



LABORATÓRIO NACIONAL
DE ENGENHARIA CIVIL

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

Maria Adriana Cardoso

Investigadora Auxiliar, LNEC

LISBOA • 2008

Tese elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil em 2007
para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Técnica de Lisboa

**TESES E PROGRAMAS
DE INVESTIGAÇÃO**

CARDOSO, Maria Adriana

Licenciada em Engenharia Civil, Doutora em Engenharia Civil
Departamento de Hidráulica e Ambiente

Teses e Programas de Investigação LNEC é uma colecção editorial do Laboratório Nacional de Engenharia Civil destinada a divulgar os trabalhos de investigação realizados no LNEC e de que resultaram Teses apresentadas em concurso para Investigador Auxiliar do LNEC, Teses de Doutoramento apresentadas em Universidades portuguesas e estrangeiras, e Programas de Investigação apresentados em concurso para Investigador-Coordenador do LNEC.

Editado na mesma colecção:

- TPI 45 RIBEIRO, Álvaro Silva — *Avaliação de incertezas de medição em sistemas complexos lineares e não-lineares.* (2007)
- TPI 46 COELHO, A. Baptista — *Habitação humanizada.* (2007)
- TPI 47 VIEIRA, Ana Maria P. — *Estudo do comportamento diferido no tempo de túneis em argilas sobreconsolidadas.* (2007)
- TPI 48 SANTOS, Teresa O. — *Retracção do betão em pontes. Observação e análise.* (2007)
- TPI 49 SOUSA, Maria Luísa — *Risco sísmico em Portugal Continental.* (2008)

Copyright © LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL, I.P.
Divisão de Divulgação Científica e Técnica
AV DO BRASIL 101 • 1700-066 LISBOA
e-e: livraria@lnec.pt
www.lnec.pt

Editor: LNEC

Colecção: Teses e Programas de Investigação LNEC

Série: TPI 50

1.ª edição: 2008

Tiragem: 100 exemplares

Descritores: Sistemas de drenagem urbana / Indicadores de gestão / Gestão técnica / Sistemas de suporte à decisão /
/ Reabilitação / Avaliação / Tese / PT

Descriptors: Urban drainage systems / Performance indicators / Technical management / Decision support systems /
/ Rehabilitation / Assessment / Thesis / PT

CDU 628.2(043)(469)

ISBN 978-972-49-2132-7

RESUMO

A avaliação do desempenho de infra-estruturas de drenagem urbana constitui um domínio do conhecimento que tem ganho uma importância crescente. Tradicionalmente, o desempenho tem sido expresso de variadas formas, geralmente relacionadas com práticas de projecto locais, sem consenso sobre a forma como deve ser medido ou comparado.

Nesta dissertação apresenta-se uma metodologia normalizada, sistemática, objectiva e flexível de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, baseada no conceito das funções de utilidade empregues na teoria da decisão. Foi desenvolvida como uma ferramenta de análise técnica, destinada a focar a gestão técnica dos sistemas de drenagem urbana numa perspectiva orientada pelo desempenho.

Foram definidos 26 indicadores de desempenho técnico, nos domínios hidráulico e ambiental. Para cada um, foram desenvolvidas funções de desempenho e de generalização, que permitem produzir gráficos e tabelas de desempenho, fáceis de interpretar e comparar, condensando a informação fornecida pela modelação ou monitorização, e traduzindo-a no desempenho agregado de todo o sistema.

Esta metodologia foi testada e validada para um conjunto representativo de casos de estudo, sendo considerada como um pós-processador da modelação e monitorização dos sistemas, com grande potencial na sua avaliação, fornecendo uma base para apoio à decisão no projecto, diagnóstico, operação e reabilitação.

Palavras-chave: sistemas de drenagem urbana, avaliação do desempenho, indicadores de desempenho, gestão técnica, apoio à decisão, reabilitação.

ABSTRACT

Performance assessment of urban drainage infrastructures is an increasingly important field of knowledge. Performance has traditionally been expressed in a variety of ways relating mostly to local design practice, without a consensus on how it should be measured or compared.

This thesis proposes a methodology for a standardised, systematic, objective and flexible technical performance assessment of urban drainage systems, based on the decisional concept of utility functions. It was designed as a technical analysis tool with the purpose of shifting the focus of technical management of urban drainage systems to a performance-oriented view.

Twenty-six technical performance indicators have been defined covering the hydraulic and environmental domains. For each one, performance and generalising functions have been developed in order to produce performance graphs or tables. These are easy to interpret and compare, and condense a large quantity of information provided by modelling or monitoring, translating it into overall system performance for different scenarios.

The methodology was tested and validated for a representative set of case studies and can be considered as a post-processor to sewer system modelling and monitoring, showing significant potential in their performance assessment, and providing a decision support basis for sewer system design, diagnosis, operation and rehabilitation.

Key-words: urban drainage systems, performance assessment, performance indicators, technical management, decision support, rehabilitation.

ÍNDICE DO TEXTO

1. Introdução	1
1.1. Enquadramento e justificação do tema	1
1.2. Situação actual e necessidades de investigação e desenvolvimento	4
1.3. Objectivos e metodologia	6
1.4. Estrutura da dissertação	8
2. Contexto geral da drenagem urbana.....	11
2.1. Considerações gerais	11
2.2. Sistemas de drenagem urbana.....	13
2.2.1. Tipos de sistemas.....	13
2.2.2. Componentes, elementos acessórios e instalações complementares	16
2.3. Drenagem urbana em Portugal	20
2.3.1. Caracterização geral da situação portuguesa	20
2.3.2. Classificação e caracterização dos sistemas	23
2.3.3. Caracterização geral das entidades gestoras de sistemas de drenagem urbana	25
2.3.4. Legislação e normalização técnica relevantes relativas aos sistemas de drenagem urbana	28
2.4. Gestão técnica dos sistemas de drenagem urbana	28
2.4.1. Principais objectivos e recursos.....	28
2.4.2. Enquadramento na gestão patrimonial das infra-estruturas.....	29
2.4.3. Gestão da informação	32
2.4.4. Monitorização.....	36
2.4.5. Análise e diagnóstico.....	37
2.4.6. Operação e manutenção.....	41
2.4.7. Reabilitação	43
2.4.7.1. Conceito	43
2.4.7.2. Reabilitação como abordagem integrada	45
2.4.7.3. Novos desenvolvimentos para o apoio à reabilitação	50
3. Estado da Arte.....	53
3.1. Introdução.....	53
3.2. Tomada de decisão	53
3.2.1. Considerações gerais	53
3.2.2. O processo da tomada de decisão	54
3.2.3. Análise multicritério.....	56
3.2.4. Risco e incerteza.....	62
3.2.5. Aplicações	63

3.3.	Avaliação do desempenho	66
3.3.1.	Considerações gerais.....	66
3.3.2.	Medição do desempenho	70
3.3.3.	Sistemas de indicadores.....	76
3.3.3.1.	Descrição geral.....	76
3.3.3.2.	Exemplos de sistemas de indicadores.....	79
3.3.3.3.	Normalização internacional da avaliação do desempenho para serviços de abastecimento de água e de águas residuais	111
3.3.4.	“Benchmarking”	113
3.3.4.1.	Considerações gerais	113
3.3.4.2.	Exemplos de aplicação	115
3.3.5.	Sistemas de avaliação do desempenho técnico.....	118
3.3.5.1.	Considerações gerais	118
3.3.5.2.	Avaliação da condição de estruturas em engenharia civil.....	118
3.3.5.3.	Avaliação do desempenho em sistemas de distribuição de água.....	121
3.3.5.4.	Avaliação do funcionamento hidráulico de um sistema de drenagem de águas residuais	124
3.3.5.5.	Avaliação do desempenho de sistemas de drenagem urbana na Holanda	125
3.3.5.6.	Avaliação do desempenho por observação e estimacão para a reabilitação de sistemas de drenagem urbana.....	130
3.3.5.7.	Avaliação do desempenho de sistema de drenagem de águas residuais com vista à optimização de acções de reabilitação	131
3.3.6.	A avaliação do desempenho e a gestão da qualidade	134
3.3.7.	A avaliação do desempenho e a qualidade dos dados.....	136
3.3.7.1.	Considerações gerais	136
3.3.7.2.	Graus de confiança	138
3.3.7.3.	Incerteza dos dados.....	141
3.4.	Desempenho dos sistemas de drenagem urbana	143
3.4.1.	Considerações gerais.....	143
3.4.2.	Nota histórica sobre a drenagem urbana.....	144
3.4.3.	Funcionamento dos sistemas de drenagem urbana	149
3.4.3.1.	Sistemas separativos pluviais	149
3.4.3.2.	Sistemas separativos domésticos.....	152
3.4.3.3.	Sistemas unitários.....	154
3.4.3.4.	Aspectos normativos relativos ao desempenho dos sistemas de drenagem urbana	156
3.4.4.	Deficiências dos sistemas de drenagem urbana.....	157
3.4.4.1.	Principais deficiências do funcionamento dos sistemas	157
3.4.4.2.	Falta de capacidade hidráulica.....	161
3.4.4.3.	Acumulação de sedimentos	162
3.4.4.4.	Afluências indevidas	165
3.4.4.5.	Descargas para o meio receptor.....	171

3.4.4.6.	Septicidade	177
3.4.4.7.	Exfiltração	180
3.4.4.8.	Outros aspectos do funcionamento deficiente dos sistemas de drenagem urbana	182
3.5.	Síntese e conclusões	186
4.	Proposta de sistema para avaliação do desempenho técnico em sistemas de drenagem urbana.....	189
4.1.	Introdução.....	189
4.2.	Metodologia do sistema de avaliação do desempenho	191
4.2.1.	Considerações gerais	191
4.2.2.	Descrição da metodologia	193
4.2.3.	Representação e interpretação dos resultados.....	197
4.3.	Seleccção dos domínios de avaliação.....	199
4.4.	Avaliação do desempenho hidráulico.....	200
4.4.1.	Nota inicial	200
4.4.2.	Propriedades do sistema, medidas e funções de desempenho e de generalização no domínio hidráulico.....	201
4.4.2.1.	Capacidade hidráulica	201
4.4.2.2.	Capacidade de transporte de sedimentos ou condição de auto-limpeza	205
4.4.2.3.	Infiltração	208
4.4.2.4.	Ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica	216
4.4.3.	Apresentação dos resultados e interpretação da avaliação	219
4.4.3.1.	Apresentação dos resultados	219
4.4.3.2.	Interpretação da avaliação.....	222
4.5.	Avaliação do desempenho ambiental	223
4.5.1.	Nota inicial	223
4.5.2.	Propriedades do sistema, medidas e funções de desempenho e de generalização no desempenho ambiental	223
4.5.2.1.	Descargas para o meio receptor	223
4.5.2.2.	Septicidade	234
4.5.2.3.	Exfiltração	236
4.5.3.	Apresentação dos resultados e interpretação da avaliação	243
4.5.3.1.	Apresentação dos resultados	243
4.5.3.2.	Interpretação da avaliação.....	243
4.6.	Aplicação computacional da metodologia proposta	246
4.6.1.	Nota inicial	246
4.6.2.	Fundamentos do programa <i>Perf</i>	246
4.6.3.	Estrutura e lógica de utilização do programa <i>Perf</i>	248
4.7.	Síntese e conclusões	250

5. Descrição dos casos de estudo	257
5.1. Introdução	257
5.2. Sistema separativo doméstico da SANEST	259
5.2.1. Descrição geral do sistema	259
5.2.2. Descrição dos dados de medição utilizados.....	261
5.2.3. Bacia da Laje	264
5.2.3.1. Descrição geral da bacia da Laje	264
5.2.3.2. Modelação matemática do emissário da Laje.....	264
5.2.4. Bacia do Jamor	266
5.2.4.1. Descrição geral da bacia do Jamor	266
5.2.4.2. Modelação matemática do emissário do Jamor	266
5.2.5. Bacia de Barcarena	268
5.2.5.1. Descrição geral da bacia de Barcarena.....	268
5.2.5.2. Modelação matemática do emissário de Barcarena.....	268
5.2.6. Bacia de Caparide	269
5.2.6.1. Descrição geral da bacia de Caparide.....	269
5.2.6.2. Modelação matemática do emissário de Caparide	269
5.2.7. Interceptor.....	271
5.2.7.1. Descrição geral do interceptor.....	271
5.2.7.2. Resultados do modelo matemático	271
5.3. Sistema separativo doméstico da Quinta do Borel – Amadora.....	271
5.3.1. Descrição geral do sistema	271
5.3.2. Campanha experimental na bacia piloto da Quinta do Borel e dados de medição utilizados	273
5.3.3. Modelação matemática da bacia da Quinta do Borel.....	275
5.4. Sistema unitário de Lisboa.....	276
5.4.1. Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara	276
5.4.1.1. Descrição geral da bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara	276
5.4.1.2. Modelação matemática do sistema da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara	277
5.4.2. Bacia do Terreiro do Paço	278
5.4.2.1. Descrição geral da bacia do Terreiro do Paço	278
5.4.2.2. Modelação matemática do sistema do Terreiro do Paço	279
5.5. Sistema de drenagem de Innsbruck – Áustria.....	279
5.6. Sistemas de drenagem de Yzeron e Ecully – França	280
5.6.1. Bacia de Yzeron.....	280
5.6.1.1. Descrição geral da bacia de Yzeron	280
5.6.1.2. Descrição dos dados de medição utilizados	281
5.6.2. Bacia de Ecully	283
5.6.2.1. Descrição geral da bacia de Ecully.....	283
5.6.2.2. Descrição dos dados de medição utilizados	284

