1087-1092.
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., e Stouffer, R. J. (2008). "Climate change – Stationarity is dead: Whither water management?" *Science*, 319(5863), 573-574.
- Monteiro, J. P., e Costa, M. S. (2004). "Dams, groundwater modelling and water management at the regional scale in a coastal Mediterranean area (The southern Portugal region – Algarve)." *Larhyss Journal*, 3, 157-169.
- Monteiro, J. P., e Ribeiro, L. (2006). "Modelação Matemática de Cenários de Exploração do Sistema Aquífero Querença-Silves." CVRM – Centro de Geossistemas / Universidade do Algarve, Lisboa.
- Monteiro, J. P., Ribeiro, L., e Martins, J. (2007). "Modelação Matemática do Sistema Aquífero Querença-Silves – Relatório Final (Validação e Análise de Cenários)." CVRM – Centro de Geossistemas / Universidade do Algarve, Lisboa.
- Morel-Seytoux, H. J. (1975). "A simple case of conjunctive surface-ground-water management." *Ground Water*, 13(6), 506-515.
- Morel-Seytoux, H. J., e Daly, C. J. (1975). "A discrete Kernel generator for stream-aquifer-studies." *Water Resources Research*, 11(2), 253-260.
- Moy, W. S., Cohon, J. L., e Reville, C. S. (1986). "A programming-model for analysis of the reliability, resilience, and vulnerability of a water-supply reservoir." *Water Resources Research*, 22(4), 489-498.
- MPAT – Ministério do Planeamento e da Administração do Território (1993). "Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999." Ministério do Planeamento e da Administração do Território, Lisboa.
- Mulvey, J. M., Vanderbei, R. J., e Zenios, S. A. (1995). "Robust optimization of large-scale systems." *Operations Research*, 43(2), 264-281.
- Nunes, L. M., Paralta, E., Cunha, M. C., e Ribeiro, L. (2004). "Groundwater nitrate monitoring network optimization with missing data." *Water Resources Research*, 40(2), W02406, doi:02410.01029/02003WR002469.
- Nunes, L. M., Monteiro, J. P., Cunha, M. C., Vieira, J., Ribeiro, L., e Lucas, H. (2006a). "The water crisis in southern Portugal: How did we get there and how should we solve it." *Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological Hazards*, Brebbia, C. A., Conti, M. E., e Tiezzi, E., eds., WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 99, WIT Press, Southampton, Reino Unido, 435-444.
- Nunes, L. M., Caeiro, S., Cunha, M. C., e Ribeiro, L. (2006b). "Optimal estuarine sediment monitoring network design with simulated annealing." *Journal of Environmental Management*, 78(3), 294-304.

Nunes, L. M., Monteiro, J. P., Teixeira, M. R., Stigter, T., Guerreiro, P., Brito, S., Cunha, M. C., Vieira, J., Ribeiro, L., e Nascimento, J. (2009). "Relatório Final – Projecto OPTEXPLOR: Desenvolvimento de um instrumento para gestão de um sistema de abastecimento público de água numa perspectiva de exploração integrada dos recursos hídricos." Universidade do Algarve, IMAR – Universidade de Coimbra, CVRM – Centro de Geossistemas, Faro.

OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (2003). "OECD Environmental Indicators: Development, Measurement and Use." OECD Environment Directorate, Environmental Performance and Information Division, Paris, França.

Onta, P. R., Gupta, A. D., e Harboe, R. (1991). "Multistep planning model for conjunctive use of surface and ground-water resources." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 117(6), 662-678.

ONU – Organização das Nações Unidas (1976). "Long-term Planning of Water Management." Committee of Water Problems of the United Nations, Nova Iorque, NY, EUA.

Ostfeld, A. (2005). "Optimal design and operation of multiquality networks under unsteady conditions." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(2), 116-124.

Ostfeld, A., e Shamir, U. (1993a). "Optimal operation of multiquality networks. I: Steady-state conditions." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(6), 645-662.

Ostfeld, A., e Shamir, U. (1993b). "Optimal operation of multiquality networks. II: Unsteady conditions." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(6), 663-684.

Ostfeld, A., e Shamir, U. (1996). "Design of optimal reliable multiquality water-supply systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(5), 322-333.

Pardo-Igúzquiza, E. (1998). "Optimal selection of number and location of rainfall gauges for areal rainfall estimation using geostatistics and simulated annealing." *Journal of Hydrology*, 210(1-4), 206-220.

Pato, J. H. (2007). "O Valor da Água como Bem Público." Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa.

Pato, J. H. (2011). "Histórias das Políticas Públicas de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas em Portugal." Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.

Peralta, R. C., e Killian, P. J. (1985). "Optimal regional potentiometric surface design: Least-cost water-supply/sustained groundwater yield." *Transactions of the ASAE – American Society of Agricultural Engineers*, 28(4), 1098-1107.

Peralta, R. C., Azarmnia, H., e Takahashi, S. (1991). "Embedding and response matrix techniques for maximizing steady-state ground-water extraction: Computational comparison." *Ground Water*, 29(3), 357-364.

- Peralta, R. C., Cantiller, R. R., e Terry, J. E. (1995). "Optimal large-scale conjunctive water-use planning: Case study." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(6), 471-478.
- Philbrick, C. R., e Kitanidis, P. K. (1998). "Optimal conjunctive-use operations and plans." *Water Resources Research*, 34(5), 1307-1316.
- Provencher, B., e Burt, O. (1994). "Approximating the optimal groundwater pumping policy in a multiaquifer stochastic conjunctive use setting." *Water Resources Research*, 30(3), 833-843.
- Pulido-Velázquez, D., Sahuquillo, A., Andreu, J., e Pulido-Velázquez, M. (2007). "A general methodology to simulate groundwater flow of unconfined aquifers with a reduced computational cost." *Journal of Hydrology*, 338(1-2), 42-56.
- Pulido-Velázquez, M. (2003). "Optimización Económica de la Gestión del Uso Conjunto de Aguas Superficiales y Subterráneas en un Sistema de Recursos Hídricos." Tese de Doutorado, Universidad Politécnica de Valencia, Valência, Espanha.
- Pulido-Velázquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A., Pinilla, V., Sánchez, A., Capilla, J., e Paredes, J. (2002). "Optimization of water resources management under aquifer overexploitation conditions: The Adra-Campo de Dalías system." *Hydraulic Information Management*, Brebbia, C. A., e Blain, W. R., eds., WIT Press, Boston, MA, EUA, 87-99.
- Pulido-Velázquez, M., Andreu, J., e Sahuquillo, A. (2006). "Economic optimization of conjunctive use of surface and groundwater at the basin scale." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132(6), 454-467.
- Rajagopalan, B., e Lall, U. (1999). "A k-nearest-neighbor simulator for daily precipitation and other weather variables." *Water Resources Research*, 35(10), 3089-3101.
- Rao, S. V. N., Bhallamudi, S. M., Thandaveswara, B. S., e Mishra, G. C. (2004). "Conjunctive use of surface and groundwater for coastal and deltaic systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(3), 255-267.
- Rastogi, A. K. (1989). "Optimal pumping policy and groundwater balance for the Blue Lake aquifer, California, involving nonlinear groundwater hydraulics." *Journal of Hydrology*, 111(1-4), 177-194.
- Ray, P. A. (2010). "Robust Optimization Using a Variety of Performance Measures: A Case Study of Water Systems Planning Under Climate and Demographic Uncertainty in Amman, Jordan." Tese de Doutorado, Tufts University, Medford, MA, EUA.
- Ray, P. A., Vogel, R. M., e Watkins, D. W. (2010). "Robust optimization using a variety of performance indices." *Proc. World Environmental and Water Resources Congress 2010*, ASCE, Providende, RI, EUA, 16-20 mai., 10 p.
- Ray, P. A., Kirshen, P., e Watkins, D. W. (2012). "Staged climate change adaptation planning for water supply in Amman, Jordan." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(5), 403-411.
- Reichard, E. G. (1987). "Hydrologic Influences on the potential benefits of basinwide groundwater-management." *Water Resources Research*, 23(1), 77-91.

- Reichard, E. G. (1995). "Groundwater-surface water management with stochastic surface-water supplies: A simulation optimization approach." *Water Resources Research*, 31(11), 2845-2865.
- Reilly, T. E., Franke, O. L., e Bennett, G. (1987). "The Principle of Superposition and its Application in Ground-Water Hydraulics." *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, Book 3, Chapter B6*, Hodel, D. P., e Peck, D. L., eds., United States Government Printing Office, Washington D.C., EUA.
- Reis, L. F. R., Walters, G. A., Savic, D., e Chaudhry, F. H. (2005). "Multi-reservoir operation planning using hybrid genetic algorithm and linear programming (GA-LP): An alternative stochastic approach." *Water Resources Management*, 19(6), 831-848.
- Reis, L. F. R., Bessler, F. T., Walters, G. A., e Savic, D. (2006). "Water supply reservoir operation by combined genetic algorithm-linear programming (GA-LP) approach." *Water Resources Management*, 20(2), 227-255.
- Ricciardi, K. L., Pinder, G. F., e Karatzas, G. P. (2007). "Efficient groundwater remediation system design subject to uncertainty using robust optimization." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 133(3), 253-263.
- Rockafellar, R. T., e Wets, R. J. B. (1991). "Scenarios and policy aggregation in optimization under uncertainty." *Mathematics of Operations Research*, 16(1), 119-147.
- Rosenberg, D. E., e Lund, J. R. (2009). "Modeling integrated decisions for a municipal water system with recourse and uncertainties: Amman, Jordan." *Water Resources Management*, 23(1), 85-115.
- Safavi, H. R., Darzi, F., e Marino, M. A. (2010). "Simulation-optimization modeling of conjunctive use of surface water and groundwater." *Water Resources Management*, 24(10), 1965-1988.
- Sahinidis, N. V. (2004). "Optimization under uncertainty: State-of-the-art and opportunities." *Computers & Chemical Engineering*, 28(6-7), 971-983.
- Sahuquillo, A. (1983). "An eigenvalue numerical technique for solving unsteady linear groundwater models continuously in time." *Water Resources Research*, 19(1), 87-93.
- Sahuquillo, A. (1985). "Groundwater in water resources planning: Conjunctive use." *Water International*, 10(2), 57-63.
- Saito, L., Loucks, D. P., e Grayman, W. M. (2012). "Road to 2050: Visions for a more sustainable future." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(1), 1-2.
- Salas, J. D. (1993). "Analysis and modeling of hydrologic time series." *Handbook of Hydrology*, Maidment, D. R., ed., McGraw-Hill Inc., Nova Iorque, NY, EUA, Capítulo 19.
- Salas, J. D., Delleur, J. W., Yevjevich, V., e Lane, W. L. (1980). *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*, Water Resources Publications, Littleton, CO, EUA.
- Salas, J. D., Rajagopalan, B., Saito, L., e Brown, C. (2012). "Special section on climate change and water resources: Climate nonstationarity and water resources management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(5), 385-388.

- Samsatli, N. J., Papageorgiou, L. G., e Shah, N. (1998). "Robustness metrics for dynamic optimization models under parameter uncertainty." *AiChE Journal*, 44(9), 1993-2006.
- Sandoval-Solis, S., McKinney, D. C., e Loucks, D. P. (2011). "Sustainability index for water resources planning and management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 137(5), 381-390.
- Sawyer, C., McCarty, P., e Parkin, G. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering and Science*, 5ª Edição, McGraw-Hill, Inc., Nova Iorque, NY, EUA.
- Schwarz, J. (1976). "Linear-models for groundwater management." *Journal of Hydrology*, 28(2-4), 377-392.
- Shamir, U. (1971). "A hierarchy of models for optimizing the operation of water systems." *The Water Environment and Human Needs*, Ippen, A., ed., Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA, EUA, 284-301.
- Sharma, A., Tarboton, D. G., e Lall, U. (1997). "Streamflow simulation: A nonparametric approach." *Water Resources Research*, 33(2), 291-308.
- Simonovic, S. P. (1996a). "Decision support systems for sustainable management of water resources. 1. General principles." *Water International*, 21(4), 223-232.
- Simonovic, S. P. (1996b). "Decision support systems for sustainable management of water resources. 2. Case studies." *Water International*, 21(4), 233-244.
- Simonovic, S. P. (2009). *Managing Water Resources – Methods and Tools for a System Approach*, UNESCO Publishing e Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Simonovic, S. P., e Marino, M. A. (1982). "Reliability programming in reservoir management. 3. System of multipurpose reservoirs." *Water Resources Research*, 18(4), 735-743.
- Sinai, G., Koch, E., e Farbman, M. (1985). "Dilution of brackish waters in irrigation networks – An analytic approach." *Irrigation Science*, 6(3), 191-200.
- Skaggs, R. L., Mays, L. W., e Vail, L. W. (2001a). "Simulated annealing with memory and directional search for ground water remediation design." *Journal of the American Water Resources Association*, 37(4), 853-866.
- Skaggs, R. L., Mays, L. W., e Vail, L. W. (2001b). "Application of enhanced annealing to ground water remediation design." *Journal of the American Water Resources Association*, 37(4), 867-875.
- Sousa, J. (2005). "Modelos de Apoio à Decisão para o Dimensionamento e a Operação de Sistemas de Abastecimento de Água." Tese de Doutorado, Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Sousa, J., Ribeiro, A., Cunha, M. C., e Antunes, A. (2002). "An optimization approach to wastewater systems at regional level." *Journal of Hydroinformatics*, 4(2), 115-123.
- Srinivasan, K., Neelakantan, T. R., Narayan, P. S., e Nagarajukumar, C. (1999). "Mixed-integer programming model for reservoir performance optimization." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(5), 298-301.