5.7.	Sistema de drenagem de Torraccia – Itália.....	285
5.7.1.	Descrição geral da bacia de Torraccia.....	285
5.7.2.	Descrição dos dados de medição utilizados	286
5.8.	Síntese.....	286
6.	Aplicação do sistema de avaliação do desempenho aos casos de estudo.....	289
6.1.	Introdução.....	289
6.2.	Avaliação do desempenho dos sistemas separativos	290
6.2.1.	Sistema de Saneamento da Costa do Estoril – SANEST.....	290
6.2.1.1.	Nota inicial.....	290
6.2.1.2.	Bacia da Laje.....	291
6.2.1.3.	Bacia do Jamor.....	296
6.2.1.4.	Bacia de Barcarena.....	302
6.2.1.5.	Bacia de Caparide	307
6.2.1.6.	Interceptor da Costa do Estoril.....	313
6.2.1.7.	Síntese e discussão da aplicação	316
6.2.2.	Sistema de drenagem da Quinta do Borel	322
6.2.2.1.	Nota inicial.....	322
6.2.2.2.	Avaliação do impacto das aflúências indevidas de origem pluvial no desempenho do sistema separativo doméstico	323
6.2.2.3.	Avaliação do impacto da degradação estrutural no desempenho hidráulico do sistema.....	329
6.2.2.4.	Síntese e discussão da aplicação	335
6.3.	Avaliação do desempenho dos sistemas unitários	336
6.3.1.	Sistema de drenagem de Lisboa	336
6.3.1.1.	Nota inicial.....	336
6.3.1.2.	Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara.....	337
6.3.1.3.	Bacia do Terreiro do Paço.....	339
6.3.1.4.	Síntese e discussão da aplicação	344
6.3.2.	Sistema de drenagem de Innsbruck – Áustria	346
6.3.2.1.	Nota inicial.....	346
6.3.2.2.	Avaliação do sistema de Innsbruck.....	346
6.3.2.3.	Síntese e discussão dos resultados da aplicação.....	349
6.4.	Sistemas de drenagem para estudo da infiltração e exfiltração	349
6.4.1.	Nota inicial	349
6.4.2.	Sistema de drenagem de Yzeron – França.....	350
6.4.3.	Sistema de drenagem de Ecully – França.....	354
6.4.4.	Sistema de drenagem de Torraccia – Itália.....	356
6.4.5.	Síntese e discussão da aplicação.....	358
6.5.	Síntese conclusiva.....	361
7.	Síntese, conclusões e sugestões para futuros desenvolvimentos	365

7.1. Síntese e conclusões.....	365
7.2. Sugestões para futuros desenvolvimentos.....	368
Referências bibliográficas	373

ANEXOS (em CD-ROM)

Anexo 1 – Legislação e normalização relativa aos sistemas de drenagem urbana.....	405
A1.1 Legislação Nacional.....	407
A1.2 Legislação Comunitária	409
A1.3 Normalização	411
Anexo 2 – Análise dos valores de infiltração do Decreto-Regulamentar n.º 23/95 para dimensionamento dos sistemas de drenagem urbana	415
Anexo 3 – Utilização do programa <i>Perf</i>	421
A3.1. Lógica de utilização	423
A3.2. Principais opções do programa	424
A3.3. Visualização de resultados	427
Anexo 4 – Descrição sumária do programa MOUSE	429
A4.1 Nota inicial.....	431
A4.2 Descrição do modelo de escoamento superficial	431
A4.3 Descrição do modelo de escoamento nos colectores	433
Anexo 5 – Descrição do sistema separativo doméstico da SANEST.....	437
A5.1 Modelação matemática do emissário da Laje	439
A5.2 Modelação matemática do emissário do Jamor	449
A5.3 Modelação matemática do emissário de Barcarena	454
A5.4 Modelação matemática do emissário de Caparide.....	459
A5.5 Modelação matemática das condições de septicidade do sistema da SANEST.....	465
A5.6 Infiltração no sistema interceptor da SANEST.....	468
Anexo 6 – Descrição do sistema separativo doméstico da bacia da Quinta do Borel – Amadora.....	469
A6.1 Estudo das afluições indevidas ao sistema separativo doméstico da bacia piloto da Quinta do Borel – Amadora	471
A6.2 Estudo da previsão da degradação estrutural do sistema de drenagem da Quinta do Borel – Amadora.....	488
Anexo 7 – Descrição do sistema unitário de Lisboa	509

A7.1	Modelação matemática da bacia da zona Oeste do Caneiro de Alcântara.....	511
A7.2	Modelo matemático da bacia do Terreiro do Paço	516
Anexo 8	– Descrição dos casos de estudo estrangeiros	523
A8.1	Sistema de drenagem de Innsbruck – Áustria.....	525
A8.2	Sistema de drenagem de Yzeron – França.....	527
A8.3	Sistema de drenagem de Ecully – França	527
A8.4	Sistema de drenagem de Torraccia – Itália.....	528
Anexo 9	– CARE-S – Comunicação apresentada no 12º ENASB.....	529

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Esquema geral do desenvolvimento da metodologia proposta	7
Figura 2.1 – Representação dos tipos de sistemas de drenagem urbana (traduzida de USEPA, 2005)	15
Figura 2.2 – Esquema das interacções no sistema separativo (traduzida de Marsalek <i>et al.</i> , 1992).....	15
Figura 2.3 – Esquema das interacções no sistema unitário (traduzida de Marsalek <i>et al.</i> , 1992).....	16
Figura 2.4 – População servida com drenagem e tratamento de águas residuais no continente (Poças Martins, 1998; IRAR, 2005b)	21
Figura 2.5 – Evolução da população com serviço de drenagem de águas residuais (IRAR, 2005b).....	22
Figura 2.6 – População servida com drenagem e tratamento de águas residuais para vários países europeus (IRAR, 2005b).....	23
Figura 2.7 – Síntese da caracterização do sector de serviços de drenagem de águas residuais, em 2004 (IRAR, 2005b).....	25
Figura 2.8 – Modelos de gestão dos sistemas de drenagem de águas residuais (IRAR, 2005b).....	26
Figura 2.9 – Distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem e tratamento de águas residuais em <i>alta</i> (IRAR, 2005b).....	27
Figura 2.10 – Distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem de águas residuais em <i>baixa</i> (IRAR, 2005b)	27
Figura 2.11 – Exemplo de esquema da metodologia de gestão patrimonial de infra-estruturas	31
Figura 2.12 – Abordagem integrada da reabilitação (EN 752-5, 1997).....	46
Figura 2.13 – Esquema da aplicação computacional para apoio à reabilitação – CARE-S	51
Figura 3.1 – Exemplos de funções de valor	57
Figura 3.2 – Perspectivas da avaliação do desempenho (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	70
Figura 3.3 – Relações de dados para avaliação do desempenho relativos aos níveis de uma organização (adaptada de PBM SIG, 1995)	73
Figura 3.4 – Representação esquemática do processo de avaliação do desempenho.....	73
Figura 3.5 – Taxa de ligação à rede pública de drenagem e a ETAR, em diferentes países (traduzida de IFEN, 1997)	80
Figura 3.6 – Taxa de conformidade com a Directiva Europeia 91/271/CEE (traduzida de IFEN, 1997).....	81
Figura 3.7 – Evolução da população servida por sistemas de drenagem (DGA, 2000).....	83
Figura 3.8 – Evolução da população servida por sistemas de tratamento de águas residuais (DGA, 2000).....	83

Figura 3.9 – Previsão da população servida por sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais para 1999 (DGA, 2000).....	84
Figura 3.10 – Indicador de tratamento de águas residuais em ETAR (EEA, 2003a).....	86
Figura 3.11 – Indicador de descarga da CBO de ETAR (traduzida de EEA, 2003a).....	86
Figura 3.12 – Indicadores de descargas de nutrientes de ETAR (traduzida de EEA, 2003a).....	87
Figura 3.13 – Carga anual de poluição descarregada por fontes com origem pontual (traduzida de USEPA, 1996)	88
Figura 3.14 – Melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais, por regiões (traduzida de UNICEF e WHO, 2004).....	90
Figura 3.15 – Melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais, por riqueza dos países (traduzida de UNICEF e WHO, 2004).....	91
Figura 3.16 – Articulação entre a estrutura de indicadores e a informação de contexto (Matos <i>et al.</i> , 2002).....	94
Figura 3.17 – Evolução dos indicadores de inundação, colapso e incidentes de poluição em Inglaterra e País de Gales (traduzida de OFWAT, 2000)	99
Figura 3.18 – AR 03b-Ocorrência de inundações (n.º/100 km colector/ano) (IRAR, 2005c).....	103
Figura 3.19 – AR 13-Obstruções em colectores (n.º/100 km colector/ano) (IRAR, 2005c).....	103
Figura 3.20 – AR 18-Cumprimento dos parâmetros de descarga (%) (IRAR, 2005c).....	103
Figura 3.21 – Exemplo de aplicação de dois indicadores CARE-S, <i>limpeza de colectores</i> e <i>obstruções em colectores</i> (Cardoso <i>et al.</i> , 2005a)	106
Figura 3.22 – Possível metodologia para implementação do <i>benchmarking métrico</i> (adaptada de Patrick <i>et al.</i> , 1997 e Cabrera, 2001).....	115
Figura 3.23 – Exemplo de curva de penalidade (adaptada de Coelho, 1997)	122
Figura 3.24 – Gráficos do sistema com bandas de percentis (Coelho, 1997).....	123
Figura 3.25 – Colector descoberto nas ruínas da antiga Babilónia	145
Figura 3.26 – Colector na cidade de Harappa, Índia	145
Figura 3.27 – Latrinas públicas em Corinto, Grécia	146
Figura 3.28 – Saída da Cloaca Máxima, Roma.....	146
Figura 3.29 – Inundação.....	160
Figura 3.30 – Descarga de sistema unitário.....	160
Figura 3.31 – Assoreamento.....	160
Figura 3.32 – Ligações indevidas (doméstico).....	160
Figura 3.33 – Ligações indevidas (pluvial).....	160
Figura 3.34 – Fissuras	160
Figura 3.35 – Infiltração.....	160
Figura 3.36 – Entrada em carga com extravasamento.....	160

Figura 3.37 – Colapso	160
Figura 3.38 – Intrusão de raízes	160
Figura 3.39 – Ilustração do efeito da infiltração e das ligações indevidas (Cardoso <i>et al.</i> , 2002).....	170
Figura 4.1 – Esquema das diferentes escalas de avaliação	190
Figura 4.2 – Relação entre o tipo de informação sobre o sistema e a abordagem de avaliação.....	191
Figura 4.3 – Abordagem da avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana (adaptada de Coelho, 1997).....	193
Figura 4.4 – Escalas de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana	195
Figura 4.5 – Esquema da metodologia de avaliação do desempenho técnico.....	196
Figura 4.6 – Tipo de resultados da metodologia de avaliação – tabela de desempenho (a), gráfico de evento (b), gráfico de sistema (c).....	198
Figura 4.7 – Curva 1: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários.....	203
Figura 4.8 – Curva 2: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	203
Figura 4.9 – Curva 3: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos domésticos (Cardoso <i>et al.</i> , 2005b).....	204
Figura 4.10 – Curva 4: exemplo de função de desempenho para a velocidade de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários.....	207
Figura 4.11 – Curva 5: exemplo de função de desempenho para a velocidade de escoamento em sistemas separativos domésticos (Cardoso <i>et al.</i> , 2005b).....	207
Figura 4.12 – Curva 6: exemplo de função de desempenho para os indicadores de infiltração em sistemas separativos domésticos e unitários.....	214
Figura 4.13 – Curva 7: exemplo de função de desempenho para os indicadores de volume e frequência de descarga em sistemas unitários	226
Figura 4.14 – Curva 8: exemplo de função de desempenho para os indicadores de concentração de poluentes de descarga em sistemas unitários.....	231
Figura 4.15 – Curva 9: exemplo de função de desempenho para os indicadores de concentração de coliformes em descargas de sistemas unitários.....	233
Figura 4.16 – Curva 10: exemplo de função de desempenho para o indicador de septicidade em sistemas separativos domésticos com escoamento em superfície livre.....	235
Figura 4.17 – Curva 11: exemplo de função de desempenho para o indicador de septicidade em sistemas separativos domésticos com escoamento sob pressão	236
Figura 4.18 – Curva 12: exemplo de função de desempenho para os indicadores de exfiltração em sistemas de drenagem urbana	241
Figura 4.19 – Estrutura conceptual do programa <i>Perf</i> (Coelho, 2005a)	249