- Steinschneider, S., e Brown, C. (2012). "Dynamic reservoir management with real-option risk hedging as a robust adaptation to nonstationary climate." *Water Resources Research*, 48, W05524, doi:10.1029/2011wr011540.
- Stigter, T., Monteiro, J. P., Nunes, L. M., Vieira, J., Cunha, M. C., Ribeiro, L., Nascimento, J., e Lucas, H. (2009). "Screening of sustainable groundwater sources for integration into a regional drought-prone water supply system." *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(7), 1185-1199.
- Stigter, T., Nunes, J. P., Pisani, B., Fakir, Y., Hugman, R., Li, Y., Tomé, S., Ribeiro, L., Monteiro, J. P., Silva, A., Tavares, P. C. F., Shapouri, M., Cancela da Fonseca, L., e El Himer, H. (2012). "Comparative assessment of climate change and its impacts on three coastal aquifers in the Mediterranean." *Regional Environmental Change*, doi:10.1007/s10113-10012-10377-10113.
- Suman, B., e Kumar, P. (2006). "A survey of simulated annealing as a tool for single and multiobjective optimization." *Journal of the Operational Research Society*, 57(10), 1143-1160.
- Suttinon, P., e Nasu, S. (2010). "Real options for increasing value in industrial water infrastructure." *Water Resources Management*, 24(12), 2881-2892.
- Teegavarapu, R. S. V., e Simonovic, S. P. (2002). "Optimal operation of reservoir systems using simulated annealing." *Water Resources Management*, 16(5), 401-428.
- Thies, C. V. (1935). "The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage." *American Geophysical Union Transactions*, 16, 519-524.
- Thies, C. V. (1941). "The effect of a well on the flow of a nearby stream." *American Geophysical Union Transactions*, 22(3), 734-738.
- Thompson, M. A., e Azar, B. (1998). "Evaluation of conventional and membrane processes for softening a North Carolina groundwater." *Desalination*, 118(1-3), 229-237.
- Todd, D. K. (1959). *Ground Water Hydrology*, Wiley, Nova Iorque, NY, EUA.
- Tospornsampan, J., Kita, I., Ishii, M., e Kitamura, Y. (2005). "Optimization of a multiple reservoir system using a simulated annealing – A case study in the Mae Klong system, Thailand." *Paddy and Water Environment*, 3(3), 137-147.
- Trigeorgis, L. (1996). *Real Options: Managerial Flexibility and Strategy in Resource Allocation*, The MIT Press, Cambridge, MA, EUA.
- Tsai, F. T. C., Katiyar, V., Toy, D., e Goff, R. A. (2009). "Conjunctive management of large-scale pressurized water distribution and groundwater systems in semi-arid area with parallel genetic algorithm." *Water Resources Management*, 23(8), 1497-1517.
- Tu, M. Y., Tsai, F. T. C., e Yeh, W. W. G. (2005). "Optimization of water distribution and water quality by hybrid genetic algorithm." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(6), 431-439.
- Tu, M. Y., Hsu, N. S., Tsai, F. T. C., e Yeh, W. W. G. (2008). "Optimization of hedging rules for reservoir operations." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 134(1), 3-13.

- Uber, J. G., Brill, E. D., e Pfeffer, J. T. (1992). "Use of mathematical-programming methods for complex-systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 118(3), 281-294.
- UNCED – United Nations Conference on Environment and Development (1992). "Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development – Capítulo 18." Organização das Nações Unidas, Nova Iorque, NY, EUA.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2012). "Measuring Water Use in a Green Economy." Working Group on Water Efficiency to the International Resource Panel, United Nations Environment Programme.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (2006a). "Technology and Cost Document for the Final Ground Water Rule." EPA 815-R-06-015, Office of Water.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (2006b). "Ground Water Rule." 40 CFR Parts 9, 141 and 142, Federal Register, Vol. 71, N. 216 (2006/11/08).
- Vieira, J., e Cunha, M. C. (2011). "Optimização da operação de sistemas regionais de abastecimento de água com prioridades antecipadas." *VII Congresso Ibérico sobre Gestão e Planeamento da Água*, Fundação Nova Cultura da Água, Talavera de la Reina, Espanha, 16-19 fev., 9 p.
- Vogel, R. M., e Bolognese, R. A. (1995). "Storage-reliability-resilience-yield relations for over-year water supply systems." *Water Resources Research*, 31(3), 645-654.
- Vogel, R. M., e Shallcross, A. L. (1996). "The moving blocks bootstrap versus parametric time series models." *Water Resources Research*, 32(6), 1875-1882.
- Vogel, R. M., Lane, M., Ravindiran, R. S., e Kirshen, P. (1999). "Storage reservoir behavior in the United States." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(5), 245-254.
- von Neumann, J., e Morgenstern, O. (1953). *Theory of Games and Economic Behavior*, 2ª Edição, Princeton University Press, Princeton, NJ, EUA.
- Walmsley, J., Carden, M., Revenga, C., Sagona, F., e Smith, M. (2001). "Indicators of sustainable development for catchment management in South Africa – Review of indicators from around the world." *Water SA*, 27(4), 539-550.
- Wanakule, N., Mays, L. W., e Lasdon, L. S. (1986). "Optimal management of large-scale aquifers – Methodology and applications." *Water Resources Research*, 22(4), 447-465.
- Wang, C. H., e Blackmore, J. M. (2009). "Resilience concepts for water resource systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(6), 528-536.
- Wang, M., e Zheng, C. (1998). "Ground water management optimization using genetic algorithms and simulated annealing: Formulation and comparison." *Journal of the American Water Resources Association*, 34(3), 519-530.
- Wang, T., e de Neufville, R. (2004). "Building real options into physical systems with stochastic mixed-integer programming." *8th Real Options Annual International Conference*, Montreal, Canadá, 17-19 jun., 35 p.

Watkins, D. W. (1997). "Optimization techniques for the planning and management of robust water resources systems." Tese de Doutorado, University of Texas, Austin, TX, EUA.

Watkins, D. W., e McKinney, D. C. (1997). "Finding robust solutions to water resources problems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 123(1), 49-58.

Watkins, D. W., e McKinney, D. C. (1998). "Decomposition methods for water resources optimization models with fixed costs." *Advances in Water Resources*, 21(4), 283-295.

Watkins, D. W., e McKinney, D. C. (1999). "Screening water supply options for the Edwards aquifer region in central Texas." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(1), 14-24.

Watkins, D. W., McKinney, D. C., Lasdon, L. S., Nielsen, S. S., e Martin, Q. W. (2000). "A scenario-based stochastic programming model for water supplies from the highland lakes." *International Transactions in Operational Research*, 7(3), 211-230.

Wilamowsky, Y., Epstein, S., e Dickman, B. (1990). "Optimization in multiple-objective linear-programming problems with preemptive priorities." *Journal of the Operational Research Society*, 41(4), 351-356.

Willis, R., e Finney, B. A. (1985). "Optimal-control of nonlinear groundwater hydraulics – Theoretical development and numerical experiments." *Water Resources Research*, 21(10), 1476-1482.

Yang, C. C., Chang, L. C., Chen, C. S., e Yeh, M. S. (2009). "Multi-objective planning for conjunctive use of surface and subsurface water using genetic algorithm and dynamics programming." *Water Resources Management*, 23(3), 417-437.

Yang, S. L., Sun, Y. H., e Yeh, W. W. G. (2000). "Optimization of regional water distribution system with blending requirements." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126(4), 229-235.

Yates, D., Gangopadhyay, S., Rajagopalan, B., e Strzepek, K. (2003). "A technique for generating regional climate scenarios using a nearest-neighbor algorithm." *Water Resources Research*, 39(7), 1199, doi:1110.1029/2002wr001769.

Yazdaniyan, A., e Peralta, R. C. (1986). "Sustained-yield groundwater planning by goal programming." *Ground Water*, 24(2), 157-165.

Young, K. C. (1994). "A multivariate chain model for simulating climatic parameters from daily data." *Journal of Applied Meteorology*, 33(6), 661-671.

Young, R. A., e Bredehoeft, J. D. (1972). "Digital computer simulation for solving management problems of conjunctive groundwater and surface water systems." *Water Resources Research*, 8(3), 533-556.

Zaide, M. (2006). "A model for multiyear combined optimal management of quantity and quality in the Israeli national water supply system." Tese de Mestrado, Technion – Israel Institute of Technology, Haifa, Israel.

Zeferino, J. A. (2012). "Optimization Models for Wastewater System Planning at Regional Level: Deterministic and Robust Approaches." Tese de Doutorado, Universidade de Coimbra, Coimbra.

Zeferino, J. A., Antunes, A., e Cunha, M. C. (2009). "An efficient simulated annealing algorithm for regional wastewater system planning." *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*, 24(5), 359-370.

Zeferino, J. A., Antunes, A., e Cunha, M. C. (2010). "Multi-objective model for regional wastewater systems planning." *Civil Engineering and Environmental Systems*, 27(2), 95-106.

Zeferino, J. A., Cunha, M. C., e Antunes, A. (2012). "Robust optimization approach to regional wastewater system planning." *Journal of Environmental Management*, 109, 113-122.

Zhang, S. X., e Babovic, V. (2012). "A real options approach to the design and architecture of water supply systems using innovative water technologies under uncertainty." *Journal of Hydroinformatics*, 14(1), 13-29.

Zongxue, X., Jinno, K., Kawamura, A., Takesaki, S., e Ito, K. (1998). "Performance risk analysis for Fukuoka water supply system." *Water Resources Management*, 12(1), 13-30.

ANEXOS

ANEXO I. ARTIGOS PUBLICADOS EM REVISTAS INTERNACIONAIS INDEXADAS.....	291
ANEXO II. CRITÉRIOS DE BASE PARA A AVALIAÇÃO DOS CUSTOS DE UM SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA	293
ANEXO III. MEDIDA DE ROBUSTEZ PROPOSTA POR SAMSATLI <i>ET AL.</i> (1998)	295
ANEXO IV. PROCURA DE BASE DO SMAABA E CORRESPONDÊNCIA ENTRE NÓS DE PROCURA E RESERVATÓRIOS DE DISTRIBUIÇÃO	299
ANEXO V. ELEMENTOS USADOS NA SIMULAÇÃO DA OPERAÇÃO DAS ALBUFEIRAS DE ODELOUCA E DA BRAVURA	305
ANEXO VI. ELEMENTOS USADOS NA SIMULAÇÃO DOS NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS NO SISTEMA AQUÍFERO QUERENÇA-SILVES E NO SISTEMA AQUÍFERO ALMÁDENA-ODIÁXERE COM O MÉTODO DA MATRIZ DE RESPOSTA	307
ANEXO VII. ELEMENTOS USADOS NA DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DE EXPLORAÇÃO VARIÁVEIS DA INFRAESTRUTURA ATUAL DO SMAABA .	309
ANEXO VIII. SÉRIE MULTIVARIADA USADA NA GERAÇÃO DOS CENÁRIOS HIDROLÓGICOS.....	315
ANEXO IX. ELEMENTOS USADOS NA DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DE INVESTIMENTO E DOS CUSTOS DE EXPLORAÇÃO (FIXOS E VARIÁVEIS) DAS HIPÓTESES E POSSIBILIDADES DE EXPANSÃO DO SMAABA	319

ANEXO I. ARTIGOS PUBLICADOS EM REVISTAS INTERNACIONAIS INDEXADAS

Vieira, J., Cunha, M. C., Nunes, L. M., Monteiro, J. P., Ribeiro, L., Stigter, T. Y., Nascimento, J., e Lucas, H. (2011). "Optimization of the operation of large-scale multisource water-supply systems." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 137(2), 150-161 (Informação compilada em 29 de novembro de 2013 [excluindo autocitações]: citações Web of Science – 4, citações SCOPUS – 6).⁵⁹

Vieira, J., e Cunha, M. C. (2011). "A two steps solution approach to solving large nonlinear models: application to a problem of conjunctive use." *Water Science & Technology*, 64(12), 2492-2499.

⁵⁹ Informação complementar: Em 2011, foi o décimo artigo com maior número de *downloads* no sítio na Internet do *Journal of Water Resources Planning and Management*.

ANEXO II. CRITÉRIOS DE BASE PARA A AVALIAÇÃO DOS CUSTOS DE UM SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Este anexo tem por objetivo apresentar os critérios de base utilizados na avaliação dos custos de um sistema de abastecimento de água. O custo global corresponde à soma dos custos a suportar inicialmente (designados por custos de investimento) com os custos a suportar ao longo do tempo (designados por custos de exploração). Se bem que seja uma classificação sujeita a alguma ambiguidade, os custos de exploração dividem-se em custos fixos e custos variáveis. Os custos fixos são aqueles que se mantêm inalterados, independentemente do volume de água captado, tratado ou distribuído. Os custos variáveis são aqueles que dependem dos volumes de água captados, produzidos ou distribuídos. No Quadro II.1, especificam-se diferentes fatores de custo dos sistemas de abastecimento de água (a inclusão de todos ou de apenas parte dos fatores de custo depende dos objetivos do estudo), agrupados em custos de investimento (*IC*), custos de exploração fixos (*FEC*) e custos de exploração variáveis (*VEC*).

Uma forma de comparar economicamente diferentes soluções consiste em reportar os custos que se dispersam temporalmente a um mesmo ano de referência. Neste trabalho optou-se pela metodologia mais frequentemente usada, a atualização de custos a preços constantes, que consiste em reportar os custos ao ano zero dos estudos económicos, sem considerar a inflação. De acordo com esta metodologia, o custo total atualizado ao ano zero (*PVC*), num caso em que o investimento se concentra no ano zero e a exploração se inicia no ano seguinte e se prolonga por um tempo de vida útil de *NYL* anos, pode ser expresso do seguinte modo:

$$PVC = IC + \sum_{yr=1}^{NYL} \frac{FEC_{yr}}{(1+a)^{yr}} + \sum_{yr=1}^{NYL} \frac{VEC_{yr}}{(1+a)^{yr}} \quad (II.1)$$

em que FEC_{yr} = custos de exploração fixos no ano yr , VEC_{yr} = custos de exploração variáveis no ano yr e a = taxa de atualização.

Quadro II.1. Fatores de custo dos sistemas de abastecimento de água agrupados em custos de investimento, custos de exploração fixos e custos de exploração variáveis.

Tipo de custo	Fatores de custo
Custos de investimento	<ul style="list-style-type: none"> • Projeto • Terreno • Construção da infraestrutura • Aquisição de equipamentos e instalação
Custos de exploração fixos	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção (e.g., limpeza e conservação) • Pessoal • Monitorização • Segurança e vigilância • Amortizações de capital • Taxas e licenças
Custos de exploração variáveis	<ul style="list-style-type: none"> • Reagentes • Energia elétrica • Manutenção (e.g., substituição de equipamentos de processo) • Taxas

ANEXO III. MEDIDA DE ROBUSTEZ PROPOSTA POR SAMSATLI *ET AL.* (1998)⁶⁰

Neste anexo apresenta-se a forma como se chegou à aproximação da função $\max[(VMIX - TMIX), 0]$, dada pela expressão (5.34), a partir da medida de robustez apresentada por Samsatli *et al.* (1998). Os autores propõem uma medida de robustez baseada na violação à restrição seguinte:

$$z - z^* = 0 \tag{III.1}$$

em que z = variável do modelo e z^* = valor-alvo (ou meta) e dado de entrada do modelo. Para definir a medida de robustez, introduz-se a *função de desvio genérica* $q(z, z^*)$, definida por duas quaisquer funções f_1 e f_2 de tal modo que:

$$q(z, z^*) = \begin{cases} f_1(\Delta z) & \text{se } \Delta z < 0 \\ f_2(\Delta z) & \text{se } \Delta z \geq 0 \end{cases} \tag{III.2}$$

em que $\Delta z \equiv z - z^*$ é a função de desvio, que toma valores negativos e positivos para valores de z menores e maiores do que o valor-alvo z^* , respetivamente. Esta função genérica pode tomar várias formas, dependendo de f_1 e f_2 . A Figura III.1 é um exemplo ilustrativo de uma função $q(z, z^*)$, em que f_1 e f_2 são uma função não linear e uma função linear, respetivamente.