Figura 4.20 – Análise de evento (Coelho, 2005a).....	250
Figura 4.21 – Análise de sistema (Coelho, 2005a).....	250
Figura 5.1 – Esquema do sistema de saneamento da Costa do Estoril.....	261
Figura 5.2 – Localização dos pontos de medição no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril.....	262
Figura 5.3 – Registo de um período de medições de precipitação na bacia e de caudal no ponto Q ₇	265
Figura 5.4 – Bacia de drenagem urbana da Quinta do Borel (Amadora).....	273
Figura 5.5 – Registos de precipitação e de caudal no sistema doméstico.....	274
Figura 5.6 – Planta da bacia de drenagem urbana da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara (Cardoso e Matos, 1999b).....	277
Figura 5.7 – Planta da bacia de drenagem do Terreiro do Paço (adaptada de David, 1992).....	278
Figura 5.8 – Esquema do sistema de drenagem de Innsbruck (Rauch <i>et al.</i> , 1999).....	280
Figura 5.9 – Esquema da bacia de Yzeron (traduzido de De Bénéditis, 2004).....	281
Figura 5.10 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Yzeron e pontos de medição.....	281
Figura 5.11 – Esquema ilustrativo das sub-bacias da bacia de Yzeron.....	282
Figura 5.12 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Ecully e pontos de medição.....	283
Figura 5.13 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Torraccia e pontos de medição.....	285
Figura 6.1 – Gráfico de sistema do emissário da Laje em termos de altura de escoamento.....	292
Figura 6.2 – Gráfico de sistema do emissário da Laje em termos de velocidade do escoamento.....	292
Figura 6.3 – Gráfico de evento de precipitação (15/12/1998) do emissário da Laje em termos de altura de escoamento.....	292
Figura 6.4 – Gráfico de evento de precipitação (15/12/98) do emissário da Laje em termos de velocidade de escoamento.....	293
Figura 6.5 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário da Laje em termos de altura de escoamento.....	293
Figura 6.6 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário da Laje em termos de velocidade de escoamento.....	293
Figura 6.7 – Gráfico de sistema do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento.....	297
Figura 6.8 – Gráfico de sistema do emissário do Jamor em termos de velocidade do escoamento.....	297
Figura 6.9 – Gráfico de evento de precipitação (14 a 16/04/2000) do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento.....	297

Figura 6.10 – Gráfico de evento de precipitação (14 a 16/04/2000) do emissário do Jamor em termos de velocidade de escoamento.....	298
Figura 6.11 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento	298
Figura 6.12 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário do Jamor em termos de velocidade de escoamento	298
Figura 6.13 – Gráfico de sistema para a situação de melhoria do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento.....	301
Figura 6.14 – Gráfico de sistema para a situação de melhoria do emissário do Jamor em termos da velocidade média do escoamento.....	302
Figura 6.15 – Gráfico de sistema do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento	303
Figura 6.16 – Gráfico de sistema do emissário de Barcarena em termos de velocidade do escoamento	303
Figura 6.17 – Gráfico de evento de precipitação (27 a 29/04/2000) do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento.....	304
Figura 6.18 – Gráfico de evento de precipitação (27 a 29/04/2000) do emissário de Barcarena em termos de velocidade de escoamento.....	304
Figura 6.19 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento	305
Figura 6.20 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Barcarena em termos de velocidade de escoamento	305
Figura 6.21 – Gráfico de sistema do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento	308
Figura 6.22 – Gráfico de sistema do emissário de Caparide em termos de velocidade do escoamento	308
Figura 6.23 – Gráfico de evento de precipitação (3 a 5/04/2000) do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento	309
Figura 6.24 – Gráfico de evento de precipitação (3 a 5/04/2000) do emissário de Caparide em termos de velocidade de escoamento.	309
Figura 6.25 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento	309
Figura 6.26 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Caparide em termos de velocidade de escoamento	310
Figura 6.27 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de altura de escoamento	313
Figura 6.28 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de velocidade do escoamento.....	314
Figura 6.29 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de septicidade nos colectores com escoamento em superfície livre.....	314
Figura 6.30 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de septicidade nas condutas elevatórias com escoamento sob pressão	315

Figura 6.31 – Gráfico comparativo do indicador de infiltração IDH ₃ no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril	321
Figura 6.32 – Gráfico comparativo do indicador de infiltração IDH ₄ no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril	321
Figura 6.33 – Gráfico de sistema da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de altura de escoamento (David <i>et al.</i> , 2004)	324
Figura 6.34 – Gráfico de sistema da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David <i>et al.</i> , 2004).....	324
Figura 6.35 – Gráfico de evento de tempo seco, para os cenários de Inverno e de Verão, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de altura de escoamento (David <i>et al.</i> , 2004).....	325
Figura 6.36 – Gráfico de evento de tempo seco, para o cenário de Inverno, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David <i>et al.</i> , 2004).....	325
Figura 6.37 – Gráfico de evento de tempo seco, para o cenário de Verão, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David <i>et al.</i> , 2004).....	325
Figura 6.38 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração da bacia piloto da Quinta do Borel	326
Figura 6.39 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de aflúências indevidas pluviais ao sistema doméstico da bacia piloto da Quinta do Borel	327
Figura 6.40 – Gráficos de desempenho do sistema doméstico da bacia total da Quinta do Borel em termos de altura (a) e velocidade do escoamento (b).....	330
Figura 6.41 – Gráficos de desempenho do sistema doméstico da bacia total da Quinta do Borel considerando o impacto da degradação estrutural, em termos de altura (a) e velocidade do escoamento (b)	330
Figura 6.42 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial da bacia total da Quinta do Borel em termos de altura e velocidade do escoamento	331
Figura 6.43 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial da bacia total da Quinta do Borel considerando o impacto da degradação estrutural, em termos de altura e velocidade do escoamento	331
Figura 6.44 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial beneficiado da bacia total da Quinta do Borel, em termos de altura e velocidade do escoamento	334
Figura 6.45 – Gráfico de sistema da Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara em termos de altura de escoamento (adaptado de Cardoso <i>et al.</i> , 1999b).....	338
Figura 6.46 – Gráfico de sistema da Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara em termos de velocidade do escoamento (adaptado de Cardoso <i>et al.</i> , 1999b).....	338
Figura 6.47 – Gráfico de sistema da Bacia Terreiro do Paço em termos de altura de escoamento (adaptado de Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	340
Figura 6.48 – Gráfico de sistema da Bacia do Terreiro do Paço em termos de velocidade do escoamento (adaptado de Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	340

Figura 6.49 – Gráfico de evento de projecto com período de retorno de 10 anos da Bacia do Terreiro do Paço, em termos de altura de escoamento (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	341
Figura 6.50 – Gráfico de evento de projecto com período de retorno de 10 anos da Bacia do Terreiro do Paço, em termos de velocidade de escoamento (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	341
Figura 6.51 – Gráfico de sistema, da Bacia Terreiro do Paço com uma solução de melhoria de funcionamento, em termos de altura de escoamento (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	343
Figura 6.52 – Gráfico de sistema, da Bacia Terreiro do Paço com uma solução de melhoria de funcionamento, em termos da velocidade de escoamento (Cardoso <i>et al.</i> , 2004a).....	344
Figura 6.53 – Gráfico de desempenho ambiental relativo às descargas do sistema de Innsbruck.....	347
Figura 6.54 – Gráfico para comparação do desempenho ambiental relativo às descargas de várias estratégias de beneficiação do sistema de Innsbruck.....	348
Figura 6.55 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 1 e ao Ponto 2.....	351
Figura 6.56 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 3 e ao Ponto 4.....	352
Figura 6.57 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 5 e ao Ponto 6.....	352
Figura 6.58 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 7 e ao Ponto 12.....	352
Figura 6.59 – Representação gráfica da média dos indicadores de desempenho de infiltração da bacia de Yzeron.....	353
Figura 6.60 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH ₃	353
Figura 6.61 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH ₄	353
Figura 6.62 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH ₅	353
Figura 6.63 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH ₆	353
Figura 6.64 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH ₇	353
Figura 6.65 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração e de exfiltração da bacia de Ecully.....	356
Figura 6.66 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração e de exfiltração da bacia de Torraccia.....	358
Figura 6.67 – Gráficos de desempenho de infiltração para as bacias de Yzeron, Ecully e Torraccia.....	359
Figura 6.68 – Gráficos de desempenho de exfiltração para as bacias de Ecully e Torraccia.....	360
Figura A.1 – Variação do caudal de infiltração de acordo com os valores regulamentares.....	417

Figura A. 2 – Comprimento de colector necessário para atingir a secção cheia com caudais estritamente de infiltração.....	418
Figura A. 3 – Gestão dos projectos – menu Ficheiro (Coelho, 2005b).....	424
Figura A. 4 – Gestão de cenários – menu Cenário (Coelho, 2005b).....	424
Figura A. 5 – Visualização dinâmica de curvas de desempenho (Coelho, 2005b).....	425
Figura A. 6 – Passos 1 a 5: escolha do cenário, da variável de estado, da curva de desempenho e da função de generalização e cálculo (Coelho, 2005b).....	426
Figura A. 7 – Visualização dos resultados, tabular e gráfica (Coelho, 2005b).....	427
Figura A. 8 – Representação da curva tempo-área.....	433
Figura A. 9 – Tipos de curva "tempo-área".....	433
Figura A. 10 – Ranhura de Preissman (DHI, 2002b).....	435
Figura A. 11 – Planta do modelo do emissário da Laje.....	439
Figura A. 12 – Perfil do modelo do emissário da Laje.....	440
Figura A. 13 – Perfil do modelo do emissário de Mem-Martins afluente ao da Laje.....	440
Figura A. 14 – Perfil do modelo do emissário de Vale Mourão afluente ao da Laje.....	441
Figura A. 15 – Caudal medido no emissário da Laje correspondente a três dias de tempo seco.....	444
Figura A. 16 – Caudal medido no emissário da Laje e hietograma da precipitação ocorrida nos dias precedentes a 15 de Dezembro de 98.....	444
Figura A. 17 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 1$	445
Figura A. 18 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 2$	445
Figura A. 19 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 3$	446
Figura A. 20 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 4$	446
Figura A. 21 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 5$	446
Figura A. 22 – Planta do modelo do emissário do Jamor.....	450
Figura A. 23 – Caudal medido no emissário do Jamor correspondente a três dias de tempo seco.....	451
Figura A. 24 – Caudal medido no emissário do Jamor e hietograma da precipitação ocorrida nos dias 14, 15 e 16 de Abril de 2000.....	452
Figura A. 25 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 1$	452
Figura A. 26 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 2$	452
Figura A. 27 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 3$	453
Figura A. 28 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 4$	453
Figura A. 29 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 5$	453
Figura A. 30 – Planta do modelo do emissário de Barcarena.....	454
Figura A. 31 – Caudal medido no emissário de Barcarena correspondente a três dias de tempo seco.....	456

Figura A. 32 – Caudal medido no emissário de Barcarena e hietograma da precipitação ocorrida nos dias 27, 28 e 29 de Abril de 2000	456
Figura A. 33 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 1$	457
Figura A. 34 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 2$	457
Figura A. 35 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 3$	458
Figura A. 36 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 4$	458
Figura A. 37 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 5$	458
Figura A. 38 – Planta do modelo do emissário de Caparide	459
Figura A. 39 – Caudal medido no emissário de Caparide correspondente a três dias de tempo seco	462
Figura A. 40 – Caudal medido no emissário de Caparide e hietograma da precipitação ocorrida nos dias 3, 4 e 5 de Abril de 2000	463
Figura A. 41 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 1$	463
Figura A. 42 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 2$	463
Figura A. 43 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 3$	464
Figura A. 44 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 4$	464
Figura A. 45 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 5$	464
Figura A. 46 – Representação esquemática do sistema interceptor da Costa do Estoril utilizado no modelo AEROSEP (Matos, 1991)	465
Figura A. 47 – Tripé e sistema de cordas utilizados para descer até ao interior da câmara de visita e subir até à superfície	472
Figura A. 48 – Detecção de ligação através do recurso ao traçador Sulfo-Rodamina B	472
Figura A. 49 – Câmara de visita de cabeceira do sistema doméstico (BD09)	473
Figura A. 50 – Câmara de visita de cabeceira do sistema pluvial (BP01)	473
Figura A. 51 – Câmara de visita do sistema pluvial (BP06)	473
Figura A. 52 – Colector partido no sistema pluvial (BP16)	473
Figura A. 53 – Instalação do equipamento de medição de caudal	474
Figura A. 54 – Detalhe do anel do equipamento de medição de caudal ADS instalado no local	474
Figura A. 55 – Local de instalação do udómetro: Clube de Ténis da Amadora – Borel	474
Figura A. 56 – Udómetro instalado no Clube de Ténis da Amadora – Borel	474
Figura A. 57 – Udómetro de receptáculo basculante	476
Figura A. 58 – Pormenor do receptáculo basculante	476
Figura A. 59 – Equipamento de medição de caudal: <i>datalogger</i>	476
Figura A. 60 – Equipamento de medição de caudal: anel e sensores	476
Figura A. 61 – Acumulação de lixo no anel e nos sensores do equipamento de medição de caudal	477

Figura A. 62 – Planta do modelo do sistema separativo doméstico da bacia piloto da Quinta do Borel.....	479
Figura A. 63 – Calibração e verificação do modelo para dias úteis no Verão	481
Figura A. 64 – Curvas IDF para os eventos de intensidade fraca (a), média (b) e forte (c).....	483
Figura A. 65 – Caudal afluente ao sistema separativo doméstico durante o evento de intensidade fraca	484
Figura A. 66 – Caudal afluente ao sistema separativo doméstico durante o evento de intensidade média	484
Figura A. 67 – Caudal afluente ao sistema separativo doméstico durante o evento de intensidade forte.....	485
Figura A. 68 – Hidrograma de caudal médio de tempo seco da bacia piloto da Quinta do Borel	485
Figura A. 69 – Hidrograma de caudal médio de tempo seco de Verão da bacia piloto da Quinta do Borel.....	486
Figura A. 70 – Hidrograma de caudal médio de tempo seco de Inverno da bacia piloto da Quinta do Borel.....	486
Figura A. 71 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 2$	486
Figura A. 72 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 5$	487
Figura A. 73 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 10$	487
Figura A. 74 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 20$	487
Figura A. 75 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 24$	488
Figura A. 76 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 40$	488
Figura A. 77 – Planta do modelo do sistema separativo doméstico da bacia da Quinta do Borel	489
Figura A. 78 – Planta do modelo do sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel	489
Figura A. 79 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 1$	492
Figura A. 80 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 2$	493
Figura A. 81 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 5$	493
Figura A. 82 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 10$	493
Figura A. 83 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 15$	493
Figura A. 84 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 20$	494
Figura A. 85 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 25$	494

Figura A. 86 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 2$	494
Figura A. 87 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 5$	495
Figura A. 88 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 10$	495
Figura A. 89 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 20$	495
Figura A. 90 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 50$	495
Figura A. 91 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 1$	504
Figura A. 92 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 2$	504
Figura A. 93 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 5$	504
Figura A. 94 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $fc = 10$	505
Figura A. 95 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 15$	505
Figura A. 96 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 20$	505
Figura A. 97 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SD para o cenário de $fc = 25$	505
Figura A. 98 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 2$	506
Figura A. 99 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 5$	506
Figura A. 100 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 10$	506
Figura A. 101 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 20$	507
Figura A. 102 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 50$	507
Figura A. 103 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 2$	507
Figura A. 104 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 5$	508
Figura A. 105 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 10$	508
Figura A. 106 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 20$	508

Figura A. 107 – Altura máxima de enchimento dos colectores do SP para o cenário de $T = 50$	508
Figura A. 108 – Planta do modelo da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara (Cardoso e Matos, 1999b).....	511
Figura A. 109 – Esquema do sistema de drenagem (a) e planta do modelo (b) da bacia do Terreiro do Paço	516
Figura A. 110 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 2$	518
Figura A. 111 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 5$	518
Figura A. 112 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 10$	519
Figura A. 113 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 20$	519
Figura A. 114 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 50$	519
Figura A. 115 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 2$	520
Figura A. 116 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 5$	520
Figura A. 117 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 10$	521
Figura A. 118 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 20$	521
Figura A. 119 – Altura máxima de enchimento dos colectores para o cenário de $T = 50$	521

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1 – Tipos de informação e de dados relativos aos sistemas de drenagem urbana (adaptado de Bourrier, 1997).....	33
Quadro 2.2 – Ferramentas de apoio à gestão da informação (adaptado de Bourrier, 1997).....	34
Quadro 3.1 – Análise de alternativas	58
Quadro 3.2 – Grupos de indicadores de desempenho da IWA para serviços de águas residuais.....	93
Quadro 3.3 – Excerto dos indicadores de desempenho para serviços de águas residuais do sistema da IWA (Matos <i>et al.</i> , 2004a).....	95
Quadro 3.4 – Indicadores de desempenho para drenagem de águas residuais urbanas (Baptista <i>et al.</i> , 2005)	102
Quadro 3.5 – Indicadores de desempenho para a reabilitação do sistema CARE-S	104
Quadro 3.6 – Referências a sistemas de indicadores	107
Quadro 3.7 – Esquemas de <i>benchmarking</i> existentes na IBNET	116
Quadro 3.8 – Medidas de desempenho para sistemas de drenagem de águas residuais da WERF (1997)	117
Quadro 3.9 – Escala do Índice de Condição (traduzido de McKay <i>et al.</i> , 1999).....	119
Quadro 3.10 – Medidas de desempenho de sistemas de distribuição de água (Coelho, 1997).....	123
Quadro 3.11 – Objectivos operacionais para os sistemas de drenagem urbana da cidade de Roterdão (traduzido de Geerse e Lobbrecht, 2002).....	126
Quadro 3.12 – Bandas de fiabilidade (Matos <i>et al.</i> , 2004a).....	139
Quadro 3.13 – Bandas de exactidão (Matos <i>et al.</i> , 2004a).....	139
Quadro 3.14 – Matriz de graus de confiança (Matos <i>et al.</i> , 2004a)	140
Quadro 3.15 – Bandas de exactidão adoptadas por Alegre <i>et al.</i> (2006)	140
Quadro 3.16 – Qualidade média de efluentes de descarga directa de sistemas pluviais, unitários e domésticos (traduzido de Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2003)	151
Quadro 3.17 – Frequências recomendadas para o projecto dos sistemas de drenagem urbana (NP EN 752-4, 2001).....	157
Quadro 3.18 – Principais deficiências do funcionamento dos sistemas de drenagem urbana	159
Quadro 3.19 – Efeito da altura de sedimentos na capacidade hidráulica (traduzido de Ellis <i>et al.</i> , 2004 e Ashley <i>et al.</i> , 2004)	164
Quadro 3.20 – Valores experimentais da taxa de acumulação de sedimentos em sistemas unitários (traduzido de Ashley e Crabtree, 1992)	164
Quadro 3.21 – Critérios de velocidade mínima para o dimensionamento de colectores com condições de auto-limpeza (traduzido de Ashley <i>et al.</i> , 2004).....	165

Quadro 3.22 – Valores de infiltração em sistemas de drenagem urbana.....	169
Quadro 3.23 – Valores aceitáveis de aflúências indevidas em sistemas de drenagem urbana no Canadá e E.U.A. (traduzido de NRC, 2003b).....	171
Quadro 3.24 – Critérios de dimensionamento dos descarregadores de tempestade e das estruturas de descarga nos vários países europeus (adaptado de David, 2005).....	174
Quadro 3.25 – Directiva 91/271/CEE – Parâmetros de descarga das ETAR (meios normais).....	175
Quadro 3.26 - Directiva 91/271/CEE – Parâmetros de descarga das ETAR (meios sensíveis)	175
Quadro 3.27 – Decreto-Lei n.º 236/98 – Parâmetros de descarga de águas residuais.....	176
Quadro 3.28 – Valores de exfiltração em sistemas de drenagem urbana	183
Quadro 4.1 – Características da informação sobre os sistemas de drenagem urbana.....	192
Quadro 4.2 – Domínios de avaliação e respectivas deficiências de funcionamento consideradas na proposta de sistema de avaliação do desempenho técnico	200
Quadro 4.3 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDH ₃ a IDH ₈	215
Quadro 4.4 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDH ₉ a IDH ₁₁	219
Quadro 4.5 – Exemplo de tabela de desempenho de sistema para o indicador IDH ₃	220
Quadro 4.6 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho hidráulico	222
Quadro 4.7 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDAQ ₃ a IDAQ ₇	231
Quadro 4.8 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDAQ ₈ e IDAQ ₉	233
Quadro 4.9 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDAQ ₁₁ a IDAQ ₁₅	242
Quadro 4.10 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho ambiental de descargas	244
Quadro 4.11 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho ambiental de septicidade e exfiltração	245
Quadro 4.12 – Quadro de indicadores de desempenho técnico para sistemas de drenagem urbana.....	253
Quadro 5.1 – Períodos de medição analisados em cada medidor de caudal.....	263
Quadro 5.2 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados no emissário da Laje	266
Quadro 5.3 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados no emissário do Jamor	267
Quadro 5.4 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados em Barcarena	269
Quadro 5.5 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados em Caparide.....	270
Quadro 5.6 – Características dos eventos de precipitação seleccionados na bacia piloto da Quinta do Borel.....	275

Quadro 5.7 – Resultados das medições de infiltração na bacia de Yzeron, em Dezembro de 2002	282
Quadro 5.8 – Resultados das medições de infiltração e de exfiltração na bacia de Ecully, entre Julho de 2003 e Julho de 2004	284
Quadro 5.9 – Valores da exfiltração média em Torraccia medidos através do método QUEST-C	286
Quadro 5.10 – Síntese dos casos de estudo.....	287
Quadro 6.1 – Desempenho relativo à infiltração do emissário da Laje	294
Quadro 6.2 – Desempenho relativo à infiltração do emissário do Jamor.....	299
Quadro 6.3 – Desempenho relativo à infiltração do emissário de Barcarena	304
Quadro 6.4 – Desempenho relativo à infiltração do emissário de Caparide	310
Quadro 6.5 – Desempenho relativo à infiltração do interceptor	314
Quadro 6.6 – Comparação dos gráficos de sistema para o Sistema de Saneamento da Costa do Estoril	318
Quadro 6.7 – Desempenho relativo à infiltração na bacia piloto da Quinta do Borel.....	326
Quadro 6.8 – Desempenho relativo às afluências indevidas de origem pluvial à rede doméstica na bacia piloto da Quinta do Borel.....	327
Quadro 6.9 – Comparação dos gráficos de sistema para os subsistemas estudados do Sistema de drenagem de Lisboa	345
Quadro 6.10 – Desempenho ambiental das descargas do sistema de Innsbruck actual (valores anuais).....	347
Quadro 6.11 – Desempenho ambiental das descargas de várias estratégias de melhoria do sistema de Innsbruck (valores anuais).....	347
Quadro 6.12 – Desempenho relativo à infiltração na bacia de Yzeron.....	351
Quadro 6.13 – Desempenho relativo à infiltração e à exfiltração do sistema de Ecully.....	355
Quadro 6.14 – Desempenho relativo à infiltração do sistema de Torraccia	356
Quadro 6.15 – Desempenho relativo à exfiltração do sistema de Torraccia.....	357
Quadro A. 1 – Lista das normas técnicas europeias mais relevantes para os sistemas de drenagem de águas residuais	411
Quadro A. 2 – Dados do emissário da Laje utilizados na avaliação do desempenho	441
Quadro A. 3 – Parte dos resultados das simulações do emissário da Laje para um hidrograma de tempo seco.....	447
Quadro A. 4 – Dados do emissário do Jamor utilizados na avaliação do desempenho	451
Quadro A. 5 – Dados do emissário de Barcarena utilizados na avaliação do desempenho	455
Quadro A. 6 – Dados do emissário de Caparide utilizados na avaliação do desempenho.....	460
Quadro A. 7 – Dados de cadastro do sistema interceptor da Costa do Estoril utilizados no modelo AEROSEP (Matos, 1991).....	466
Quadro A. 8 – Resultados do modelo AEROSEP aplicado ao sistema interceptor da Costa do Estoril (Matos, 1991).....	467

Quadro A. 9 – Valores dos caudais de infiltração no sistema interceptor da Costa do Estoril (Gamboa <i>et al.</i> , 2000).....	468
Quadro A. 10 – Dados do sistema separativo doméstico da bacia piloto da Quinta do Borel utilizados na avaliação do desempenho	479
Quadro A. 11 – Características dos eventos de precipitação seleccionados na bacia da Quinta do Borel.....	482
Quadro A. 12 – Afluências pluviais ao sistema separativo doméstico da bacia da Quinta do Borel	482
Quadro A. 13 – Dados do sistema separativo doméstico da bacia da Quinta do Borel utilizados na avaliação do desempenho	490
Quadro A. 14 – Dados do sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel utilizados na avaliação do desempenho	491
Quadro A. 15 – Dados do sistema doméstico da bacia da Quinta do Borel utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural.....	496
Quadro A. 16 – Obstruções no sistema doméstico da bacia da Quinta do Borel utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural.....	497
Quadro A. 17 – Dados de inspecção CCTV do sistema doméstico da bacia da Quinta do Borel codificados segundo a norma 13508-2 (2003) e utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural.....	498
Quadro A. 18 – Codificação e caracterização dos defeitos de inspecção estrutural CCTV segundo a norma EN 13508-2 (2003).....	499
Quadro A. 19 – Dados do sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural.....	500
Quadro A. 20 – Inundações no sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural	502
Quadro A. 21 – Dados de inspecção CCTV do sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel codificados segundo a norma 13508-2 (2003) e utilizados na previsão do impacto da degradação estrutural.....	502
Quadro A. 22 – Resultados da previsão do impacto da degradação estrutural.....	503
Quadro A. 23 – Dados do sistema da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara utilizados na avaliação do desempenho	512
Quadro A. 24 – Resultados do sistema da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara utilizados na avaliação do desempenho	514
Quadro A. 25 – Dados do sistema do Terreiro do Paço utilizados na avaliação do desempenho	517
Quadro A. 26 – Características estatísticas das quatro estruturas de descarga dominantes (Rauch <i>et al.</i> , 1999)	525
Quadro A. 27 – Características estatísticas das estratégias analisadas em valores anuais (Rauch <i>et al.</i> , 1999)	526
Quadro A. 28 – Dados relativos às sub-bacias do sistema de drenagem de Yzeron	527
Quadro A. 29 – Dados relativos ao sistema de drenagem de Ecully.....	528
Quadro A. 30 – Dados relativos ao sistema de drenagem de Torraccia.....	528

AGRADECIMENTOS

O trabalho desenvolvido na presente dissertação foi possível graças ao apoio e colaboração recebidos a nível institucional, financeiro, científico, técnico e pessoal. Por esta razão, quero expressar o meu reconhecido agradecimento às diversas instituições, aos colegas e aos amigos.