⁶⁰ Na descrição aqui efetuada da medida de robustez proposta por estes autores, usa-se a notação do trabalho citado, chamando-se a atenção para o facto de a simbologia adotada neste anexo não dever ser confundida com a notação usada ao longo da tese e listada inicialmente.

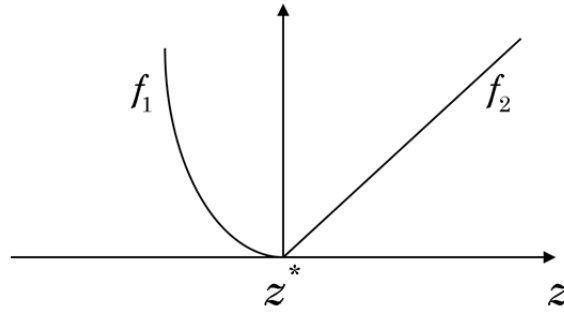


Figura III.1. Exemplo de função de desvio genérica $q(z, z^*)$.

A função descontínua q (expressão III.2) pode ser substituída pela seguinte aproximação contínua:

$$q = w \times f_1 + (1 - w) \times f_2 \quad (\text{III.3})$$

definindo-se a variável binária $w(\Delta z)$ de tal modo que:

$$w(\Delta z) = \begin{cases} 1 & \text{se } \Delta z < 0 \\ 0 & \text{se } \Delta z \geq 0 \end{cases} \quad (\text{III.4})$$

Por sua vez, a função binária III.4 pode ser aproximada pela expressão seguinte:

$$w = \frac{1}{2} \left[\tanh \{ \xi (z^* - z) \} + 1 \right] \quad (\text{III.5})$$

em que ξ = inverso de um número infinitesimal.

Se não for possível utilizar a função hiperbólica $\tanh x$, esta pode ser substituída pela aproximação contínua $\tanh x = \frac{e^{2x} + 1}{e^{2x} - 1}$, pelo que a expressão seguinte é uma aproximação da expressão III.5:

$$w = \frac{1}{2} \left[\frac{e^{2\xi(z^*-z)} + 1}{e^{2\xi(z^*-z)} - 1} + 1 \right] \quad (\text{III.6})$$

Considere-se agora a situação em que apenas se pretendem penalizar desvios positivos a z^* com uma função $f_2 = z - z^*$. Neste caso particular, a função $q(z, z^*)$ define-se do seguinte modo:

$$q(z, z^*) = \begin{cases} 0 & \text{se } \Delta z < 0 \\ z - z^* & \text{se } \Delta z \geq 0 \end{cases} \quad (\text{III.7})$$

Substituindo a expressão III.6 na expressão III.3, uma aproximação contínua para a função III.7 é dada por:

$$q = \left\{ 1 - \frac{1}{2} \left[\frac{e^{2\xi(z^*-z)} + 1}{e^{2\xi(z^*-z)} - 1} + 1 \right] \right\} \times (z - z^*) \quad (\text{III.8})$$

A função III.7 pode também ser expressa do seguinte modo:

$$q(z, z^*) = \max[(z - z^*), 0] \quad (\text{III.9})$$

Assim, a expressão III.8 é também uma aproximação contínua para a função III.9.

Tal como z e z^* , também $VMIX$ e $TMIX$ são, respetivamente, uma variável e um dado de entrada do modelo. Fazendo as devidas substituições na expressão III.8, uma aproximação contínua para $\max[(VMIX - TMIX), 0]$ é dada por:

$$\max[(VMIX - TMIX), 0] \approx \left\{ 1 - \frac{1}{2} \left[\frac{e^{2\xi(TMIX-VMIX)} - 1}{e^{2\xi(TMIX-VMIX)} + 1} + 1 \right] \right\} \times (VMIX - TMIX) \quad (\text{III.10})$$

como se pretendia mostrar.

ANEXO IV. PROCURA DE BASE DO SMAABA E CORRESPONDÊNCIA ENTRE NÓS DE PROCURA E RESERVATÓRIOS DE DISTRIBUIÇÃO (CAPÍTULOS 6 E 8)

Quadro IV.1. Procura estimada para o SMAABA no ano 2010 – total: 55,627 hm³
(Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Reservatório de distribuição	Meses											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Torrinha	0,253	0,276	0,332	0,403	0,490	0,626	0,666	0,677	0,633	0,515	0,346	0,273
Medeiros	0,085	0,093	0,111	0,101	0,123	0,147	0,156	0,159	0,159	0,129	0,116	0,091
Chão das Donas	0,628	0,685	0,825	0,814	0,989	1,271	1,352	1,376	1,278	1,039	0,859	0,677
Portelas	0,315	0,344	0,414	0,346	0,420	0,536	0,570	0,580	0,543	0,442	0,431	0,340
Monte Lemos	0,064	0,070	0,084	0,087	0,106	0,134	0,143	0,145	0,137	0,111	0,088	0,069
Almádena	0,090	0,098	0,118	0,133	0,161	0,211	0,225	0,229	0,208	0,169	0,123	0,097
Francesas	0,004	0,004	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,009	0,009	0,007	0,006	0,004
Monchique	0,016	0,018	0,021	0,022	0,027	0,033	0,035	0,035	0,035	0,029	0,022	0,017
Alporchinhos	0,051	0,056	0,067	0,070	0,085	0,100	0,106	0,108	0,110	0,090	0,070	0,055
Vale de Lousas	0,095	0,104	0,125	0,131	0,159	0,193	0,205	0,208	0,206	0,167	0,130	0,102
Barão de São João	0,005	0,005	0,006	0,006	0,008	0,009	0,010	0,010	0,010	0,008	0,006	0,005
Barão de São Miguel	0,002	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,005	0,005	0,005	0,004	0,003	0,003
Sargaçal	0,006	0,006	0,008	0,008	0,010	0,012	0,013	0,013	0,013	0,010	0,008	0,006
RVII	0,042	0,046	0,055	0,052	0,063	0,076	0,081	0,082	0,081	0,066	0,057	0,045
RXVI	0,055	0,059	0,072	0,075	0,091	0,111	0,118	0,120	0,118	0,096	0,075	0,059
Aldeia Velha	0,019	0,021	0,025	0,026	0,032	0,038	0,041	0,041	0,041	0,033	0,026	0,020
Barreiras Vermelhas	0,029	0,032	0,038	0,040	0,049	0,059	0,062	0,063	0,063	0,051	0,040	0,031
Chaparral	0,003	0,003	0,004	0,004	0,005	0,007	0,007	0,007	0,007	0,006	0,004	0,003
Colinas Verdes	0,005	0,005	0,006	0,006	0,008	0,009	0,010	0,010	0,010	0,008	0,006	0,005
Bensafrim	0,009	0,010	0,012	0,013	0,016	0,019	0,020	0,021	0,020	0,017	0,013	0,010
Bemparece	0,231	0,252	0,303	0,304	0,369	0,450	0,479	0,487	0,477	0,388	0,316	0,249
Mosqueira	0,115	0,126	0,151	0,151	0,183	0,225	0,239	0,244	0,237	0,193	0,158	0,124
Pinhal de Albufeira	0,231	0,252	0,303	0,304	0,369	0,450	0,479	0,487	0,477	0,388	0,316	0,249
Boliqueime	0,015	0,016	0,020	0,022	0,026	0,036	0,038	0,038	0,034	0,028	0,020	0,016
RIV	0,135	0,147	0,177	0,198	0,241	0,253	0,269	0,273	0,311	0,253	0,184	0,145
Pinhal de Vilamoura	0,150	0,163	0,196	0,220	0,267	0,349	0,372	0,378	0,345	0,281	0,205	0,161
Algoz	0,053	0,057	0,069	0,064	0,077	0,093	0,099	0,100	0,100	0,081	0,072	0,057
Monte de São José	0,062	0,068	0,081	0,072	0,088	0,105	0,111	0,113	0,113	0,092	0,085	0,067
Cerro do Ouro	0,142	0,155	0,186	0,223	0,271	0,395	0,420	0,427	0,350	0,285	0,194	0,153
São Marcos da Serra	0,006	0,006	0,008	0,008	0,010	0,012	0,012	0,013	0,012	0,010	0,008	0,006
TOTAL	2,916	3,178	3,826	3,910	4,751	5,969	6,350	6,460	6,144	4,996	3,987	3,140

Quadro IV.2. Procura estimada para o SMAABA no ano 2015 – total: 61,956 hm³
(Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Reservatório de distribuição	Meses											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Torrinha	0,288	0,313	0,377	0,442	0,537	0,689	0,733	0,745	0,695	0,565	0,393	0,310
Medeiros	0,095	0,104	0,125	0,115	0,140	0,164	0,175	0,178	0,181	0,147	0,130	0,102
Chão das Donas	0,652	0,711	0,856	0,872	1,060	1,333	1,418	1,443	1,371	1,114	0,892	0,702
Portelas	0,351	0,382	0,460	0,379	0,460	0,588	0,626	0,637	0,595	0,484	0,479	0,377
Monte Lemos	0,073	0,080	0,096	0,097	0,117	0,148	0,158	0,161	0,152	0,123	0,100	0,079
Almádena	0,105	0,114	0,138	0,145	0,176	0,231	0,246	0,250	0,228	0,185	0,143	0,113
Francesas	0,005	0,005	0,006	0,006	0,008	0,009	0,010	0,010	0,010	0,008	0,006	0,005
Monchique	0,018	0,020	0,024	0,026	0,031	0,037	0,040	0,040	0,041	0,033	0,025	0,020
Alporchinhos	0,060	0,065	0,078	0,085	0,103	0,118	0,126	0,128	0,133	0,108	0,082	0,064
Vale de Lousas	0,107	0,116	0,140	0,152	0,184	0,218	0,232	0,236	0,238	0,194	0,146	0,115
Barão de São João	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,011	0,011	0,012	0,012	0,010	0,007	0,006
Barão de São Miguel	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,005	0,006	0,006	0,006	0,005	0,004	0,003
Sargaçal	0,007	0,007	0,009	0,009	0,011	0,013	0,014	0,015	0,015	0,012	0,009	0,007
RVII	0,047	0,052	0,062	0,061	0,074	0,088	0,093	0,095	0,096	0,078	0,065	0,051
RXVI	0,061	0,067	0,081	0,087	0,106	0,126	0,134	0,136	0,137	0,111	0,084	0,066
Aldeia Velha	0,020	0,022	0,026	0,029	0,035	0,042	0,044	0,045	0,045	0,037	0,028	0,022
Barreiras Vermelhas	0,036	0,039	0,047	0,051	0,062	0,073	0,078	0,079	0,080	0,065	0,049	0,038
Chaparral	0,004	0,004	0,005	0,005	0,006	0,007	0,007	0,008	0,008	0,006	0,005	0,004
Colinas Verdes	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,011	0,011	0,012	0,012	0,010	0,007	0,006
Bensafrim	0,010	0,011	0,014	0,015	0,018	0,022	0,023	0,023	0,023	0,019	0,014	0,011
Bemparece	0,262	0,285	0,344	0,341	0,415	0,520	0,553	0,562	0,536	0,436	0,358	0,282
Mosqueira	0,131	0,143	0,172	0,170	0,207	0,259	0,276	0,281	0,268	0,218	0,179	0,141
Pinhal de Albufeira	0,262	0,285	0,344	0,341	0,415	0,520	0,553	0,562	0,536	0,436	0,358	0,282
Boliqueime	0,017	0,019	0,022	0,024	0,029	0,039	0,042	0,043	0,038	0,031	0,023	0,018
RIV	0,156	0,170	0,205	0,218	0,265	0,306	0,325	0,331	0,343	0,279	0,213	0,168
Pinhal de Vilamoura	0,174	0,189	0,228	0,242	0,294	0,388	0,412	0,420	0,381	0,310	0,238	0,187
Algoz	0,060	0,065	0,078	0,073	0,089	0,104	0,111	0,113	0,115	0,093	0,082	0,064
Monte de São José	0,069	0,075	0,090	0,082	0,100	0,117	0,125	0,127	0,129	0,105	0,094	0,074
Cerro do Ouro	0,160	0,174	0,209	0,259	0,314	0,449	0,477	0,485	0,407	0,331	0,218	0,172
São Marcos da Serra	0,006	0,007	0,008	0,009	0,011	0,013	0,014	0,014	0,014	0,012	0,009	0,007
TOTAL	3,247	3,539	4,261	4,355	5,292	6,648	7,072	7,195	6,843	5,564	4,440	3,497