Ao Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), pela oportunidade de formação e valorização profissional, assim como pelo apoio e meios facultados para a realização deste trabalho de investigação. À Directora do Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Eng.^a Rafaela de Saldanha Matos, pelo exemplo, incentivo, integração científica e técnica, disponibilidade e apoio incondicionais, quer profissional quer pessoalmente. À Chefe do Núcleo de Engenharia Sanitária (NES), Eng.^a Helena Alegre, pelo seu apoio e pelas enriquecedoras discussões, contribuições e sugestões, assim como a pela disponibilidade na revisão de alguns capítulos do texto.

Ao Professor José de Saldanha Matos, orientador do doutoramento, pelas importantes lições científicas e técnicas, pelas valiosas sugestões, pelo apoio e disponibilidade sempre demonstrados nas revisões críticas e construtivas do trabalho. Ao Eng.^o Sérgio Teixeira Coelho, co-orientador do doutoramento, pela motivação e estímulo que sempre transmitiu, pela experiência e conhecimentos que recebi, pelo interesse e apoio incansável ao longo do trabalho e das cuidadas revisões do texto que permitiram enriquecer o trabalho, mesmo à distância de um Oceano.

À Empresa de Saneamento da Costa do Estoril (SANEST S. A.), pela colaboração num dos casos de estudo, que permitiu testar e validar a metodologia proposta, a qual resultou na sua participação no projecto FCT (POCTI/ECM/12118/98/2001). Em especial à Eng.^a Rita Brito, pela sua disponibilidade e pelo intenso trabalho envolvido na disponibilização dos dados do sistema.

À Câmara Municipal de Lisboa, pela autorização concedida para a utilização como casos de estudo dos dois modelos das suas bacias de drenagem urbana, fundamental para testar e validar a metodologia proposta.

Aos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Oeiras e Amadora, pelo grande envolvimento e colaboração num dos casos de estudo, que incluiu a componente de trabalho experimental, e que em muito ultrapassou o âmbito da sua participação no projecto europeu CARE-S. Em especial à Eng.^a Julieta Marques, não só pela sua motivação em apoiar actividades inovadoras, sempre com energia e disponibilidade, mas por todo o trabalho adicional envolvido.

Também à Eng.^a Maria Helena Silva, Eng.^a Sofia Coelho e Eng.^o André Pina, que foram incansáveis na sua colaboração e na disponibilização da informação necessária, para testar e validar a metodologia proposta. À Administração do Clube de Ténis da Amadora pela autorização concedida para colocar o medidor de precipitação nas suas instalações.

A todos os colegas do NES, pelo espírito de equipa que proporcionaram, o interesse e as sugestões que me foram transmitindo. Em especial à Eng.^a Maria do Céu Almeida, pela constante motivação que me deu desde o início do trabalho, pela amizade com que, incansavelmente, me apoiou pessoal e profissionalmente, pelas valiosas sugestões e contribuições, pelas fotografias que cedeu, e pela revisão crítica e cuidada de muitos capítulos do texto. À Eng.^a Rita Ribeiro pelo estímulo e apoio que recebi ao longo de todo o trabalho, pela amizade e disponibilidade na revisão final de todo o texto. Ao Eng.^o Luís David pelo apoio pessoal e colaboração na disponibilização dos dados e informação do modelo de um dos casos de estudo de Lisboa. À Eng.^a Paula Vieira pelas diversas conversas no decorrer do trabalho e por toda a sua colaboração. Ao Eng.^o Paulo Praça pela sua paciente e valiosa contribuição, em especial na componente de programação computacional. À Dr.^a Ilídia Pinheiro e aos técnicos Acácio Monteiro, João Vale e Victor Napier pelo apoio e colaboração prestados durante o ano da campanha experimental na Quinta do Borel. Agradeço ainda ao Acácio Monteiro e ao João Vale a colaboração na componente gráfica do documento.

Ao Dr. Miguel Gambôa, do LNEC, e ao Fernando Fernandes, técnico da CML, pela cedência de interessantes fotografias.

À Eng.^a Maria da Conceição David, pela sua contribuição no trabalho experimental e de modelação realizado na Quinta do Borel, sempre com grande empenho e entusiasmo, durante o seu estágio no LNEC. Ao Eng.^o Renato Marques pelo trabalho, interesse e colaboração durante o seu estágio no LNEC, no âmbito do projecto APUSS. Ao Paulo Camacho pelo trabalho e colaboração durante o seu estágio no LNEC, no âmbito do projecto CARE-S, e pela disponibilidade e apoio na modelação adicional necessária para a dissertação.

Aos meus grandes amigos, à minha família, à Joana e ao Luís, todos verdadeiros pilares na minha vida, sempre presentes, pelo seu apoio incondicional e inexcedível, também nos anos mais duros e difíceis.

O trabalho desenvolvido na presente dissertação contou, parcialmente, com o apoio financeiro da Fundação para a Ciência e Tecnologia, no âmbito do projecto POCTI/ECM/12118/98/2001, da Comissão Europeia, no âmbito dos projectos europeus APUSS (EVK1-CT-2000-00072) e CARE-S (EVK1-CT-2001-00167), ambos financiados pelo 5º Programa Quadro.

À Princesa dos olhos de Mar, cabelos de Sol, sorriso de Estrela e coração de Ouro que tantas vezes me refrescou a Alma, me aqueceu o Coração, me alegrou cada Dia, me enriqueceu a Vida!

Com ela, que me ensinou a Lição da Valentia, quero “trocar” uma das muitas Lições aprendidas neste percurso longo mas desafiador, duro mas compensador, com muitos sacrifícios mas não sacrificado, e com dificuldades que se foram transformando em oportunidades:

«Devemos construir a vida dia a dia, tal como um livro se escreve página a página, definindo como objectivos os nossos sonhos, deixando o que é “Supérfluo” e retendo apenas o “Essencial” – pois é este o único “indicador” que verdadeiramente importa avaliar.»

À minha muito querida filha Joana, com todo o Amor...

Bem-Aventurados os que Ousam!
*...a troca tornar-se-ia muito mais aliciante do que a troça pois é na inovação e não na
repetição que está o motor do progresso*

Isabel Abecassis Empis, Psicóloga – Psicanalista
“Bem-Aventurados os que Ousam, a liberdade de existir em questão”

LISTA DE SÍMBOLOS

Alfabeto latino

<i>A</i>	Banda de fiabilidade ou área da secção transversal (L^2)
<i>a</i>	Alternativas
<i>A1, A2, A3, A4,</i>	Alternativas
<i>A_i</i>	Área entre isócronas (L^2)
<i>AI_{bacia}</i>	Área impermeável de drenagem pluvial da bacia (L^2)
<i>AR</i>	Indicador de desempenho do sistema do IRAR
<i>B</i>	Banda de fiabilidade
<i>b</i>	Alternativa ou largura superficial do escoamento (L)
<i>C</i>	Banda de fiabilidade ou factor de repercussões globais sobre o existente
<i>C1, C2, C3, C4...</i>	Critérios
<i>C_{ab}</i>	Condição de concordância
<i>C_{visita}</i>	Número de câmaras de visita (-)
<i>CBO</i>	Carência bioquímica de oxigénio (M ou ML^{-3})
<i>CBO₅</i>	Carência bioquímica de oxigénio aos cinco dias e a 20° C (M ou ML^{-3})
<i>CBO_{5desc}</i>	Concentração média da carência bioquímica de oxigénio aos cinco dias e a 20° C descarregada (ML^{-3})
<i>cd</i>	Condição da solicitação ao sistema
<i>CF</i>	Coliformes fecais (L^{-3})
<i>CF_{desc}</i>	Concentração de coliformes fecais descarregada (L^{-3})
<i>CH</i>	Carga do poluente (M)
<i>Cn</i>	Concentração do poluente (ML^{-3})
<i>Cn_{adm}</i>	Concentração admissível do poluente (ML^{-3})
<i>Cn_{mon}</i>	Concentração do poluente a montante do ponto de descarga (ML^{-3})
<i>CO</i>	Cumprimento dos objectivos
<i>CQO</i>	Carência química de oxigénio (M ou ML^{-3})
<i>CQO_{desc}</i>	Concentração média da carência química de oxigénio descarregada (ML^{-3})
<i>CT</i>	Coliformes totais (L^{-3})
<i>CT_{desc}</i>	Concentração de coliformes totais descarregada (L^{-3})
<i>D</i>	Desempenho, banda de fiabilidade ou diâmetro do colector (L)
<i>D_{ab}</i>	Condição de discordância
<i>DG</i>	Desempenho global do sistema
<i>dh</i>	Aumento da cota piezométrica devido a efeitos de jusante (L)
<i>Di_{max}</i>	Intervalo de tempo decorrente entre o início do evento e a ocorrência da intensidade máxima (T)
<i>dm</i>	Desempenho do elemento
<i>D_{max}</i>	Pior desempenho

D_{min}	Melhor desempenho
E	Índice ambiental do poluente
f	Parâmetro (-)
FA	Factor de ajustamento
fc	Factor de carga (-)
g	Aceleração da gravidade (LT^{-2})
h	Altura do escoamento (L)
ha_{imp}	Heactares de área impermeável (L^2)
$hjus$	Altura do escoamento na secção de jusante do colector (L)
h_{max}	Altura do escoamento máxima (L)
$hmon$	Altura do escoamento na secção de montante do colector(L)
H_{tot}	Altura total de precipitação (L)
$H_2S_{(aq)}$	Sulfureto de hidrogénio na forma líquida (ML^{-3})
$H_2S_{(g)}$	Sulfureto de hidrogénio na forma gasosa (ML^{-3})
IC	Índice de Condição
IC_{comb}	Índice de Condição combinado
ID	Indicador de desempenho ou indentificador
ID_{cd}	Índice de desempenho
IDH_1	Indicador de desempenho hidráulico 1 (altura de escoamento) (L)
IDH_2	Indicador de desempenho hidráulico 2 (velocidade de escoamento) (LT^{-1})
IDH_3	Indicador de desempenho hidráulico 3 (utilização da capacidade da secção cheia por infiltração) (%)
IDH_4	Indicador de desempenho hidráulico (proporção da infiltração no caudal médio de tempo seco) (%)
IDH_5	Indicador de desempenho hidráulico (caudal unitário de infiltração por comprimento do colector) ($L^3T^{-1}L^{-1}$)
IDH_6	Indicador de desempenho hidráulico (caudal unitário de infiltração por área de parede do colector) ($L^3T^{-1}L^{-2}$)
IDH_7	Indicador de desempenho hidráulico (caudal unitário de infiltração por câmara de visita) (L^3T^{-1})
IDH_8	Indicador de desempenho hidráulico (caudal unitário de infiltração por ramal doméstico) (L^3T^{-1})
IDH_9	Indicador de desempenho hidráulico (utilização da capacidade da secção cheia por ligações indevidas) (%)
IDH_{10}	Indicador de desempenho hidráulico (proporção das ligações indevidas relativamente ao caudal médio de tempo seco) (%)
IDH_{11}	Indicador de desempenho hidráulico (proporção do volume de escoamento pluvial que afluí indevidamente ao sistema) (%)
$IDAQ_1$	Indicador de desempenho ambiental (percentagem de volume descarregado) (%)
$IDAQ_2$	Indicador de desempenho ambiental (frequência de descarga) (-)
$IDAQ_3$	Indicador de desempenho ambiental (concentração da CBO_5 descarregada) (mg/l)