Quadro IV.3. Procura estimada para o SMAABA no ano 2020 – total: 67,923 hm³
(Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Reservatório de distribuição	Meses											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Torrinha	0,311	0,339	0,408	0,471	0,572	0,732	0,779	0,792	0,740	0,602	0,425	0,335
Medeiros	0,102	0,111	0,134	0,128	0,155	0,178	0,189	0,192	0,200	0,163	0,139	0,110
Chão das Donas	0,754	0,822	0,990	0,978	1,189	1,498	1,593	1,621	1,537	1,250	1,031	0,812
Portelas	0,372	0,406	0,489	0,404	0,490	0,624	0,664	0,676	0,634	0,516	0,509	0,401
Monte Lemos	0,080	0,087	0,104	0,104	0,126	0,158	0,168	0,171	0,163	0,132	0,109	0,086
Almádena	0,116	0,127	0,153	0,154	0,187	0,244	0,260	0,265	0,242	0,197	0,159	0,125
Francesas	0,005	0,005	0,006	0,007	0,009	0,010	0,011	0,011	0,011	0,009	0,007	0,005
Monchique	0,020	0,021	0,026	0,029	0,035	0,041	0,043	0,044	0,046	0,037	0,027	0,021
Alporchinhos	0,066	0,072	0,087	0,098	0,119	0,134	0,142	0,145	0,154	0,125	0,091	0,071
Vale de Lousas	0,114	0,124	0,150	0,170	0,206	0,238	0,253	0,257	0,267	0,217	0,156	0,123
Barão de São João	0,006	0,006	0,008	0,008	0,010	0,012	0,013	0,013	0,013	0,011	0,008	0,006
Barão de São Miguel	0,003	0,003	0,004	0,004	0,005	0,006	0,006	0,006	0,006	0,005	0,004	0,003
Sargaçal	0,007	0,008	0,009	0,010	0,013	0,015	0,016	0,016	0,016	0,013	0,010	0,008
RVII	0,051	0,056	0,067	0,069	0,084	0,097	0,103	0,105	0,109	0,089	0,070	0,055
RXVI	0,066	0,072	0,086	0,098	0,119	0,137	0,146	0,149	0,154	0,125	0,090	0,071
Aldeia Velha	0,021	0,023	0,028	0,031	0,038	0,044	0,047	0,047	0,049	0,040	0,029	0,023
Barreiras Vermelhas	0,041	0,045	0,054	0,061	0,074	0,086	0,091	0,093	0,096	0,078	0,056	0,044
Chaparral	0,004	0,004	0,005	0,005	0,007	0,008	0,008	0,008	0,009	0,007	0,005	0,004
Colinas Verdes	0,006	0,006	0,008	0,008	0,010	0,012	0,013	0,013	0,013	0,011	0,008	0,006
Bensafrim	0,011	0,012	0,015	0,017	0,020	0,024	0,025	0,025	0,026	0,022	0,015	0,012
Bemparece	0,283	0,308	0,371	0,371	0,451	0,576	0,613	0,623	0,584	0,475	0,387	0,305
Mosqueira	0,141	0,154	0,186	0,186	0,226	0,287	0,306	0,311	0,292	0,238	0,193	0,152
Pinhal de Albufeira	0,283	0,308	0,371	0,371	0,451	0,576	0,613	0,623	0,584	0,475	0,387	0,305
Boliqueime	0,018	0,020	0,024	0,026	0,031	0,042	0,045	0,045	0,040	0,033	0,025	0,020
RIV	0,172	0,187	0,225	0,234	0,284	0,352	0,374	0,381	0,367	0,298	0,235	0,185
Pinhal de Vilamoura	0,192	0,209	0,251	0,259	0,315	0,416	0,442	0,450	0,407	0,331	0,262	0,206
Algoz	0,065	0,070	0,085	0,081	0,098	0,113	0,120	0,122	0,127	0,103	0,088	0,070
Monte de São José	0,073	0,079	0,096	0,090	0,110	0,127	0,135	0,137	0,142	0,116	0,100	0,079
Cerro do Ouro	0,171	0,187	0,225	0,290	0,353	0,490	0,522	0,531	0,456	0,371	0,234	0,184
São Marcos da Serra	0,007	0,007	0,009	0,010	0,013	0,014	0,015	0,015	0,016	0,013	0,009	0,007
TOTAL	3,560	3,880	4,672	4,775	5,802	7,289	7,753	7,888	7,502	6,100	4,868	3,834

Quadro IV.4. Procura estimada para o SMAABA no ano 2025 – total: 74,682 hm³
(Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Reservatório de distribuição	Meses											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Torrinha	0,343	0,374	0,450	0,508	0,617	0,791	0,841	0,856	0,798	0,649	0,469	0,369
Medeiros	0,111	0,121	0,146	0,142	0,173	0,194	0,207	0,210	0,224	0,182	0,152	0,120
Chão das Donas	0,824	0,898	1,081	1,069	1,298	1,622	1,726	1,756	1,679	1,365	1,126	0,887
Portelas	0,404	0,440	0,530	0,435	0,528	0,673	0,716	0,729	0,683	0,555	0,553	0,435
Monte Lemos	0,088	0,096	0,115	0,113	0,137	0,172	0,183	0,186	0,177	0,144	0,120	0,095
Almádena	0,131	0,143	0,172	0,166	0,202	0,263	0,280	0,284	0,261	0,212	0,179	0,141
Francesas	0,005	0,006	0,007	0,008	0,010	0,011	0,012	0,012	0,013	0,011	0,007	0,006
Monchique	0,021	0,023	0,028	0,033	0,040	0,045	0,048	0,049	0,052	0,042	0,029	0,023
Alporchinhos	0,074	0,081	0,098	0,114	0,138	0,152	0,162	0,165	0,179	0,145	0,102	0,080
Vale de Lousas	0,125	0,136	0,163	0,191	0,232	0,263	0,280	0,284	0,300	0,244	0,170	0,134
Barão de São João	0,006	0,007	0,008	0,009	0,012	0,013	0,014	0,014	0,015	0,012	0,008	0,007
Barão de São Miguel	0,003	0,003	0,004	0,005	0,006	0,007	0,007	0,007	0,007	0,006	0,004	0,003
Sargaçal	0,008	0,008	0,010	0,012	0,014	0,016	0,017	0,018	0,019	0,015	0,011	0,008
RVII	0,056	0,061	0,074	0,079	0,096	0,109	0,116	0,118	0,124	0,101	0,077	0,061
RXVI	0,072	0,079	0,095	0,111	0,134	0,152	0,162	0,165	0,174	0,141	0,098	0,078
Aldeia Velha	0,022	0,024	0,029	0,034	0,041	0,047	0,050	0,051	0,053	0,043	0,030	0,024
Barreiras Vermelhas	0,048	0,052	0,063	0,073	0,089	0,101	0,107	0,109	0,115	0,093	0,065	0,051
Chaparral	0,004	0,004	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,009	0,009	0,008	0,005	0,004
Colinas Verdes	0,006	0,007	0,008	0,009	0,012	0,013	0,014	0,014	0,015	0,012	0,008	0,007
Bensafrim	0,012	0,013	0,016	0,019	0,023	0,026	0,028	0,028	0,030	0,024	0,017	0,013
Bemparece	0,311	0,339	0,409	0,409	0,497	0,645	0,686	0,698	0,642	0,522	0,426	0,335
Mosqueira	0,156	0,170	0,204	0,205	0,250	0,321	0,342	0,348	0,323	0,262	0,213	0,168
Pinhal de Albufeira	0,311	0,339	0,409	0,409	0,497	0,645	0,686	0,698	0,642	0,522	0,426	0,335
Boliqueime	0,020	0,022	0,027	0,028	0,034	0,046	0,049	0,049	0,043	0,035	0,028	0,022
RIV	0,192	0,209	0,252	0,253	0,307	0,406	0,432	0,440	0,397	0,323	0,262	0,207
Pinhal de Vilamoura	0,214	0,234	0,281	0,280	0,341	0,452	0,481	0,489	0,441	0,358	0,293	0,231
Algoz	0,071	0,077	0,093	0,091	0,110	0,124	0,131	0,134	0,142	0,116	0,097	0,077
Monte de São José	0,079	0,086	0,104	0,101	0,122	0,139	0,148	0,150	0,158	0,129	0,108	0,085
Cerro do Ouro	0,187	0,204	0,246	0,328	0,398	0,543	0,578	0,588	0,515	0,419	0,256	0,202
São Marcos da Serra	0,008	0,008	0,010	0,012	0,014	0,016	0,017	0,017	0,018	0,015	0,010	0,008
TOTAL	3,914	4,266	5,137	5,250	6,379	8,014	8,525	8,673	8,249	6,707	5,352	4,216

Quadro IV.5. Conjunto de reservatórios de distribuição representado em cada nó de procura.

Reservatório de distribuição	Nó de procura (Figura 6.3)
Algoz	D1
Pinhal de Albufeira	D2
Boliqueime	
RIV	
Pinhal de Vilamoura	
Bemparece	D3
Mosqueira	
Cerro do Ouro	
Monte de São José	D4
São Marcos da Serra	
Alporchinhos	D5
Vale de Lousas	
Torrinha	D6
Almádena	D7
Portelas	D8
Monte Lemos	
Barão de São João	
Barão de São Miguel	
Sargaçal	
RVII	
RXVI	
Aldeia Velha	
Barreiras Vermelhas	
Chaparral	
Colinas Verdes	
Bensafrim	
Chão das Donas	D9
Francesas	
Monchique	
Medeiros	D10

ANEXO V. ELEMENTOS USADOS NA SIMULAÇÃO DA OPERAÇÃO DAS ALBUFEIRAS DE ODELOUCA E DA BRAVURA (CAPÍTULOS 6 E 8)

A operação das albufeiras de Odelouca e da Bravura é simulada com a expressão de balanço hídrico (5.17). As perdas por evaporação em cada período ($EVP_{p,t}$) definem as perdas naturais dos dois reservatórios do SMAABA e determinam-se em função da área superficial inundada média no final de dois meses consecutivos ($AS_{p,t-1}$ e $AS_{p,t}$) e de uma taxa de evaporação por unidade de área no período ($ev_{p,t}$):

$$\sum LOS_{p,t} = EVP_{p,t} = ev_{p,t} \times (AS_{p,t-1} + AS_{p,t})/2 \quad (V.1)$$

A área superficial é determinada em função de uma relação estabelecida com o volume armazenado (Quadro V.1) e de valores médios mensais das taxas de evaporação (Quadro V.2). Nos quadros seguintes deste anexo apresentam-se os valores que definem os volumes mínimos e máximos de armazenamento (Quadro V.3), as descargas para satisfação de caudais ecológicos (Quadro V.4) e de extrações para outros usos (Quadro V.5). O regime de caudais ecológicos utilizado baseia-se em critérios que foram validados pelo ex-Instituto da Água (agora integrado na Agência Portuguesa do Ambiente) para a definição de regimes de caudais ecológicos a jusante de albufeiras, num trabalho realizado por Alves e Bernardo (2003). Ao balanço hídrico da albufeira da Bravura associam-se ainda extrações fixas para satisfação da procura de um perímetro de rega. A albufeira de Odelouca é destinada exclusivamente ao abastecimento público.

Quadro V.1. Volumes mínimos e máximos de armazenamento.

Albufeira		Odelouca	Bravura
Volume mínimo (hm ³)		25,027	2,565
Volume máximo (hm ³)	Semestre húmido (1 out-31 mar)	135,000	31,343
	Semestre seco (1 abr-30 set)	157,000	35,100

Quadro V.2. Parâmetros da reta de ajuste entre a área superficial inundada ($AS_{p,t}$ em ha) e o volume armazenado ($ST_{p,t}$ em hm³) – $AS_{p,t} = as_{a,p} + as_{b,p} \times ST_{p,t}$.

Albufeira		Odelouca	Bravura
Parâmetros da reta de ajuste	$as_{a,p}$	73,60	47,30
	$as_{b,p}$	4,34	7,08

Quadro V.3. Taxas de evaporação mensais (mm).

Albufeira	Odelouca	Bravura
janeiro	29,1	25,1
fevereiro	33,4	31,0
março	58,4	51,1
abril	89,3	81,8
maio	125,5	114,4
junho	172,5	162,1
julho	334,5	305,6
agosto	209,7	198,1
setembro	148,4	137,3
outubro	72,6	65,0
novembro	43,4	39,5
dezembro	28,4	24,3

Quadro V.4. Regime de caudais ecológicos.

Albufeira	Odelouca	Bravura
Fração das afluições naturais mensais	15%	

Quadro V.5. Extrações para rega na albufeira da Bravura.

Extrações fixas para rega na albufeira da Bravura (hm ³)	Meses												Total
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	
	--	--	--	0,204	0,271	0,599	0,796	0,488	0,451	0,166	--	--	2,975

ANEXO VI. ELEMENTOS USADOS NA SIMULAÇÃO DOS NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS NO SISTEMA AQUÍFERO QUERENÇA-SILVES E NO SISTEMA AQUÍFERO ALMÁDENA-ODIÁXERE COM O MÉTODO DA MATRIZ DE RESPOSTA (CAPÍTULOS 6 E 8)

No Quadro VI.1 e no Quadro VI.2, resumem-se as características dos modelos de parâmetros distribuídos utilizados na geração da matriz de resposta e na determinação dos níveis piezométricos nos pontos de controlo na ausência de extrações para abastecimento público. No Quadro VI.3 e no Quadro VI.4, apresentam-se os valores mínimos admitidos para os níveis piezométricos nos pontos de controlo seleccionados em cada sistema aquífero.

Quadro VI.1. Resumo de características do modelo de parâmetros distribuídos de simulação do escoamento de água subterrânea do sistema aquífero Querença-Silves construído por Monteiro *et al.* (2007).

Modelo de simulação do escoamento de água subterrânea		Modelo FEN (Kiraly, 1985)
Modelo de parâmetros distribuídos do sistema aquífero Querença-Silves	Discretização	Elementos finitos triangulares irregulares (22 409 elementos e 11 663 nós) – Área 324,2 km ²
	Parâmetro condutivo	Transmissividade hidráulica – 23 zonas
	Coefficiente de armazenamento	2,5×10 ⁻²
	Recarga distribuída – Taxa média de infiltração	43,4%
	Extrações para rega (fixas)	Volume: 30,0 hm ³ /ano

Quadro VI.2. Resumo de características do modelo de parâmetros distribuídos de simulação do escoamento de água subterrânea no sistema aquífero Almádena-Odiáxere construído por Martins e Monteiro (2008).

Modelo de simulação do escoamento de água subterrânea		Modelo FEN (Kiraly, 1985)
Modelo de parâmetros distribuídos do sistema aquífero Almádena-Odiáxere	Discretização	Elementos finitos triangulares irregulares (14 533 elementos e 7494 nós) – Área 63,5 km ²
	Parâmetro condutivo	Transmissividade hidráulica – 16 zonas
	Coefficiente de armazenamento	1,0×10 ⁻¹
	Recarga distribuída – Taxa média de infiltração	40,3%
	Extrações para rega (fixas)	Volume: 2,6 hm ³ /ano

Quadro VI.3. Níveis piezométricos mínimos admitidos nos pontos de controlo do sistema aquífero Querença-Silves.

Ponto de controlo	Nível piezométrico mínimo (m)
PC _{QS_01}	6,02
PC _{QS_02}	2,71
PC _{QS_03}	5,25
PC _{QS_04}	0,50
PC _{QS_05}	0,50
PC _{QS_06}	1,39
PC _{QS_07}	0,75
PC _{QS_08}	1,53
PC _{QS_09}	2,14
PC _{QS_10}	2,11
PC _{QS_11}	1,69

Quadro VI.4. Níveis piezométricos mínimos admitidos nos pontos de controlo do sistema aquífero Almádena-Odiáxere.

Ponto de controlo	Nível piezométrico mínimo (m)
PC _{AO_01}	1,75
PC _{AO_02}	1,96
PC _{AO_03}	2,64

ANEXO VII. ELEMENTOS USADOS NA DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DE EXPLORAÇÃO VARIÁVEIS DA INFRAESTRUTURA ATUAL DO SMAABA (CAPÍTULOS 6 E 8)

A expressão seguinte corresponde à expressão geral utilizada na determinação dos custos de exploração variáveis, conforme apresentado na secção 6.2.6:

$$VEC_{pq,t} = ucost_{pq} \times \sum_{k=1}^{NK=2} x_{pq,t}^k \quad (\text{VII.1})$$

em que $VEC_{pq,t}$ = custos de exploração variáveis associados ao arco (p,q) no mês t , $ucost_{pq}$ = custo unitário associado ao arco (p,q) (dado de entrada), $\sum_{k=1}^{NK=2} x_{pq,t}^k$ = somatório dos fluxos multiproduto/tipos de água no arco (p,q) no mês t (variável). No caso particular dos custos pelo consumo de energia eléctrica decorrente do funcionamento de bombas, estes baseiam-se num custo específico (ec) para a elevação de 1 m^3 a 1 metro de altura igual a $177,131 \times 10^{-6} \text{ €/m}^3 \cdot \text{m}$ e numa altura de elevação (HB) determinada antecipadamente.⁶¹ Por multiplicação do custo específico com a altura de elevação, obtém-se o respetivo custo unitário, ou seja, $ucost_{pq} = ec \times HB_{pq}$.

⁶¹ O valor do custo específico tem por base um preço médio da energia eléctrica igual a 0,0488 €/kWh e um rendimento dos grupos elevatórios igual a 75% (Hidroprojecto e Ambio, 2005).

• CUSTOS DE CAPTAÇÃO E DE TRATAMENTO PARA A PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Na captação de água das origens próprias do SMAABA, consideram-se os encargos a suportar com a aquisição de água (unicamente na albufeira da Bravura) e com a elevação de água (para adução da água superficial captada na albufeira de Odelouca e para extração de água subterrânea dos sistemas aquíferos Querença-Silves e Almádena-Odiáxere).

Ao contrário da albufeira de Odelouca, que é utilizada em exclusivo para abastecimento público e é gerida pela AdA, a albufeira da Bravura é utilizada para abastecimento público e para rega e é gerida pela Associação de Regantes e Beneficiários do Alvor (ARBA). Pela utilização de água da albufeira da Bravura, a AdA paga diretamente à ARBA o valor de 0,099 €/m³ aduzido à ETA das Fontainhas. A adução de água à estação de tratamento é efetuada através do canal de distribuição de água do perímetro de rega associado ao aproveitamento. O valor pago pela AdA destina-se a cobrir os custos de exploração da infraestrutura gerida pela ARBA.

Os custos de tratamento são diferenciados de acordo com a origem e o tipo de tratamento a que as águas são sujeitas. O custo médio de tratamento das águas de origem superficial na ETA de Alcantarilha e na ETA das Fontainhas é de 0,097 €/m³ (inclui custos com reagentes, energia e manutenção). O custo de tratamento para a água subterrânea extraída do sistema aquífero Querença-Silves através das captações de Vale da Vila na ETA de Alcantarilha é de 0,074 €/m³, refletindo uma diminuição do consumo de reagentes associados ao tratamento (ver secção 6.2.3). O custo de tratamento para a água subterrânea extraída do sistema aquífero Almádena-Odiáxere através das captações de Almádena é de 0,012 €/m³ e corresponde a um tratamento a nível local numa unidade de desinfeção.

O Quadro VII.1 contém a informação dos elementos de base usados na determinação dos custos de captação e de tratamento para a produção de água para consumo humano a partir das origens próprias do SMAABA.

Quadro VII.1. Elementos de base para determinação dos custos de captação e de tratamento de água das origens próprias e atuais do SMAABA

(fonte: a – Hidroprojecto, 2005; b – Hidroprojecto e Ambio, 2005; c – Nunes *et al.*, 2009).

Origem própria	Custos de captação ⁽³⁼¹⁺²⁾ (€/m ³)			Custos de tratamento ⁽⁴⁾ (€/m ³)	Custo unitário $ucost_{pq}$ (€/m ³)	
	Custos de aquisição ⁽¹⁾ (€/m ³)	Custos de elevação ^(2=2.1×2.2) (€/m ³)			Arco (p,q) (Figura 6.3)	Valor ⁽³⁺⁴⁾
		$ec^{(2.1)}$ (×10 ⁻⁶ €/m ³ .m)	$HB^{(2.2)}$ (m)			
Albufeira de Odelouca	--	177,131 ^b	45,0 ^b	0,097 ^b	(R1,NN1)	1,05971×10 ⁻¹
Albufeira da Bravura	0,099 ^b		0 - Adução gravítica	0,097 ^b	(R2,NN2)	1,96000×10 ⁻¹
Captações de água subterrânea de Vale da Vila (grupo P1)	--		90,0 ^b	0,074 ^b	(A1,NN1)	8,99413×10 ⁻²
Captações de água subterrânea de Almádena (grupo P2)	--		60,0 ^a	0,012 ^c	(A2,NN10)	2,26276×10 ⁻²

• CUSTOS DE ELEVAÇÃO DE ÁGUA NO ADUTOR PRINCIPAL E RESPETIVOS RAMAIS

No adutor principal existem necessidades de elevação à saída das duas estações de tratamento de água. As necessidades de elevação à saída da ETA de Alcantarilha variam, dependendo de a água ser bombeada para o sector oriental ou para o sector ocidental do SMAABA. Os elementos de base para determinação dos custos relacionados com o consumo de energia elétrica no adutor principal apresentam-se no Quadro VII.2.

Quadro VII.2. Elementos de base para determinação dos custos de elevação no adutor principal (fonte: Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Elevação de água no adutor principal	Elementos de base		Custo unitário $ucost_{pq}$ (€/m ³)	
	ec (×10 ⁻⁶ €/m ³ .m)	HB (m)	Arco (p,q) (Figura 6.3)	Valor
Elevação à saída da ETA de Alcantarilha para o sector Oriental	177,131	42,0	(NN5,NN4)	$7,43929 \times 10^{-3}$
Elevação à saída da ETA de Alcantarilha para o sector Ocidental		48,0	(NN5,NN6)	$8,50204 \times 10^{-3}$
Elevação à saída da ETA das Fontainhas		70,8	(NN2,NN9)	$1,25405 \times 10^{-2}$

Na determinação dos custos com o consumo de energia elétrica nos ramais do adutor principal, a altura de elevação HB é um valor médio ponderado pela procura dos reservatórios de distribuição representados em cada nó de procura. Os custos de elevação foram determinados em função dos elementos de base apresentados no Quadro VII.3 e da procura de cada reservatório de distribuição (Anexo IV). Na Figura VII.1, mostra-se um exemplo ilustrativo de como se estimou a altura HB para um nó de procura representando três reservatórios de distribuição.

Quadro VII.3. Elementos de base para determinação dos custos de elevação nos ramais do adutor principal (fonte: Hidroprojecto e Ambio, 2005).

Reservatório de distribuição (Anexo IV)	Elementos de base			
	Nó de procura da rede de fluxos (Figura 6.3)	<i>ec</i> ($\times 10^{-6}\text{€}/\text{m}^3.\text{m}$)	<i>HB</i> (m)	Arco (<i>p,q</i>) (Figura 6.3)
Algoz	D1	177,131	0	(NN4,D1)
Pinhal de Albufeira	D2		0	(NN3,D2)
Boliqueime			36,5	
RIV			0	
Pinhal de Vilamoura			0	
Bemparece			48,7	
Mosqueira	D3		35,0	(NN3,D3)
Cerro do Ouro	D4		62,0	(NN4,D4)
Monte de São José			102,0	
São Marcos da Serra			208,4	
Alporchinhos	D5		0	(NN6,D5)
Vale de Lousas	D6		0	(NN8,D6)
Torrinha			0	
Almádena			156,0	
Portelas	D7		0	(NN10,D7)
Monte Lemos			63,3	
Barão de São João			70,9	
Barão de São Miguel			70,9	
Sargaçal			0	
RVII			0	
RXVI			61,5	
Aldeia Velha			211,0	
Barreiras Vermelhas			211,0	
Chaparral			211,0	
Colinas Verdes			70,5	
Bensafrim			70,5	
Chão das Donas			D8	
Francesas	D9		250,0	(NN8,D9)
Monchique			461,5	
Medeiros	D10		0	(NN7,D10)

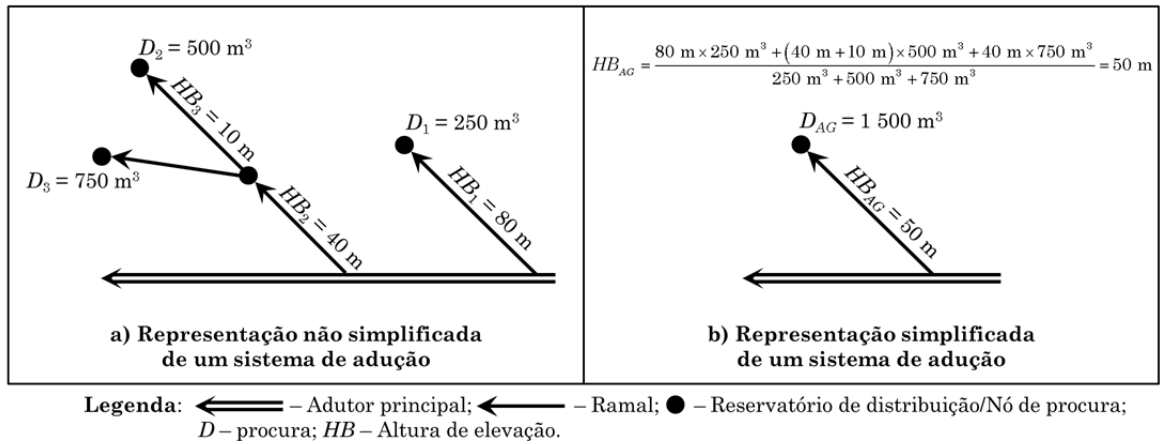


Figura VII.1. Exemplo de determinação da altura de elevação (HB) para um nó de procura representando três reservatórios de distribuição, numa situação de rendimento igual do conjunto bomba-motor para todos os grupos elevatórios.

ANEXO VIII. SÉRIE MULTIVARIADA USADA NA GERAÇÃO DOS CENÁRIOS HIDROLÓGICOS (CAPÍTULOS 6 E 8)

Quadro VIII.1. Série multivariada referente ao período entre
outubro de 1951 e setembro de 2006.

Mês	Afluências (hm ³ /mês)		Recarga (hm ³ /mês)		Mês	Afluências (hm ³ /mês)		Recarga (hm ³ /mês)	
	Bravura	Odelouca	Alm.-Odi.	Que.-Sil.		Bravura	Odelouca	Alm.-Odi.	Que.-Sil.
Out-51	0,158166	0,000000	0,378668	1,583102	Abr-79	2,339508	7,811895	0,875030	7,176728
Nov-51	2,724793	37,619354	3,185415	19,790883	Mai-79	0,863823	0,018552	0,000000	0,703601
Dez-51	2,946107	42,500720	2,456224	17,509810	Jun-79	0,330752	0,000062	0,000000	0,000000
Jan-52	1,503010	15,078984	0,944111	7,013493	Jul-79	0,122654	0,000000	0,291677	0,000000
Fev-52	0,819354	7,703789	0,816183	8,719021	Ago-79	0,045484	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-52	3,314983	65,178101	3,395218	22,762893	Set-79	0,017416	0,000000	0,000000	0,000000
Abr-52	1,625723	7,823114	0,931318	5,862402	Out-79	8,997074	52,103291	6,485966	20,671792
Mai-52	0,966644	7,807482	1,020868	9,492982	Nov-79	2,760000	0,082649	0,199568	7,739609
Jun-52	0,489172	1,012138	1,248580	5,452906	Dez-79	1,024629	0,000229	0,181658	0,000000
Jul-52	0,177758	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-80	0,658684	0,000001	0,445191	4,925206
Ago-52	0,457662	0,000000	1,760294	3,161982	Fev-80	0,787951	2,845042	0,496362	7,598889
Set-52	0,315466	0,000000	0,319821	3,579921	Mar-80	0,717237	3,647471	1,107859	16,323539
Out-52	0,889924	0,024071	2,023826	7,705836	Abr-80	1,615130	10,102786	1,640041	12,242654
Nov-52	0,483347	5,268999	0,900615	8,195542	Mai-80	1,478313	2,586836	1,860078	15,197777
Dez-52	1,855845	12,675072	1,614455	5,530302	Jun-80	0,562306	0,008211	0,227712	8,443210
Jan-53	2,836761	20,198611	1,553050	10,736948	Jul-80	0,208522	0,000023	0,023027	0,000000
Fev-53	2,150466	10,969254	1,120652	7,535565	Ago-80	0,083915	0,000000	0,289118	1,294625
Mar-53	1,803941	23,567642	2,379467	10,366854	Set-80	0,033082	0,000000	0,161190	0,717673
Abr-53	2,242707	17,143499	1,588870	10,110743	Out-80	0,317227	0,466211	1,082274	5,502158
Mai-53	0,802843	0,024625	0,112577	2,472453	Nov-80	1,591181	8,223311	2,013592	11,693845
Jun-53	0,305868	0,000000	0,015351	0,448897	Dez-80	0,570930	0,019359	0,035820	0,000000
Jul-53	0,000000	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-81	0,211720	0,000054	0,046054	0,140720
Ago-53	0,000000	0,000000	0,000000	0,050659	Fev-81	0,275559	0,000000	0,944111	7,092296
Set-53	0,000062	0,000000	0,147885	1,160941	Mar-81	0,268694	0,000000	0,685696	4,643765
Out-53	1,401943	11,832374	2,235419	16,296802	Abr-81	0,530237	0,657903	1,136003	5,108142
Nov-53	1,445918	13,648064	1,838842	10,131852	Mai-81	0,213375	0,001795	0,544975	3,166204
Dez-53	4,777189	72,921545	4,080146	25,851701	Jun-81	0,081695	0,000006	0,000000	0,267368
Jan-54	1,858949	7,043595	0,703094	3,491267	Jul-81	0,030295	0,000000	0,005117	0,000000
Fev-54	1,207734	6,196139	0,969953	4,524153	Ago-81	0,011235	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-54	2,791562	30,640456	2,862268	15,597423	Set-81	0,017914	0,000000	0,478452	2,448531
Abr-54	1,672391	6,364525	1,334037	4,434092	Out-81	0,035656	0,000000	0,509155	2,364099
Mai-54	0,614703	0,007286	0,000000	0,298327	Nov-81	0,013642	0,000000	0,012793	0,168864
Jun-54	0,235365	0,000000	0,072152	0,465784	Dez-81	3,489680	34,102726	3,052370	24,344588
Jul-54	0,033366	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-82	2,225217	13,848607	1,852402	14,142376
Ago-54	0,000000	0,000000	0,000000	0,050659	Fev-82	1,882252	8,476105	0,985048	5,122214
Set-54	0,000000	0,000000	0,048101	0,000000	Mar-82	1,084387	2,855373	1,205085	6,965648
Out-54	0,000000	0,000000	0,176285	0,617762	Abr-82	0,784868	1,736955	0,767570	3,489860
Nov-54	0,517577	5,942015	1,379835	10,107929	Mai-82	0,289330	0,004636	0,000000	0,028144
Dez-54	0,387343	0,929494	0,665227	4,327145	Jun-82	0,110782	0,000016	0,000000	0,000000
Jan-55	3,840863	54,013162	3,696873	21,276888	Jul-82	0,043934	0,000000	0,327496	2,181162
Fev-55	3,162817	37,400485	2,132053	14,018542	Ago-82	0,016292	0,000000	0,023027	0,450305
Mar-55	2,555516	27,975075	1,996961	14,406930	Set-82	0,030024	0,002454	0,340289	8,823154
Abr-55	0,966822	0,042700	0,190357	3,278780	Out-82	0,013566	0,000007	0,168865	1,730858
Mai-55	0,659147	0,000000	1,074854	2,023556	Nov-82	2,448352	11,447078	2,985847	14,156448
Jun-55	0,251257	0,000000	0,031726	0,868243	Dez-82	1,066075	0,029255	0,741984	1,941938
Jul-55	0,064263	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-83	0,394717	0,000081	0,056288	0,394016
Ago-55	0,000000	0,000000	0,005117	0,137906	Fev-83	0,665028	1,886138	1,082274	9,639331
Set-55	0,000000	0,000000	0,048101	0,000000	Mar-83	0,243194	0,005016	0,040937	2,490747
Out-55	0,928666	9,403098	1,826816	22,129652	Abr-83	0,815966	4,584932	1,455824	9,301603
Nov-55	3,827080	45,081517	3,748300	20,795625	Mai-83	0,324249	0,011556	0,319821	5,037782
Dez-55	3,026193	45,540228	2,134100	18,846651	Jun-83	0,127393	0,000039	0,076757	0,970969
Jan-56	5,129123	85,264089	4,436554	30,985172	Jul-83	0,047242	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-56	2,798522	15,158095	1,386743	7,643919	Ago-83	0,017519	0,000000	0,000000	0,323656
Mar-56	5,290155	55,760342	3,584552	17,532325	Set-83	0,006708	0,000000	0,000000	0,000000
Abr-56	2,703931	17,080639	1,304869	13,810277	Out-83	0,927130	0,354533	3,118892	7,500385
Mai-56	1,003008	0,000000	0,176541	1,077916	Nov-83	6,122546	66,054251	4,950826	42,159760
Jun-56	0,384043	0,000000	0,000000	0,448897	Dez-83	4,279907	17,884946	2,724873	20,094839
Jul-56	0,030671	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-84	1,759069	1,134664	0,227712	2,941051
Ago-56	0,000000	0,000000	0,000000	0,050659	Fev-84	0,779772	0,005429	0,488686	2,983267
Set-56	1,100907	0,035999	1,407212	5,603477	Mar-84	1,386224	8,790615	1,563284	9,400107
Out-56	1,280363	0,188452	1,732149	9,905292	Abr-84	0,989263	1,300159	0,885264	4,235677
Nov-56	0,618161	0,000542	0,875030	3,513782	Mai-84	0,530083	0,003504	0,324938	4,446757