$IDAQ_4$	Indicador de desempenho ambiental (concentração da CQO descarregada) (mg/l)
$IDAQ_5$	Indicador de desempenho ambiental (concentração de sólidos suspensos totais descarregada) (mg/l)
$IDAQ_6$	Indicador de desempenho ambiental (concentração de azoto total descarregada) (mg/l)
$IDAQ_7$	Indicador de desempenho ambiental (concentração de fósforo total descarregada) (mg/l)
$IDAQ_8$	Indicador de desempenho ambiental (concentração de coliformes fecais descarregada) (n.º/100 ml)
$IDAQ_9$	Indicador de desempenho (concentração de coliformes totais descarregada) (n.º/100 ml)
$IDAQ_{10}$	Indicador de desempenho ambiental (septicidade) (- ou mg/l)
$IDAQ_{11}$	Indicador de desempenho ambiental proporção de exfiltração relativamente ao caudal médio de tempo seco) (%)
$IDAQ_{12}$	Indicador de desempenho ambiental (caudal unitário de exfiltração por comprimento do colector) (m ³ /dia/km)
$IDAQ_{13}$	Indicador de desempenho ambiental (caudal unitário de exfiltração por área de parede do colector) (m ³ /dia/(cm.km))
$IDAQ_{14}$	Indicador de desempenho ambiental (Caudal unitário de exfiltração por câmara de visita) (m ³ /dia)
$IDAQ_{15}$	Indicador de desempenho ambiental (Caudal unitário de exfiltração por ramal doméstico) (m ³ /dia)
I_{DWF}	Indicador de desempenho de processo para tempo seco
I_f	Inclinação do fundo (-)
I_e	Inclinação da linha de energia (-)
I_{max}	Intensidade máxima de precipitação (LT ⁻¹)
I_{med}	Intensidade média de precipitação (LT ⁻¹)
I_{SWF}	Indicador de desempenho de processo para tempo de chuva
J	Perda de carga unitária (LL ⁻¹)
K	Factor que relaciona a velocidade média com a máxima (-)
k	Evento de precipitação ou coeficiente de risco
l	Local de descarga
L	Comprimento do colector (L)
$L_{colector}$	Comprimento de colector (L)
$Limite$	Parâmetro (-)
$Limite1$	Parâmetro da função de desempenho
$Limite2$	Parâmetro da função de desempenho
$Limite3$	Parâmetro da função de desempenho
max	Máximo
min	Mínimo
n	Parâmetro que pesa a importância da entrada em carga em relação à ocorrência de inundação
nc	Número de critérios ou número de colectores
nd	Número de descargas

<i>ne</i>	Número de eventos
<i>Nnos</i>	Número de nós
<i>Ntot</i>	Azoto total (M ou ML^{-3})
<i>Ntot_{desc}</i>	Concentração média de azoto total descarregada (ML^{-3})
<i>Ntroços</i>	Número de troços
<i>O</i>	Objectivo
<i>p</i>	Peso
<i>P</i>	Perímetro molhado (L)
<i>P_c</i>	Percentil (%)
<i>p_j</i>	Coefficientes de importância relativa dos critérios
<i>pl</i>	Poluente
<i>PR</i>	Diferença entre a cota do terreno e a cota do topo do colector (L)
<i>Ptot</i>	Fósforo total (M ou ML^{-3})
<i>Ptot_{desc}</i>	Concentração média de fósforo total descarregada (ML^{-3})
<i>Pu</i>	Precipitação útil caída na bacia (L^3L^{-2})
<i>Q</i>	Caudal (L^3T^{-1})
<i>Q_{exf}</i>	Caudal de exfiltração (L^3T^{-1})
<i>Q_{inf}</i>	Caudal de infiltração (L^3T^{-1})
<i>Q_{max}</i>	Caudal máximo (L^3T^{-1})
<i>Q_{maxlig}</i>	Caudal máximo das ligações indevidas (L^3T^{-1})
<i>Q_{med}</i>	Caudal medido (L^3T^{-1})
<i>Q_{min}</i>	Caudal mínimo (L^3T^{-1})
<i>Q_{minmed}</i>	Caudal mínimo medido (L^3T^{-1})
<i>Q_{mts}</i>	Caudal médio de tempo seco (L^3T^{-1})
<i>Q_{sc}</i>	Caudal de secção cheia (L^3T^{-1})
<i>R</i>	Grau de sensibilidade do tecido urbano
<i>ramais_{domésticos}</i>	Número de ramais domésticos (-)
<i>RV</i>	Índice de vulnerabilidade do local
<i>S</i>	Produção total de sulfuretos (M ou ML^{-3})
<i>sEn</i>	Indicadores de desempenho ambientais do sistema CARE-S
<i>sFi</i>	Indicadores de desempenho financeiros do sistema CARE-S
<i>Sjus</i>	Concentração de sulfuretos na secção de jusante (ML^{-3})
<i>Smon</i>	Concentração de sulfuretos na secção de montante (ML^{-3})
<i>sOp</i>	Indicadores de desempenho operacionais do sistema CARE-S
<i>sPh</i>	Indicadores de desempenho infra-estruturais do sistema CARE-S
<i>sQS</i>	Indicadores de desempenho de qualidade de serviço do sistema CARE-S
<i>SST</i>	Sólidos suspensos totais (M ou ML^{-3})
<i>SST_{desc}</i>	Concentração média de sólidos suspensos totais descarregada (ML^{-3})
<i>St</i>	Grau de satisfação
<i>T</i>	Temperatura ($^{\circ}C$) ou período de retorno (anos)
<i>t</i>	Tempo (T)
<i>tc</i>	Tempo de concentração da bacia de drenagem (T)
<i>tr</i>	Tempo de retenção da massa líquida na conduta (T)

T_{seco}	Tempo seco antecedente ao evento registado (T)
v	Função valor ou utilidade, ou velocidade do escoamento (LT^{-1})
V	Volume descarregado (L^3)
V_{ADS}	Velocidade máxima do escoamento medida pelo equipamento ADS (LT^{-1})
V_{desc}	Volume de águas residuais descarregado (L^3)
V_{jus}	Volume transportado pelo curso de água imediatamente a jusante do ponto de descarga (L^3)
V_{lig}	Volume de água pluvial proveniente de ligações indevidas (L^3)
V_{max}	Limite máximo para a velocidade do escoamento (LT^{-1})
v_{max}	Velocidade máxima do escoamento (LT^{-1})
V_{min}	Limite mínimo para a velocidade do escoamento (LT^{-1})
V_{mon}	Volume transportado pelo curso de água imediatamente a montante do ponto de descarga (L^3)
$V_{portatil}$	Velocidade máxima do escoamento medida pelo equipamento portátil (LT^{-1})
V_{pu}	Volume precipitação útil caído na bacia (L^3)
V_{mts}	Volume de águas residuais de tempo seco (L^3)
W	Peso
wEn	Indicador de desempenho ambiental do sistema IWA
wO	Peso do objectivo
wOp	Indicador de desempenho operacional do sistema IWA
wPh	Indicador de desempenho infra-estrutural do sistema IWA
wQS	Indicador de desempenho de qualidade de serviço do sistema IWA
x	Classificação da alternativa ou distância longitudinal (L)
X	Valor da alternativa
xp	Valor de x padronizado
Y	Quantificação da disfunção
Y_{max}	Quantificação da disfunção para a menor classificação
Z	Coefficiente que traduz a importância de ultrapassar a carga máxima permitida
Z_p	Parâmetro empírico de Pomeroy (-)

Alfabeto grego

α	Limiar da concordância ou factor de distribuição da velocidade
β	Limiar da discordância
$\delta^{18}O$	Isótopo de Oxigénio
ΔH	Carga de água no colector (L)
γ	Coefficiente que traduz o peso da vulnerabilidade
μ	Média
σ	Desvio padrão

LISTA DE SIGLAS

SIGLA	SIGNIFICADO
ABES	- Associação Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental (Brasil)
ACCV	- Análise do custo do ciclo de vida
ADERASA	- Asociación de Entes Reguladores de Agua y Saneamiento de las Américas
AEA	- Agência Europeia do Ambiente
AEROSEP	- Modelo de análise das condições de aerobiose e septicidade em sistemas de águas residuais
AFERAS	- Asociación Federal de Reguladores de Agua y Saneamiento (Argentina).
APDA	Associação Portuguesa de Distribuidores de Água (Portugal)
APUSS	- Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Drainage Systems (Projecto Europeu)
APWA	- American Public Works Association (Estados Unidos da América)
ASCE	- American Association of Civil Engineering (Estados Unidos da América)
ATV	- Abwassertechnische Vereinigung (Alemanha)
AWA	- Australian Water Association (Austrália)
AWWA	- American Water Works Association (Estados Unidos da América)
BD	- Base de dados
Blockage Tool	- Modelo de previsão de falhas do CARE-S
borudo	- Udómetro instalado na Quinta do Borel
BS	- British Santard
BT	- Bureau Technique de Normalisation
BUBI	- Grupo dos Estados Bálticos
CARE-S	- Computer Aided Rehabilitation of Sewer Networks (Projecto Europeu)
CARE-W	- Computer Aided Rehabilitation of Water Networks (Projecto Europeu)
CCTV	- Closed Circuit Television
CEI	- Commission Electrotechnique Internationale
CEMAGREF	- Institut de Recherche pour l'Ingénierie de l'Agriculture et de l'Environnement (França)
CEN	- Comissão Europeia de Normalização
CIRIA	- Construction Industry Research and Information Association (Reino Unido)
CLABSA	- Clavegueram de Barcelona, S.A (Espanha)
CML	- Câmara Municipal de Lisboa
COST	- European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research
CSIRO	- Australian Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (Austrália)
DEFINITE	- Decisions with a Finite Set of Alternatives

SIGLA	SIGNIFICADO
Degradation Tool	- Modelo de previsão da degradação estrutural do CARE-S
DETR	- Department of the Environment, Transport and Regions (Reino Unido)
DGA	- Direcção Geral do Ambiente (Portugal)
DHA	- Departamento de Hidráulica e Ambiente (do LNEC)
DHI	- Danish Hydraulic Institute (Dinamarca)
e.p.	- Equivalente populacional
E.U.A.	- Estados Unidos da América
EEA	- Environmental European Agency (Agência Europeia do Ambiente)
EFTA	- Associação Europeia do Comércio Livre
ELECTRE	- Elimination et Choix Traduisant la Réalité
EN	- Norma Europeia
EPA	- Environmental Protection Agency
EPANET	- Modelo de simulação de redes de abastecimento da água (EPA)
EQS	- Environmental Quality Standards
ESL	- Escoamento em superfície livre
ESP	- Escoamento sob pressão
ETAR	- Estação de Tratamento de Águas Residuais
ETC/WTR	- European Topic Centre on Water
EWA	- European Water Association
FWR	- Foundation for Water Research (Reino Unido)
ExtCorr	- Modelo de previsão da corrosão externa do CARE-S
GRTB	- Grupo Regional de Trabajo de Benchmarking de ADERASA
IBNET	- International Benckmarking Network
I&D	- Investigação e Desenvolvimento
IDF	- Intensidade-Duração-Frequência
IEC	- International Electrotechnical Commission
IFEN	- Institut Français de l'Environnement (França)
INAG	- Instituto Nacional da Água (Portugal)
INE	- Instituto Nacional de Estatística (Portugal)
INSAAR	- Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (Portugal)
IPQ	- Instituto Português da Qualidade (Portugal)
IQA	- Institute of Quality Assurance (Reino Unido)
IRAR	- Instituto Regulador de Águas e Resíduos (Portugal)
ISO	- International Organization for Standardization
IWA	- International Water Association
LCA	- Life-Cicle Cost Analysis
LNEC	- Laboratório Nacional de Engenharia Civil (Portugal)
LOAD	- Modelo de previsão da probabilidade de colapso do CARE-S
MACBETH	- Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique

SIGLA	SIGNIFICADO
MAOT	- Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (Portugal)
MARESS	- Multi Attribute Rehabilitation of Sewer Systems
MOUSE	- Modelling of Urban Sewer Systems
NAO	- National Audit Office (Reino Unido)
NES	- Núcleo de Engenharia Sanitária (do LNEC)
NP EN	- Versão portuguesa da norma europeia
NRC	- National Research Council of Canada (Canadá)
NTNU	- Norwegian University of Science and Technology (Noruega)
OCDE	- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económicos
OFWAT	- Office of Water Services (Reino Unido)
OMS	- Organização Mundial de Saúde
OOP	- Object Oriented Programming
PC	- Personal Computer
PDA	- Personal Digital Assistant
p.p.m.	- Partes por milhão
PBM SIG	- Performance Based Management Special Interest Group
PDCA	- Plan-do-check-act
PEAASAR	- Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais
PEAD	- Polietileno de alta densidade
PERI	- Plano Estratégico dos Resíduos Agro-industriais (Portugal)
PERSU	- Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (Portugal)
PI-Waters	- Performance Indicators for Waters (Projecto Europeu)
PNA	- Plano Nacional da Água
POE	- Programa Operacional da Economia
prEN	- Projecto de norma europeia
PROMETHEE	- Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations
PVC	- Policloreto de vinilo
QUEST	- Quantification of Exfiltration from Sewer with artificial Tracers (método de medição da exfiltração)
QUEST-C	- Quantification of Exfiltration from Sewer with artificial Tracers – Continuous dosing (método de medição da exfiltração)
RERAU	- Réhabilitation des Réseaux d’Assainissement Urbains (Projecto francês)
RTC	- Real Time Control
SANEST	- Saneamento da Costa do Estoril
SD	- Sistema separativo doméstico
SEAWUN	- Rede de entidades gestoras de água do Sudeste Asiático
SIG	- Sistema de informação geográfica
SINTEF	- The Foundation for Scientific and Industrial Research (Noruega)
S.M.	- Serviços Municipalizados
SMAS	- Serviços Municipalizados de Água e Saneamento

SIGLA	SIGNIFICADO
SP	- Sistema separativo pluvial
SPRINT SP98/2	- Aplicação da Análise Hidráulica para a Reabilitação de Sistemas de Drenagem Urbana nos Estados Membro (Projecto europeu)
SU	- Sistema Unitário
SWMM	- Storm Water Management Model
TC	- Comissões Técnicas de Normalização
TG	- Subgrupos de Trabalho de Normalização
UE	- União Europeia
UNFPA	- United Nations Population Fund
UNICEF	- United Nations Children's Fund
USACE	- United States Army Corps of Engineers (Estados Unidos da América)
USAID	- United States Agency for International Development (Estados Unidos da América)
USEPA	- United States Environmental Protection Agency (Estados Unidos da América)
VLE	- Valores limites de emissão
VMA	- Valores máximos admissíveis
VMR	- Valores máximos recomendados
WAA	- Water Authorities Association
WATS	- Modelo de previsão da corrosão interna do CARE-S
WEF	- Water Environmental Federation (Estados Unidos da América)
WERF	- Water Environmental Research Foundation (Estados Unidos da América)
WG	- Grupos de Trabalho de Normalização
WHO	- World Health Organization / Organização Mundial de Saúde
WIN	- Water Infrastructure Network (Estados Unidos da América)
WRc	- Water Research Centre (Reino Unido)
Z-model	- Modelo de previsão da corrosão interna do CARE-S

1. INTRODUÇÃO

1.1. ENQUADRAMENTO E JUSTIFICAÇÃO DO TEMA

Nas últimas décadas, a indústria da água tem sofrido um rápido desenvolvimento em grande parte do mundo, incluindo Portugal. Actualmente, as iniciativas a realizar neste domínio visam um desenvolvimento sustentável, ou seja, procuram racionalizar e otimizar os recursos disponíveis, através da implementação de soluções integradas e economicamente mais eficazes, de forma a permitir um desempenho aceitável dos sistemas, ao longo do ciclo de vida, assim como dos serviços (Coelho, 1997).

Os sistemas de saneamento destinam-se à prestação de um serviço público fundamental para a saúde e o bem-estar das populações: satisfazer as necessidades das comunidades no que respeita ao fornecimento de água, drenagem das águas residuais e remoção de resíduos sólidos, incluindo o tratamento e destino ou disposição final, de forma a preservar a saúde pública e o ambiente.

A forma de concretização desses objectivos pelas entidades gestoras de sistemas de saneamento tem evoluído ao longo do tempo. Presentemente, a melhoria da qualidade do serviço prestado pelas entidades gestoras dos sistemas às comunidades tornou-se uma questão prioritária. A disponibilização de medidas que permitam avaliar os níveis de serviço, nos seus diversos componentes, é indispensável para que as entidades gestoras conheçam o impacto efectivo dos investimentos efectuados ou das acções praticadas. Neste contexto, e numa perspectiva empresarial moderna, a utilização de indicadores de desempenho que traduzam a qualidade do serviço praticado torna-se indispensável, como instrumento de apoio à gestão dessas entidades. Por outro lado, num período de investimentos significativos neste sector, é importante a criação de mecanismos de avaliação das prioridades de financiamento, de selecção de projectos e de quantificação da eficácia dos investimentos efectuados (Coelho e Alegre, 1998).

A evolução do enquadramento legal no domínio do saneamento motivou o desenvolvimento de um quadro de referência para o enquadramento da actividade dos diversos operadores, públicos ou privados, através da medição sistemática e periódica dos níveis de serviço prestado. Os níveis de serviço constituem instrumentos de base para o planeamento estratégico, para o diagnóstico e identificação de problemas existentes e da sua gravidade, apoiando as entidades na gestão global dos sistemas (Coelho e Alegre, 1998).

No domínio da drenagem urbana, para além do desenvolvimento de uma nova concepção dos sistemas e das práticas de construção associadas que satisfaçam as exigências de sustentabilidade, constituem prioridades a melhoria e a beneficiação das práticas de gestão e de reabilitação dos sistemas existentes. Neste contexto, reveste-se de particular importância a avaliação do desempenho, tanto dos sistemas existentes como dos resultados das medidas de beneficiação. Para atingir com eficácia os objectivos pretendidos é necessário desenvolver novas ferramentas para apoiar quer o diagnóstico do desempenho dos sistemas quer a tomada de decisão de intervenções para reabilitação.

Os principais problemas encontrados em sistemas de drenagem urbana resultam designadamente de: deficiências hidráulicas e estruturais nos sistemas existentes; deficiências ou mesmo ausência de tratamento dos caudais escoados e descargas directas para o meio receptor, tanto a partir de sistemas unitários durante tempo chuvoso como a partir de sistemas separativos domésticos ou de descargas pluviais poluídas. As principais consequências destes problemas são as inundações, com os danos e perdas associados, a contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais, com a resultante degradação estética e da qualidade da água, e os riscos para a saúde pública.

A protecção do meio receptor é uma componente importante na política da União Europeia (UE), traduzida no campo legislativo pelo estabelecimento de directivas. Desde 1988, as estratégias adoptadas pela UE incluem como objectivo relevante a criação de uma abordagem integrada ao nível do ciclo urbano da água, conjuntamente com os sectores colaterais de actividade. No domínio da drenagem urbana, assumem particular relevância as seguintes directivas:

- Directiva n.º 91/271/CEE de 21 de Maio (transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho), relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, dadas as suas implicações institucionais, técnicas e financeiras;
- Directiva n.º 2000/60/CE ou Directiva-Quadro da Água (transposta para a legislação portuguesa através da Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro);
- Directiva n.º 91/676/CEE, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, (transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro);
- Directiva n.º 76/160/CEE, relativa à qualidade das Águas Balneares (transposta para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto) que foi revogada pela nova Directiva das Águas Balneares – Directiva n.º 2006/7/CE de 15 de Fevereiro, que aguarda transposição para a legislação portuguesa.

A actuação dos serviços responsáveis pelos sistemas de águas residuais é condicionada, por um lado, pela obrigação de cumprir metas rigorosas estabelecidas pela legislação europeia; por outro lado, e devido à expansão, degradação e envelhecimento dos sistemas, pela necessidade de proceder à sua reabilitação, num quadro de limitação dos recursos financeiros disponíveis. Este contexto torna claro que não será possível cumprir a legislação em vigor sem o estabelecimento de estratégias de planeamento e de reabilitação baseadas numa abordagem integrada. Este facto leva ao reconhecimento da necessidade de desenvolvimento de ferramentas eficazes para o apoio à concepção, à exploração, ao diagnóstico e à reabilitação de sistemas de drenagem urbana. Com efeito, a utilização racional dos recursos financeiros implica o estabelecimento correcto de prioridades de intervenção nos sistemas, ou seja, que se actue onde, quando e como for mais adequado, tendo em vista o desempenho global dos sistemas, numa óptica de desenvolvimento sustentado. Acrescem, ainda, os novos desafios colocados pela evolução da nossa sociedade, nomeadamente a tendência para que os bens e serviços sejam pagos por quem deles beneficia dando, naturalmente, maior protagonismo ao consumidor ou utilizador, que pretendem ver cumpridas as normas que protejam os seus direitos, assim como a preocupação com a qualidade ambiental, ambos condicionantes dos processos decisórios (Tavares, 1996).

O Water Research Centre (Reino Unido) publicou um manual para apoio à reabilitação dos sistemas de drenagem urbana (WRc, 1994) com o objectivo de fornecer um quadro geral de referência que poderá ser adaptado em função dos critérios locais. Aqui, é apontada a necessidade de proceder à avaliação do desempenho dos sistemas e são apresentados alguns requisitos a ter em conta na definição dos critérios de desempenho. Também na norma europeia EN 752 (1996) são estabelecidos requisitos de desempenho a ter em conta na concepção, projecto, instalação e operação dos sistemas de drenagem essencialmente gravíticos. No entanto, permanece ainda em falta o estabelecimento de uma abordagem objectiva, integrada, quantificada e normalizada de avaliação do desempenho daquele tipo de infra-estruturas.

As medidas ou indicadores de desempenho são actualmente muito utilizados em vastos sectores da indústria, particularmente para apoiar os processos de tomada de decisão económico-financeira. A sua aplicação à indústria da água, ainda relativamente recente, iniciou-se no domínio do abastecimento de água (Alegre, 1992; Matos *et al.*, 1993; Skarda, 1995; Lobato Faria e Alegre, 1996; Coelho, 1996; MWA, 1996; Yeppes e Dianderas, 1996; Deb e Cesario, 1997; Cubillo, 1997; Van Der Willigen, 1997; Oatridge, 1997; Alegre *et al.*, 2000; Matos *et al.*, 2003). Apesar do potencial demonstrado em muitos domínios, ainda não se utiliza uma metodologia objectiva, sistemática, eficaz e normalizada no campo dos sistemas de

drenagem urbana. Na situação actual, o desenvolvimento de uma abordagem sistemática e normalizada de avaliação do desempenho dos sistemas de drenagem urbana, baseada em medidas objectivas e quantitativas, indicadores de desempenho técnico, afigura-se como inovadora e fundamental. Esta abordagem permitirá avaliar o desempenho de sistemas, novos ou existentes, assim como de alternativas de projecto e beneficiação, de acordo com normas e legislação em vigor, apoiando a tomada de decisão na selecção dessas alternativas e no estabelecimento das prioridades de reabilitação.

1.2. SITUAÇÃO ACTUAL E NECESSIDADES DE INVESTIGAÇÃO E DESENVOLVIMENTO

No sector do abastecimento de água, o LNEC tem tido um papel importante no desenvolvimento de novas ferramentas de análise e avaliação do desempenho dos sistemas, nos aspectos técnico, operacional, económico e de gestão global. O resultado desta extensa actividade de investigação e desenvolvimento (Coelho, 1997; Coelho e Alegre, 1998) deu origem a um quadro generalizado de indicadores de desempenho, desenvolvido e testado, a nível internacional, através da *International Water Association* (IWA) e de um conjunto de trabalhos na área da avaliação do desempenho a partir da modelação matemática (Coelho, 1996; IWA, 1999). É bem conhecido o interesse e o sucesso destas ferramentas, em especial pelos gestores dos serviços de água (Alegre e Almeida, 1995; IWA, 1999). Além das entidades gestoras, existe um vasto número de outros potenciais utilizadores, tais como as entidades reguladoras, os agentes financeiros, as autoridades responsáveis pelas políticas nacionais e regionais, e os próprios consumidores.

A avaliação do desempenho constitui um meio de quantificar de uma forma objectiva as potencialidades e as deficiências dos sistemas, constituindo um suporte para a adopção de medidas correctivas de reabilitação, além de permitir estabelecer comparações independentes e em base normalizada. Desta forma, é possível apoiar a selecção de estratégias de reabilitação e de prioridades de investimento, assim como a selecção de novos projectos. A um nível mais geral, esta avaliação permite definir opções de gestão e, eventualmente, identificar a necessidade do estabelecimento de regulamentação complementar.

Considera-se que a extensão desta abordagem aos sistemas de águas residuais é de grande interesse e oportunidade. O trabalho e os conceitos desenvolvidos no âmbito dos sistemas de abastecimento de água (Alegre, 1992; Coelho, 1997; Alegre e Coelho, 1998) podem ser rentabilizados e potenciados com uma aplicação específica à análise do funcionamento, dos

problemas e da especificidade dos sistemas de drenagem urbana. Algum trabalho nesta área, tem sido desenvolvido e reportado por Cardoso *et al.* (1999a), Cardoso *et al.* (1999b), Cardoso *et al.* (2004a) e Cardoso *et al.* (2005b).

A norma europeia EN 752-5 (1997) define a reabilitação dos sistemas de drenagem urbana como o conjunto de todas as medidas de intervenção física num sistema de drenagem existente conducentes a uma melhoria do seu desempenho. No entanto, não é mencionada a forma de quantificar o desempenho. Por outro lado, o Decreto-Lei n.º 152/97, que transpõe para o direito interno a Directiva n.º 91/271/CEE relativamente ao tratamento das águas residuais urbanas, estipula que a concepção, a construção e a manutenção dos sistemas de drenagem deve obedecer aos melhores conhecimentos técnicos disponíveis, considerando a sua viabilidade económica. Os aspectos a ter em conta incluem o volume e as características das águas residuais urbanas, a prevenção de fugas e de infiltração nos sistemas, e a limitação da poluição dos meios receptores devida às descargas directas por ocorrência de precipitação. Estes aspectos terão, assim, de ser incluídos na abordagem de quantificação do desempenho dos sistemas.

O desempenho dos sistemas é tradicionalmente traduzido em termos de impacto ambiental (e.g. ocorrência de descargas directas dos sistemas para os meios receptores, de inundações e de fugas), comportamento hidráulico (e.g. ocorrência de cheias e inundações, de entrada em carga dos colectores, de assoreamento e de obstruções) e condição estrutural (e.g. ocorrência de assentamentos, corrosão, colapsos), estando muitos destes factores interligados. Por outro lado, o desempenho é frequentemente expresso em função das práticas de projecto utilizadas que, sendo diferentes de país para país, resultam numa variedade de formas de interpretação do que é considerado bom ou mau comportamento, estando muitas vezes associado ao nível de serviço.