Modelos de apoio à decisão para a gestão de sistemas de abastecimento de água de múltiplas origens

Dez-56	0,585361	0,000000	0,724074	4,995566	Jun-84	0,205743	0,000012	0,012793	0,365872
Jan-57	0,283458	0,000000	0,560326	0,398238	Jul-84	0,076296	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-57	0,384052	1,460026	1,322779	7,172507	Ago-84	0,028293	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-57	1,109684	9,547839	1,819141	11,004317	Set-84	0,010833	0,000000	0,043496	0,281440
Abr-57	0,827391	1,539217	1,609338	7,839520	Out-84	0,075089	0,000000	0,307028	4,587477
Mai-57	0,376881	0,003419	0,831534	4,836552	Nov-84	2,254522	13,192051	2,566242	20,066695
Jun-57	0,146440	0,000000	0,243064	2,058736	Dez-84	2,541853	13,194624	2,202926	21,290960
Jul-57	0,054374	0,000000	0,176541	2,296553	Jan-85	6,024659	69,240596	3,722714	27,510791
Ago-57	0,020164	0,000000	0,000000	0,050659	Fev-85	5,947786	55,703100	3,049811	20,418495
Set-57	0,007721	0,000000	0,079316	0,087246	Mar-85	2,225879	1,014357	0,483569	1,829362
Out-57	0,301506	1,995405	1,647717	10,352782	Abr-85	1,314976	7,079810	0,974814	8,485426
Nov-57	0,904453	2,002330	2,069880	10,009425	Mai-85	0,506939	0,017021	0,324938	4,376397
Dez-57	1,723845	3,036254	1,611897	7,695986	Jun-85	0,195710	0,000057	0,023027	1,308697
Jan-58	3,549668	30,337020	3,346605	13,801833	Jul-85	0,072576	0,000000	0,048613	0,591025
Fev-58	1,733264	8,560867	0,834093	3,985195	Ago-85	0,026914	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-58	1,357761	9,112945	2,095466	11,004317	Set-85	0,010305	0,000000	0,000000	0,000000
Abr-58	0,569157	1,379860	1,015751	4,394691	Out-85	0,003821	0,000000	0,000000	0,534737
Mai-58	0,179407	0,000000	0,000000	0,274404	Nov-85	0,892338	7,599045	1,573518	6,543487
Jun-58	0,000000	0,000000	0,000000	1,183457	Dez-85	1,891652	12,667799	1,371392	13,818720
Jul-58	0,000000	0,000000	0,000000	0,130870	Jan-86	2,018294	9,694909	1,460941	8,091409
Ago-58	0,001179	0,000000	0,000000	0,802105	Fev-86	4,377865	53,588782	2,696729	15,507362
Set-58	0,000451	0,000000	0,000000	0,000000	Mar-86	1,797959	5,074096	0,918525	8,091409
Out-58	0,098273	0,000000	0,739426	1,618282	Abr-86	1,363657	4,256609	1,540257	14,156448
Nov-58	0,258913	0,014720	0,749660	7,739609	Mai-86	0,530073	0,010804	0,406812	2,378171
Dez-58	11,713315	105,67217	8,399773	58,328506	Jun-86	0,202950	0,000036	0,000000	0,707360
Jan-59	4,025882	26,935652	1,629807	21,108024	Jul-86	0,075261	0,000000	0,043496	0,000000
Fev-59	2,399758	14,039965	2,126169	10,272572	Ago-86	0,027909	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-59	3,356200	34,992554	3,825057	21,600545	Set-86	0,436516	0,407946	2,062205	11,961214
Abr-59	1,266644	2,717981	0,790597	3,236564	Out-86	0,200361	1,355598	0,056288	4,390469
Mai-59	1,901910	0,926399	2,080114	9,850411	Nov-86	0,979976	0,821338	1,727032	7,542601
Jun-59	0,703877	0,000000	0,000000	0,000000	Dez-86	0,639590	0,002234	0,368434	4,320109
Jul-59	0,162027	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-87	4,204214	32,643447	4,006715	21,164312
Ago-59	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-87	4,696812	37,417870	2,553449	18,814285
Set-59	0,009791	0,000000	0,173983	4,080885	Mar-87	1,683553	0,801012	0,396578	2,941051
Out-59	0,322685	0,000334	0,936435	7,176728	Abr-87	1,487735	6,242149	0,941552	11,707917
Nov-59	1,948661	13,042641	2,799072	16,112458	Mai-87	0,544301	0,015243	0,017910	0,000000
Dez-59	2,035332	10,871002	2,161989	10,694732	Jun-87	0,208409	0,000051	0,005117	0,351800
Jan-60	2,098710	22,328840	2,136403	16,886419	Jul-87	0,077508	0,000000	0,038378	3,968309
Fev-60	3,713372	33,365340	3,978571	23,922427	Ago-87	0,164006	0,000000	0,104901	3,489860
Mar-60	5,257662	33,454970	4,011832	26,736830	Set-87	0,138852	0,000000	0,033261	3,419500
Abr-60	2,058158	2,369599	0,749660	5,910247	Out-87	1,996742	12,990702	2,218277	17,702596
Mai-60	1,313864	2,113336	1,302310	8,091409	Nov-87	2,696474	28,340574	2,719756	21,065808
Jun-60	0,499325	0,006768	0,000000	0,140720	Dez-87	9,774760	97,800195	4,518428	37,895939
Jul-60	0,185167	0,000019	0,000000	0,000000	Jan-88	5,262315	37,499248	1,015751	16,182818
Ago-60	0,068666	0,000000	0,015351	0,450305	Fev-88	3,190459	9,241129	0,478452	4,320109
Set-60	0,031768	0,000000	0,168865	0,900609	Mar-88	1,443156	0,301359	0,268649	2,912907
Out-60	2,907720	28,625447	3,827615	26,033230	Abr-88	0,598681	0,001003	0,358199	2,096730
Nov-60	1,296450	1,323919	1,555608	8,400994	Mai-88	0,798588	0,458657	0,741984	9,512683
Dez-60	1,013261	1,555788	1,269049	7,739609	Jun-88	1,112106	0,280487	1,803789	2,659611
Jan-61	0,923325	0,136378	1,399536	3,264708	Jul-88	0,404363	0,000772	0,127928	1,280553
Fev-61	0,374669	0,000000	0,217478	0,872465	Ago-88	0,149951	0,000002	0,000000	0,000000
Mar-61	0,825149	1,877700	2,302710	5,572518	Set-88	0,057415	0,000000	0,000000	0,000000
Abr-61	0,538320	0,005009	1,739825	15,338497	Out-88	0,839933	3,401376	1,343247	12,510022
Mai-61	0,625981	3,332989	2,008475	7,176728	Nov-88	13,103242	81,053931	9,492281	48,168511
Jun-61	0,237424	0,008620	0,066523	0,872465	Dez-88	3,688333	0,082280	0,370992	1,463490
Jul-61	0,088045	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-89	4,166586	9,270156	1,737267	11,904926
Ago-61	0,011613	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-89	3,257811	10,058975	0,411929	8,006977
Set-61	0,189182	0,000000	0,081874	1,885650	Mar-89	1,383482	1,251902	0,294235	4,094957
Out-61	0,375954	0,000000	1,458383	2,758115	Abr-89	2,224049	12,759526	3,390100	14,086088
Nov-61	2,847088	27,451019	4,789636	23,021818	Mai-89	0,904544	1,129913	0,524506	1,688642
Dez-61	2,878277	19,418448	2,190133	19,503814	Jun-89	0,346181	0,003696	0,000000	0,000000
Jan-62	3,099066	2,067062	3,100982	5,769527	Jul-89	0,128376	0,000010	0,000000	0,000000
Fev-62	1,325117	1,142784	0,483569	6,754568	Ago-89	0,047606	0,000000	0,066523	0,633241
Mar-62	3,345993	31,041795	3,285199	18,940934	Set-89	0,053994	0,005943	0,532182	4,573405
Abr-62	1,193261	0,060085	0,557767	3,264708	Out-89	3,979609	40,850894	4,103941	20,151127
Mai-62	0,455721	0,000000	0,588470	2,617395	Nov-89	14,009556	77,602722	6,222433	32,182701
Jun-62	0,115582	0,000000	0,399136	3,518004	Dez-89	23,062410	169,41623	10,802267	61,987230
Jul-62	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-90	7,469683	13,779814	1,087391	6,824928
Ago-62	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-90	3,054518	0,052318	0,000000	0,591025
Set-62	0,084628	0,000000	0,163748	0,591025	Mar-90	2,794976	3,608023	2,133844	6,740496
Out-62	0,941906	14,917955	2,589269	19,531958	Abr-90	3,242935	15,354542	2,144079	17,941820
Nov-62	1,610635	10,033674	2,527864	9,343819	Mai-90	1,173634	0,032018	0,000000	0,731745
Dez-62	4,030363	30,284597	5,774684	43,398097	Jun-90	0,449367	0,000107	0,000000	0,000000
Jan-63	7,077730	79,537180	5,488125	39,598653	Jul-90	0,166641	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-63	6,232902	53,064752	3,520587	33,294390	Ago-90	0,061796	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-63	3,015958	8,696901	1,100184	14,381600	Set-90	0,035160	0,000000	0,010234	0,731745
Abr-63	2,339393	14,579794	1,724474	19,053510	Out-90	1,046607	8,679600	2,272007	12,003430
Mai-63	1,189056	1,514640	1,141121	8,133625	Nov-90	0,994647	2,738043	1,082274	6,810856
Jun-63	0,467058	0,000000	0,491245	5,234790	Dez-90	2,918189	5,839633	5,442071	13,340271
Jul-63	0,173199	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-91	1,043788	0,079952	0,110018	2,504819
Ago-63	0,039359	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-91	3,334043	27,156463	2,724873	18,856501
Set-63	0,000316	0,000000	0,143280	0,281440	Mar-91	3,809364	29,348668	2,282421	10,174068
Out-63	0,006008	0,000000	0,340289	3,236564	Abr-91	1,858743	13,532618	1,033661	10,174068
Nov-63	1,468195	22,926726	2,394818	18,687637	Mai-91	0,686409	0,029123	0,000000	0,000000
Dez-63	9,044057	77,484559	6,933715	43,735826	Jun-91	0,262821	0,000097	0,000000	2,434459
Jan-64	6,415005	29,696122	2,768369	11,524981	Jul-91	0,097463	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-64	5,587603	50,342975	2,944910	20,629575	Ago-91	0,036143	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-64	4,919967	26,242309	2,307827	13,593567	Set-91	0,022492	0,000000	0,289118	1,421274
Abr-64	2,056871	1,645195	0,616615	6,135399	Out-91	0,383714	1,004831	1,924042	10,483652
Mai-64	0,848024	0,004408	0,381226	1,885650	Nov-91	0,532669	0,003292	0,642200	1,238337
Jun-64	0,325880	0,000015	0,335172	2,251523	Dez-91	1,926775	0,940718	2,161989	15,831018

Anexo VIII. Série multivariada usada na geração dos cenários hidrológicos (capítulos 6 e 8)

Jul-64	0,062535	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-92	0,853584	0,969146	0,864795	12,425590
Ago-64	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Feb-92	0,396802	0,004646	0,468218	2,631467
Set-64	0,007792	0,000000	0,777804	4,503045	Mar-92	0,262007	0,000013	0,493803	3,250636
Out-64	0,002889	0,000000	0,122811	0,000000	Abr-92	0,549008	0,114139	0,869913	6,501271
Nov-64	0,857195	0,000000	2,558566	7,739609	Mai-92	0,209106	0,000315	0,110018	1,759002
Dez-64	0,624954	0,000000	1,327896	5,347366	Jun-92	0,101631	0,000001	0,337731	1,547922
Jan-65	1,046092	16,288908	1,862636	12,158222	Jul-92	0,037683	0,000000	0,000000	0,000000
Feb-65	1,151711	12,294592	1,491644	14,691185	Ago-92	0,013974	0,000000	0,012793	0,000000
Mar-65	1,200846	12,050082	2,525305	12,439662	Set-92	0,013143	0,000000	0,447749	3,095844
Abr-65	0,452598	0,032114	0,214920	0,000000	Out-92	0,225618	0,000000	0,762453	5,178502
Mai-65	0,167839	0,000089	0,061406	0,000000	Nov-92	0,085778	0,000000	0,038378	0,000000
Jun-65	0,064264	0,000000	0,363316	0,000000	Dez-92	5,148951	33,849070	6,391299	31,549460
Jul-65	0,023831	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-93	2,000451	1,030914	1,297193	3,208420
Ago-65	0,008838	0,000000	0,000000	0,000000	Feb-93	1,814895	0,763611	1,284400	7,359664
Set-65	0,705669	1,661295	1,611897	8,696506	Mar-93	2,120101	6,955994	1,775645	5,769527
Out-65	5,243234	28,032747	4,825456	26,877551	Abr-93	1,408495	4,237503	1,721915	6,726424
Nov-65	3,362988	25,548554	2,146637	14,240880	Mai-93	0,856930	2,487245	1,701447	11,032461
Dez-65	1,490103	5,126123	0,785480	4,925206	Jun-93	0,327273	0,007907	0,110018	0,872465
Jan-66	2,372454	34,182177	2,888621	18,378053	Jul-93	0,121364	0,000022	0,000000	0,000000
Feb-66	3,281173	50,493010	2,650675	18,575061	Ago-93	0,045006	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-66	1,148509	0,067424	0,094667	0,042216	Set-93	0,053879	0,000000	0,189334	1,435346
Abr-66	0,949881	6,869007	1,261373	9,006090	Out-93	3,349718	26,087996	3,968336	21,108024
Mai-66	0,349017	0,016577	0,000000	0,000000	Nov-93	5,173592	36,603981	4,285599	25,428133
Jun-66	0,140478	0,000055	0,455425	1,336842	Dez-93	1,745628	0,056999	0,000000	0,000000
Jul-66	0,052094	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-94	1,648211	9,659084	1,790996	8,992018
Ago-66	0,019334	0,000000	0,051171	4,165317	Feb-94	2,569754	19,514113	2,364115	10,948028
Set-66	0,007403	0,000000	0,130487	0,000000	Mar-94	0,907269	0,038153	0,035820	0,914681
Out-66	0,382292	10,312955	1,550491	10,159996	Abr-94	0,403768	0,950787	0,363316	3,560220
Nov-66	0,252707	0,028289	0,910850	5,825815	Mai-94	0,454899	1,674682	1,376509	7,176728
Dez-66	0,112698	0,000078	0,621732	1,336842	Jun-94	0,173017	0,005411	0,000000	0,000000
Jan-67	0,587567	0,660192	1,542816	7,401880	Jul-94	0,064161	0,000015	0,000000	0,000000
Feb-67	1,108407	5,615292	1,957303	10,694732	Ago-94	0,023793	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-67	0,580140	0,211875	0,654993	4,291965	Set-94	0,009110	0,000000	0,000000	2,603323
Abr-67	0,257389	0,000706	0,414488	3,658724	Out-94	0,307070	0,000000	0,918525	4,263821
Mai-67	0,167625	0,000002	0,616615	5,065926	Nov-94	0,693427	3,159662	0,982489	8,977946
Jun-67	0,064117	0,000000	0,158631	0,562881	Dez-94	0,456368	0,032873	0,278884	8,358778
Jul-67	0,023777	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-95	0,350447	0,252515	0,713840	5,558446
Ago-67	0,008817	0,000000	0,000000	0,000000	Feb-95	1,014454	9,253994	1,417446	7,936617
Set-67	0,003376	0,000000	0,058847	0,000000	Mar-95	0,400730	0,035769	0,307028	3,883876
Out-67	3,030139	15,130217	3,758534	18,335837	Abr-95	0,347739	0,000120	0,821300	2,532963
Nov-67	2,776519	35,132217	2,765810	16,534619	Mai-95	0,128478	0,000000	0,173983	4,010525
Dez-67	1,048245	0,055655	0,370992	1,618282	Jun-95	0,049193	0,000000	0,000000	1,702714
Jan-68	0,388691	0,000154	0,020469	0,000000	Jul-95	0,020866	0,000000	0,191892	1,336842
Feb-68	3,740122	36,708696	3,702246	29,973394	Ago-95	0,007738	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-68	1,868262	16,937905	2,338530	12,580382	Set-95	0,004235	0,000000	0,112577	1,379058
Abr-68	0,715941	0,053673	0,245622	2,462603	Out-95	0,034591	0,000000	0,552650	1,379058
Mai-68	0,279520	0,000149	0,260974	1,393130	Nov-95	4,162664	36,039600	3,679218	25,399989
Jun-68	0,107024	0,000000	0,053730	0,633241	Dez-95	8,235677	90,785812	4,792195	47,577486
Jul-68	0,039688	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-96	16,110781	134,38205	7,158869	54,923078
Ago-68	0,014718	0,000000	0,294235	0,914681	Feb-96	7,427120	21,259067	1,466059	9,329747
Set-68	0,005635	0,000000	0,063964	0,140720	Mar-96	9,787617	35,468326	5,506035	30,198546
Out-68	0,094171	0,000000	0,706164	2,392243	Abr-96	3,390407	1,076111	0,296794	1,097617
Nov-68	5,393299	43,359475	5,421602	17,829244	Mai-96	1,812790	7,075500	1,798672	15,451074
Dez-68	5,238504	25,739839	3,530822	17,378940	Jun-96	0,690299	0,020574	0,000000	0,000000
Jan-69	4,170109	40,369331	2,348764	22,304145	Jul-96	0,255986	0,000057	0,000000	0,000000
Feb-69	12,260879	95,173047	6,823697	31,450956	Ago-96	0,094929	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-69	7,720949	48,345478	2,714639	16,604979	Set-96	0,057335	0,906672	0,271208	8,654290
Abr-69	2,806876	0,656191	0,156073	0,703601	Out-96	0,085888	0,002461	0,542416	6,036895
Mai-69	1,558117	0,996833	0,836651	3,982381	Nov-96	0,341639	0,000008	0,987607	5,896175
Jun-69	0,749659	0,003266	0,473335	3,715012	Dez-96	11,281944	98,798339	7,982727	43,116657
Jul-69	0,277691	0,000009	0,000000	0,000000	Jan-97	7,873882	56,687789	4,533780	21,853841
Ago-69	0,102977	0,000000	0,000000	0,000000	Feb-97	2,964809	0,126022	0,000000	0,000000
Set-69	0,135573	0,000000	0,544975	4,010525	Mar-97	1,099453	0,000349	0,000000	0,000000
Out-69	3,182455	5,761288	3,825057	5,516230	Abr-97	1,288163	0,827711	1,054129	11,116893
Nov-69	3,260952	12,133488	3,497560	24,696388	Mai-97	0,970062	0,189594	2,128727	13,227695
Dez-69	1,729789	0,582909	1,148796	0,000000	Jun-97	1,200779	0,000857	0,644759	7,528529
Jan-70	11,513351	98,350632	7,816420	50,996986	Jul-97	0,331619	0,000002	0,153514	0,914681
Feb-70	3,695078	0,501097	0,258415	1,196121	Ago-97	0,008051	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-70	2,040609	3,614076	1,711681	7,176728	Set-97	0,061668	0,000000	0,741984	1,069473
Abr-70	1,149060	1,290317	0,683137	6,543487	Out-97	4,787886	51,245720	1,926600	12,932183
Mai-70	0,613879	0,003476	0,813624	5,206646	Nov-97	9,237764	120,239116	5,552089	32,787797
Jun-70	0,667272	0,591747	1,248580	10,413292	Dez-97	7,008518	59,606636	3,423362	27,665583
Jul-70	0,245115	0,001617	0,000000	0,000000	Jan-98	4,952209	25,737830	1,437914	13,720216
Ago-70	0,090897	0,000004	0,000000	0,000000	Feb-98	4,219056	20,516316	2,753017	14,958553
Set-70	0,034804	0,000000	0,000000	0,000000	Mar-98	1,595999	0,056029	0,222595	2,251523
Out-70	0,103509	0,000000	1,358599	0,211080	Abr-98	0,931750	0,548960	0,621732	3,236564
Nov-70	0,163265	0,000000	0,534740	1,688642	Mai-98	0,636897	0,334317	0,900615	7,880329
Dez-70	0,680011	0,000000	1,606780	2,547035	Jun-98	0,242796	0,001111	0,015351	0,000000
Jan-71	3,433624	24,586759	4,490284	7,064152	Jul-98	0,090037	0,000003	0,000000	0,000000
Feb-71	1,892175	0,240806	1,189733	0,000000	Ago-98	0,033389	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-71	1,432357	0,094618	1,343247	0,140720	Set-98	0,431852	4,115854	1,537698	7,458168
Abr-71	2,299157	14,865562	2,837450	0,408088	Out-98	0,197195	0,010469	0,312145	0,000000
Mai-71	3,001493	8,209817	2,617413	1,407202	Nov-98	0,110319	0,000035	0,388902	2,251523
Jun-71	1,122020	0,023408	0,429839	1,829362	Dez-98	0,196117	0,000000	0,882705	3,827588
Jul-71	0,416074	0,000065	0,000000	0,140720	Jan-99	0,895244	1,262493	1,553050	9,174954
Ago-71	0,154294	0,000000	0,000000	0,281440	Feb-99	0,361292	0,006015	0,120253	0,914681
Set-71	0,059078	0,000000	0,033261	0,000000	Mar-99	1,915797	9,677450	2,602062	17,370740
Out-71	0,021908	0,000000	0,089550	0,281440	Abr-99	0,724787	0,026844	0,276325	0,985041
Nov-71	0,008389	0,000000	0,086991	0,703601	Mai-99	0,303265	0,000074	0,227712	2,040442
Dez-71	0,548813	0,115896	1,010634	6,135399	Jun-99	0,106144	0,000000	0,000000	0,000000
Jan-72	4,933070	44,360411	4,646357	30,071898	Jul-99	0,000000	0,000000	0,000000	0,295512

Modelos de apoio à decisão para a gestão de sistemas de abastecimento de água de múltiplas origens

Fev-72	5,014677	71,420816	2,801630	23,640987	Ago-99	0,000016	0,000000	0,000000	0,253296
Mar-72	3,242518	33,420480	1,898456	16,196890	Set-99	0,359070	0,780988	0,304469	3,546148
Abr-72	1,220869	0,065499	0,066523	0,520665	Out-99	3,771666	17,615931	3,193091	19,208302
Mai-72	0,510208	0,000181	0,434956	1,730858	Nov-99	1,532750	1,237814	0,652434	11,454621
Jun-72	0,195313	0,000001	0,000000	0,000000	Dez-99	1,492061	11,430282	1,284400	3,799444
Jul-72	0,072429	0,000000	0,040937	0,267368	Jan-00	0,801063	3,077041	0,875030	8,710578
Ago-72	0,026859	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-00	0,328610	0,014143	0,319821	1,379058
Set-72	0,437471	0,000000	1,755177	7,936617	Mar-00	0,282105	0,000039	0,680579	6,923432
Out-72	5,045012	37,620671	4,239545	37,361202	Abr-00	3,664132	35,815347	3,952985	19,334950
Nov-72	1,921707	0,582583	0,690813	6,205759	Mai-00	1,621415	6,585825	2,538098	12,974399
Dez-72	2,530075	10,614927	2,121052	12,439662	Jun-00	0,618835	0,019367	0,000000	0,000000
Jan-73	4,071484	32,090333	2,944910	16,028026	Jul-00	0,229485	0,000054	0,000000	0,000000
Fev-73	2,002182	2,996397	0,931318	2,547035	Ago-00	0,085101	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-73	0,748647	0,000000	0,010234	0,000000	Set-00	0,037648	0,000000	0,496362	1,266481
Abr-73	0,297053	0,000000	0,143280	1,730858	Out-00	0,105300	0,000000	0,496362	1,885650
Mai-73	0,388290	1,036182	1,271608	9,653403	Nov-00	1,237326	2,025411	1,591428	9,329747
Jun-73	0,116133	0,002813	0,061406	3,138060	Dez-00	7,840072	81,288348	4,687294	30,142258
Jul-73	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-01	5,644034	44,781083	2,159430	13,016615
Ago-73	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-01	3,642627	17,327075	1,624690	8,358778
Set-73	0,000000	0,000000	0,005117	0,000000	Mar-01	4,104349	29,083009	2,545774	21,684977
Out-73	0,075748	0,000000	0,859678	3,135156	Abr-01	1,484535	0,060161	0,000000	0,000000
Nov-73	0,698986	1,064637	1,926600	5,896175	Mai-01	0,694455	0,000166	0,614056	2,307811
Dez-73	1,095316	3,164167	1,780762	10,328860	Jun-01	0,168347	0,000001	0,000000	0,126648
Jan-74	0,699620	2,849899	1,115535	5,642876	Jul-01	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-74	0,913064	4,117686	1,220436	5,572518	Ago-01	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
Mar-74	1,392466	16,425512	2,131286	18,983150	Set-01	0,323315	0,001444	1,192292	12,045646
Abr-74	1,381225	4,898496	1,724474	8,555786	Out-01	1,255502	0,906017	2,105700	11,555940
Mai-74	0,510153	0,010782	0,289118	1,364986	Nov-01	2,241417	0,002974	2,947468	7,359664
Jun-74	0,211476	0,000000	0,394019	3,672796	Dez-01	5,708568	10,406007	5,232268	28,523976
Jul-74	0,078419	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-02	2,811604	4,610770	1,153913	8,795010
Ago-74	0,029081	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-02	1,289290	0,020560	0,337731	1,561994
Set-74	0,011135	0,000000	0,000000	0,000000	Mar-02	3,170733	17,655575	3,121451	1,885650
Out-74	0,004129	0,000000	0,092108	0,000000	Abr-02	1,958592	1,963306	1,460941	0,000000
Nov-74	0,251535	0,000000	0,839210	5,192574	Mai-02	0,765326	0,000000	0,230271	2,265595
Dez-74	0,307561	0,000000	0,772687	6,501271	Jun-02	0,296159	0,000000	0,058847	0,168864
Jan-75	0,718322	0,187635	1,471176	8,358778	Jul-02	0,016932	0,000000	0,017910	0,014072
Fev-75	2,200031	16,647379	2,886063	19,546030	Ago-02	0,000000	0,000000	0,012793	0,014072
Mar-75	2,499227	7,726569	2,031502	13,931296	Set-02	1,077500	3,755461	2,584152	16,028026
Abr-75	1,184314	0,048044	0,949228	3,729084	Out-02	0,858065	1,162637	1,279283	7,908473
Mai-75	0,615904	0,000133	0,757336	5,277006	Nov-02	3,130476	7,010658	2,921883	15,042985
Jun-75	0,235430	0,000000	0,092108	0,000000	Dez-02	3,370298	13,081588	2,259214	14,212736
Jul-75	0,087306	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-03	2,889886	8,663723	1,481410	8,865370
Ago-75	0,032376	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-03	2,636861	18,651640	1,468617	11,595341
Set-75	0,023393	0,000000	0,130487	0,225152	Mar-03	1,621096	3,380928	1,171823	9,512683
Out-75	0,028226	0,000000	0,404253	1,618282	Abr-03	1,487939	6,999091	1,775645	12,116006
Nov-75	0,024748	0,000000	0,150955	0,914681	Mai-03	0,546923	0,016857	0,110018	1,125761
Dez-75	3,549156	14,319287	4,477491	36,742034	Jun-03	0,209413	0,000056	0,025586	0,000000
Jan-76	1,471912	0,918746	0,752219	4,685981	Jul-03	0,077657	0,000000	0,000000	0,042216
Fev-76	2,854722	3,800641	2,087790	10,694732	Ago-03	0,028798	0,000000	0,025586	0,126648
Mar-76	1,448162	0,464320	1,192292	4,432685	Set-03	0,014717	0,000000	0,076757	1,055401
Abr-76	4,686237	10,357574	4,170463	18,152901	Out-03	4,819492	23,584398	4,050211	18,659493
Mai-76	1,585789	0,023474	0,332614	3,236564	Nov-03	5,057971	10,563511	3,328695	11,327973
Jun-76	0,607176	0,000079	0,061406	0,703601	Dez-03	3,915817	8,114496	2,062205	9,681547
Jul-76	0,225162	0,000000	0,025586	4,925206	Jan-04	1,689370	0,540454	0,332614	2,138946
Ago-76	0,361569	0,000000	0,470776	4,221605	Fev-04	1,344510	4,736907	1,389302	7,317448
Set-76	0,831409	1,356380	1,491644	9,611187	Mar-04	0,707888	0,400644	0,793156	5,305150
Out-76	0,901076	1,995684	0,946670	6,121327	Abr-04	0,465003	0,001330	0,281442	1,252409
Nov-76	0,947412	3,560905	0,816183	8,077337	Mai-04	0,268272	0,000004	0,381226	3,869804
Dez-76	6,032676	51,460853	4,272806	24,808964	Jun-04	0,102603	0,000000	0,000000	0,070360
Jan-77	8,169585	48,850186	3,748300	20,376279	Jul-04	0,038049	0,000000	0,000000	0,000000
Fev-77	6,317447	44,865324	2,847684	18,068469	Ago-04	0,015497	0,000000	0,273767	1,125761
Mar-77	2,259848	0,297273	0,225154	0,422160	Set-04	0,006612	0,000000	0,056288	1,280553
Abr-77	0,869298	0,000991	0,209802	0,886537	Out-04	1,000773	6,336961	1,581194	11,750133
Mai-77	0,322365	0,000003	0,035820	0,000000	Nov-04	1,512651	0,018680	1,228112	2,209307
Jun-77	0,150454	0,000000	0,544975	3,447644	Dez-04	1,729952	0,000052	1,118094	11,933070
Jul-77	0,055784	0,000000	0,000000	0,000000	Jan-05	0,683568	0,000000	0,074198	0,281440
Ago-77	0,020687	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-05	0,373832	0,000000	0,273767	1,688642
Set-77	0,007921	0,000000	0,028144	0,000000	Mar-05	0,366288	0,000000	0,864795	3,616508
Out-77	3,722925	30,337909	3,886462	34,926744	Abr-05	0,291040	0,000000	0,084433	0,914681
Nov-77	2,413150	14,225774	1,977772	9,850411	Mai-05	0,150008	0,000000	0,245622	1,857506
Dez-77	7,523635	95,036930	5,199007	44,931947	Jun-05	0,057414	0,000000	0,002559	0,042216
Jan-78	2,814853	17,459512	0,800831	4,221605	Jul-05	0,021291	0,000000	0,010234	0,591025
Fev-78	5,078765	45,989994	3,131685	21,108024	Ago-05	0,007896	0,000000	0,015351	0,070360
Mar-78	2,404790	11,307160	1,056688	4,432685	Set-05	0,007317	0,000000	0,089550	0,014072
Abr-78	1,657348	8,237594	1,440473	10,877668	Out-05	1,906629	19,096378	3,013991	17,815172
Mai-78	1,062613	3,999308	1,294635	8,865370	Nov-05	3,198432	23,186573	3,502677	21,839769
Jun-78	0,404307	0,012340	0,076757	0,562881	Dez-05	2,381813	8,245971	1,074598	8,429138
Jul-78	0,149931	0,000034	0,000000	0,000000	Jan-06	2,257700	10,555444	1,274166	12,411518
Ago-78	0,055600	0,000000	0,000000	0,000000	Fev-06	2,439394	12,849778	1,514671	7,908473
Set-78	0,021333	0,000000	0,000000	0,000000	Mar-06	1,504836	22,513091	1,455824	11,440549
Out-78	0,143130	0,000000	0,516830	9,498611	Abr-06	1,033907	3,643657	0,744543	3,378691
Nov-78	1,798094	19,730558	3,162388	23,992787	Mai-06	0,388278	0,009374	0,020469	0,287069
Dez-78	3,721542	52,638672	2,430638	28,495832	Jun-06	0,487484	0,000031	0,544975	3,754414
Jan-79	8,045510	78,514301	4,567041	23,781707	Jul-06	0,179339	0,000000	0,071640	0,056288
Fev-79	9,119100	74,503302	4,037418	31,380596	Ago-06	0,084333	0,000000	0,823858	3,954236
Mar-79	4,774360	12,547957	1,545374	8,724650	Set-06	0,079446	0,000000	0,619173	2,040442

ANEXO IX. ELEMENTOS USADOS NA DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DE INVESTIMENTO E DOS CUSTOS DE EXPLORAÇÃO (FIXOS E VARIÁVEIS) DAS HIPÓTESES E POSSIBILIDADES DE EXPANSÃO DO SMAABA (CAPÍTULO 8)

No Quadro IX.I, apresentam-se os elementos usados na determinação dos custos de investimentos e dos custos de exploração (fixos e variáveis) de cada uma das possibilidades relativas a cada hipótese admitida de expansão do SMAABA (ver secção 8.2.1). Os custos apresentados relacionam-se com os encargos a suportar com a captação e o tratamento das águas.

As funções de custos das possibilidades de expansão sugeridas originalmente pela Hidroprojecto e Ambio (2005) – H1.Y1, H2.Y1, H3.Y1, H3.Y2 e H3.Y3 – foram construídas a partir dos valores sugeridos no estudo técnico-económico. O estudo realizado pela Hidroprojecto e Ambio (2005) serviu também de referência para a construção das funções de custos das restantes opções de expansão, de modo a assegurar a maior consistência entre todas as funções de custos.

As funções de custos das possibilidades de expansão envolvendo a instalação de sistemas de nanofiltração para o amaciamento das captações próprias do SMAABA (captações de Vale da Vila e captações de Almádena) – H4.Y1, H4.Y2, H5.Y1 e H5.Y2 – baseiam-se no estudo efetuado pela Hidroprojecto e Ambio (2005) e num documento de referência produzido pela USEPA (2006a), preparado no âmbito da elaboração da *Ground Water Rule* (USEPA, 2006b). Esta norma norte-americana é aplicável a sistemas de abastecimento público de água que usem origens subterrâneas ou em que haja mistura de águas superficiais com águas subterrâneas. O objetivo da norma

norte-americana é aumentar a proteção dos sistemas de abastecimento público. No documento de suporte à elaboração da *Ground Water Rule*, descrevem-se as tecnologias mais adequadas para o tratamento de águas subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano e avaliam-se os respetivos custos. Os valores usados no documento de referência da USEPA (2006a) são apresentados em dólares americanos para o ano de 2003, tendo sido convertidos para euros usando a taxa de câmbio de referência entre a moeda europeia e a moeda norte-americana para o ano de 2003 publicada pelo Banco Central Europeu (1 euro = 1,1312 dólares americanos) e depois atualizados para valores de 2005.

Na integração no SMAABA de captações municipais de água subterrânea, os custos de investimento referem-se à aquisição das infraestruturas aos municípios e sua reabilitação e/ou à construção de novas infraestruturas. Os custos de exploração fixos e variáveis diferem significativamente consoante a solução se refira a uma utilização das captações sem a construção de um sistema de nanofiltração (possibilidades de expansão H6.Y1, H7.Y1, H8.Y1, H9.Y1 e H10.Y1) ou com a construção de sistemas de nanofiltração para o amaciamento da água subterrânea (possibilidades de expansão H6.Y2, H6.Y3, H7.Y2, H7.Y3, H8.Y2, H8.Y3, H9.Y2, H9.Y3, H10.Y2 e H10.Y3). Os dados de entrada usados resultaram de valores obtidos em referências bibliográficas distintas (Hidroprojecto, 2005; Hidroprojecto e Ambio, 2005; USEPA, 2006a; Nunes *et al.*, 2009), implicando nalguns casos a conversão para euros, tendo sido todos atualizados para valores de 2005.

Quadro IX.I. Elementos de base usados para determinação dos custos de captação e de tratamento referentes às hipóteses e possibilidades de expansão da capacidade do SMAABA.

Hipótese de expansão	Possibilidade de expansão	Custos de captação e de tratamento			
		C. de investimento ($\times 10^6$ €)	C. de exploração fixos ($\times 10^3$ €/ano)	C. de. exploração variáveis	
				$ucost_{pq}$ (€/m ³)	Arco (p,q) (Figura 8.1)
H1 – Transferência de caudais da albufeira de Santa Clara	H1.Y0	--	--	--	(O1,NN1)
	H1.Y1	28,3102	443,303	$1,21625 \times 10^{-1}$	
H2 – Transferência de caudais do Sotavento por nova interligação	H2.Y0	--	--	--	(O2,NN3)
	H2.Y1	35,4522	348,062	$1,13296 \times 10^{-1}$	
H3 – Unidade de dessalinização por osmose inversa	H3.Y0	--	--	--	(O3,NN1)
	H3.Y1	23,0336	1152,812	$2,66442 \times 10^{-1}$	
	H3.Y2	41,5958	2004,693	$2,63313 \times 10^{-1}$	
	H3.Y3	56,3742	2847,718	$2,61171 \times 10^{-1}$	
H4 – Captações de água subterrânea de Vale da Vila (grupo P1)	H4.Y0	--	--	$8,99413 \times 10^{-2}$	(A1,NN13)
	H4.Y1	6,6657	135,135	$1,36712 \times 10^{-1}$	
	H4.Y2	16,1394	202,138	$1,33042 \times 10^{-1}$	
H5 – Captações de água subterrânea de Almádena (grupo P2)	H5.Y0	--	--	$2,26276 \times 10^{-2}$	(A2,NN17)
	H5.Y1	1,0943	34,178	$1,40163 \times 10^{-1}$	
	H5.Y2	1,9562	39,733	$1,36684 \times 10^{-1}$	
H6 – Captações de água subterrânea de Paderne (grupo E1)	H6.Y0	--	--	--	(A1,NN11)
	H6.Y1	1,4126	99,992	$3,66205 \times 10^{-2}$	
	H6.Y2	3,3682	112,638	$1,50416 \times 10^{-1}$	
	H6.Y3	5,3518	148,342	$1,46735 \times 10^{-1}$	
H7 – Captações de água subterrânea de Torrinha (grupo E2)	H7.Y0	--	--	--	(A1,NN16)
	H7.Y1	0,1827	16,424	$2,26276 \times 10^{-2}$	
	H7.Y2	1,0263	43,952	$1,41268 \times 10^{-1}$	
	H7.Y3	1,8866	54,336	$1,37227 \times 10^{-1}$	
H8 – Captações de água subterrânea do Marco e Poço Frito (grupo E3)	H8.Y0	--	--	--	(A1,NN14)
	H8.Y1	0,7275	56,944	$2,90041 \times 10^{-2}$	
	H8.Y2	2,4827	78,991	$1,43397 \times 10^{-1}$	
	H8.Y3	4,2648	104,548	$1,39671 \times 10^{-1}$	
H9 – Captações de água subterrânea de Ferrarias (grupo E4)	H9.Y0	--	--	--	(A1,NN12)
	H9.Y1	0,1201	9,717	$2,26276 \times 10^{-2}$	
	H9.Y2	0,6183	36,344	$1,44548 \times 10^{-1}$	
	H9.Y3	1,1273	43,071	$1,40262 \times 10^{-1}$	
H10 – Captações de água subterrânea de Medeiros (grupo E5)	H10.Y0	--	--	--	(A1,NN15)
	H10.Y1	0,1699	12,898	$2,26276 \times 10^{-2}$	
	H10.Y2	0,8458	40,033	$1,44548 \times 10^{-1}$	
	H10.Y3	1,5356	48,697	$1,38482 \times 10^{-1}$	

Nota: Os custos de exploração variáveis das possibilidades de expansão H4.Y0 e H5.Y0 são iguais aos valores referenciados no Quadro VII.1 (Anexo VII) para os mesmos dois grupos de captações de água subterrânea.