As ferramentas disponíveis para a análise, diagnóstico e avaliação do desempenho dos sistemas incluem os métodos baseados em observações por inspecção, os modelos matemáticos e a monitorização dos sistemas. Actualmente, estas ferramentas são fundamentais para o conhecimento do comportamento dos sistemas, podendo vir a ser potenciadas e complementadas com novos desenvolvimentos, que permitam sintetizar e interpretar os seus resultados, facilitando a tomada de decisão. Os modelos matemáticos, constituindo um instrumento importante, fornecem resultados geralmente complexos, de difícil e, frequentemente, pouco objectiva interpretação, sobretudo quando há necessidade de comparar diferentes soluções. Os resultados da monitorização, quando disponíveis, fornecem grande volume de dados, de complexa interpretação. Desta forma, a disponibilização de uma ferramenta que processe, analise, sintetize e interprete estes resultados, de uma forma

sistemática e objectiva, traduzindo-os em valores de desempenho do sistema, constitui claramente uma mais valia para as entidades gestoras dos sistemas.

À medida que o nível de atendimento providenciado pelas infra-estruturas de drenagem de águas residuais aumenta, as infra-estruturas já existentes envelhecem, degradando o seu desempenho. Por este facto, o investimento a realizar nos sistemas tenderá, previsivelmente, a aumentar no domínio da reabilitação dos sistemas existentes e a diminuir na construção de novos sistemas. Este desafio é reconhecido e requer novos métodos para apoiar as decisões de intervenção e investimento (Chocat *et al.*, 2004). Assim, e em face dos desenvolvimentos que se têm observado neste domínio nos últimos anos, é previsível que a avaliação do desempenho dos sistemas, realizada de uma forma objectiva, sistemática e normalizada, venha a ter uma aplicação crescente a curto prazo, no âmbito dos planos de reabilitação.

1.3. OBJECTIVOS E METODOLOGIA

O objectivo principal desta dissertação é o desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação objectiva, quantificada, sistematizada e normalizada do desempenho de sistemas de drenagem urbana. Esta metodologia deverá incluir uma variedade de aspectos relacionados com o comportamento e a operação dos referidos sistemas, designadamente nas vertentes hidráulica e ambiental, e poderá ser utilizada como uma metodologia comum à análise de outras áreas do desempenho, incluindo aspectos estruturais, económicos e sociais.

A metodologia é desenvolvida como uma ferramenta de engenharia que complementa as técnicas de avaliação já existentes. Esta nova ferramenta permite a análise e o diagnóstico do desempenho global dos sistemas, coligindo e processando a informação sobre eles obtida, nomeadamente através da inspecção, modelação matemática e monitorização das redes, fornecendo um enquadramento normalizado para o apoio à tomada de decisão.

Actualmente, através da monitorização dos sistemas, é possível conhecer o seu funcionamento real para as ocorrências registadas. Através da modelação matemática, é possível desenvolver modelos de simulação hidráulica e de qualidade da água que permitem efectuar simulações dos sistemas e inferir o seu comportamento, para várias situações reais ou previsíveis.

A presente dissertação propõe-se realizar um passo seguinte em que, posteriormente à utilização dos modelos de simulação ou de resultados de monitorização, se utilize uma metodologia de avaliação do desempenho técnico. Os objectivos específicos deste trabalho são os seguintes:

- Definição dos domínios de análise do desempenho.

- Definição dos aspectos ou propriedades do sistema que caracterizam os problemas técnicos do seu funcionamento, relevantes para traduzir o seu desempenho.
- Definição de uma forma consistente, sistemática, normalizada e comparável de análise de cada aspecto identificado, através de variáveis ou indicadores de desempenho e das respectivas escalas de aplicação.
- Definição de funções de desempenho e de generalização, para cada variável ou indicador.
- Definição da interpretação dos resultados da avaliação, com a finalidade de permitir uma avaliação global e integrada do desempenho de sistemas de drenagem urbana, utilizando resultados de modelos de simulação e de monitorização dos sistemas.

Esta metodologia inclui o cálculo de medidas ou indicadores de desempenho técnico de cada uma das variáveis de estado que caracterizam o desempenho, durante um determinado período de simulação ou de monitorização; a determinação do desempenho do sistema, através da definição de funções de desempenho que transformam os valores das variáveis de estado em valores de desempenho; e a interpretação global do desempenho do sistema calculado com base em funções de generalização, tal como se apresenta esquematicamente na Figura 1.1.

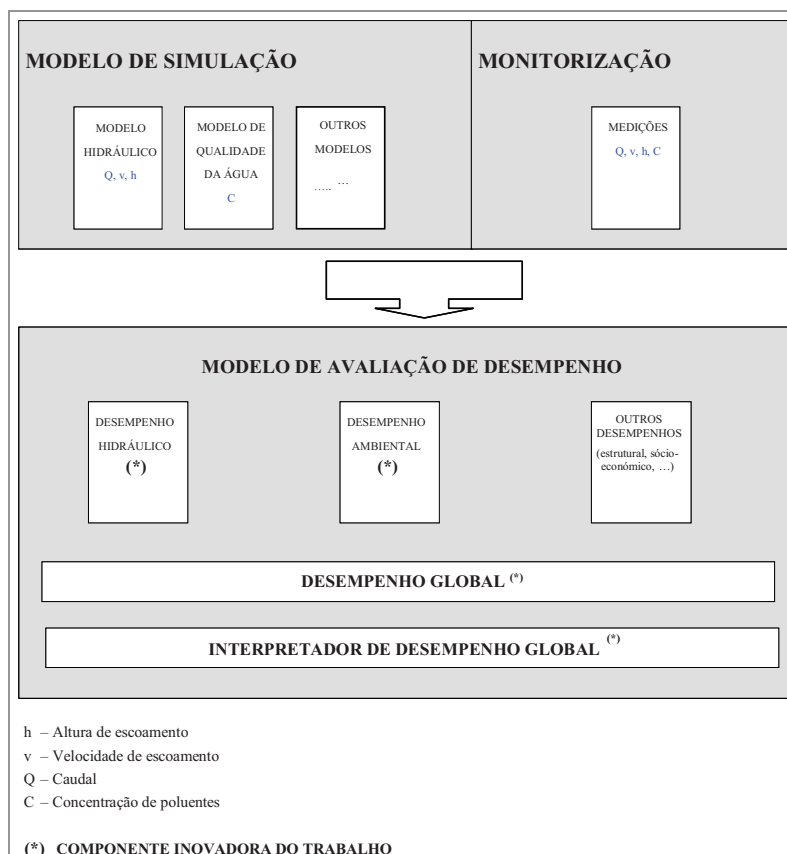


Figura 1.1 – Esquema geral do desenvolvimento da metodologia proposta

Após o desenvolvimento da metodologia de avaliação do desempenho procede-se à sua validação, no que se refere às medidas ou indicadores técnicos de desempenho, às funções de desempenho desenvolvidas e às funções de generalização estabelecidas.

A validação é realizada através da aplicação da metodologia a casos de estudo, incluindo, nomeadamente, sistemas que anteriormente foram já objecto de estudos de monitorização e de modelação matemática.

O desenvolvimento da metodologia que se propõe na presente dissertação foi realizado no âmbito de projectos de investigação, nomeadamente os seguintes:

- Projecto nacional – “Uma nova abordagem para o diagnóstico e a reabilitação de sistemas de drenagem urbana – modelação de indicadores de desempenho hidráulico e ambiental” financiado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia, Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), Programa PRAXIS XXI (POCTI/ECM/12118/98/2001) e co-financiado pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Instituto Superior Técnico (IST) e Saneamento da Costa do Estoril (SANEST S. A.);
- Projecto Europeu – APUSS “Assessing infiltration and exfiltration on the performance of urban sewer systems” financiado pela Comissão Europeia no âmbito do 5º Programa Quadro, que contribui para a implementação das Acções Chave “Desenvolvimento sustentável e qualidade da água” sob o contrato n.º EVK1-CT-2000-00072 Energia, Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

1.4. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação encontra-se organizada em sete capítulos. Após a introdução, o segundo capítulo apresenta o contexto geral da drenagem urbana, com referência aos tipos de sistemas de drenagem urbana existentes, à caracterização da drenagem urbana em Portugal e à gestão técnica dos sistemas de drenagem urbana.

O terceiro capítulo apresenta o estado da arte focando, por um lado, os aspectos ligados ao processo da tomada de decisão, à análise multicritério e à influência da incerteza e do risco na decisão, apresentando exemplos de aplicações de tomada de decisão; por outro lado, descrevendo os aspectos ligados ao processo e às metodologias de avaliação do desempenho, a sua ligação com a gestão da qualidade e a importância da qualidade dos dados utilizados nos resultados avaliação e, ainda, analisando os sistemas de drenagem urbana, em especial nos

aspectos relacionados com o seu desempenho técnico, apresentando a evolução histórica destes sistemas, o seu funcionamento e as suas principais deficiências.

O quarto capítulo descreve uma proposta de metodologia de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, que inclui a definição: dos domínios de avaliação e dos aspectos ou propriedades do sistema relevantes para o seu desempenho; de uma forma consistente e comparável de análise, sistemática e normalizada, de cada aspecto identificado; de funções de desempenho e de generalização aplicáveis individualmente a cada aspecto; da interpretação do resultados da avaliação. Apresenta-se, ainda, a estrutura do programa computacional para aplicação da metodologia de avaliação do desempenho.

O quinto capítulo descreve os sete casos de estudo utilizados para a validação da metodologia. Os casos de estudo seleccionados correspondem a sistemas de drenagem com características distintas, no que respeita aos aspectos avaliados e à escala de aplicação. O sistema de saneamento da Costa do Estoril (SANEST) é um grande sistema interceptor multimunicipal separativo doméstico onde foi avaliado o desempenho hidráulico e ambiental.

O sistema de drenagem do Borel, no Concelho da Amadora, é um sistema separativo constituído pela rede doméstica e pela rede pluvial, e corresponde a uma pequena bacia municipal de ocupação residencial urbana, onde foi avaliado o desempenho hidráulico. Nesta bacia foi realizado um estudo experimental para quantificação e avaliação do impacto das ligações indevidas no desempenho técnico do sistema separativo doméstico e foi, ainda, efectuada uma previsão do impacto da degradação estrutural dos colectores no desempenho do sistema.

O sistema de drenagem da cidade de Lisboa é, em grande parte, um sistema unitário de grande dimensão, sujeito a efeitos de maré a jusante, no qual se avaliou o desempenho hidráulico de duas sub-bacias.

O sistema de drenagem da cidade de Innsbruck, na Áustria, é um sistema unitário onde foi aplicada a avaliação do desempenho ambiental.

O sistema de drenagem de Yzeron, em França, é um sistema unitário de grande dimensão onde foi levada a cabo uma avaliação do desempenho hidráulico, relativo aos aspectos da infiltração nos colectores. O sistema de drenagem de Ecully, em França, é um sistema unitário onde foi efectuada uma aplicação da avaliação do desempenho relativamente aos aspectos da infiltração e da exfiltração nos colectores.

O sistema de drenagem de Torraccia, em Itália, é um sistema unitário, com características da bacia e climáticas distintas das dos sistemas franceses, onde foi realizada uma aplicação da

avaliação do desempenho relativamente aos aspectos da infiltração e da exfiltração nos colectores.

No sexto capítulo descreve-se a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico aos diferentes casos de estudo. Estes incluem sistemas separativos e unitários de diferentes dimensões e características. A aplicação inclui o teste e a validação das variáveis e dos indicadores de desempenho propostos, relativos a todos os aspectos definidos para a análise e às diferentes escalas de aplicação. Neste capítulo são ainda apresentados, discutidos e analisados os resultados obtidos, que permitem validar a metodologia proposta.

No sétimo capítulo faz-se uma síntese do trabalho desenvolvido, apresentam-se as conclusões da dissertação e fazem-se sugestões para futuros desenvolvimentos.

2. CONTEXTO GERAL DA DRENAGEM URBANA

2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

O presente capítulo tem como objectivo apresentar o contexto geral da drenagem urbana. Para tal, faz-se uma descrição dos tipos de sistemas existentes; apresenta-se a situação em Portugal, assim como a legislação, regulamentação e normalização mais relevantes neste domínio; descrevem-se os principais aspectos da gestão técnica dos sistemas de drenagem urbana, nomeadamente a gestão da informação, a monitorização, a análise e o diagnóstico dos sistemas e a sua operação, manutenção e reabilitação. Estes últimos aspectos referidos têm uma importância fundamental para garantir um bom desempenho, quer dos sistemas quer dos serviços de águas residuais.

Os últimos 40 anos foram marcados por um crescimento urbano, de ritmo particularmente intenso e acelerado, provocando profundas alterações no ciclo hidrológico natural. Com efeito, a urbanização tem como consequência um aumento da impermeabilização dos solos, provocando acréscimos significativos nos volumes de escoamento superficial das bacias e dos caudais de ponta, o que implica uma necessidade acrescida de meios para efectuar eficazmente a drenagem das águas pluviais e o controlo das inundações. A urbanização induz, também, uma concentração das populações e de actividades humanas, com consequências inerentes na intensificação da utilização da água para diversos usos, verificando-se, consequentemente, um aumento da produção de águas residuais e de resíduos, em geral. Os aspectos aqui focados favorecem a deterioração das águas pluviais e dos meios receptores, o que implica necessidades acrescidas de racionalização do uso da água, da drenagem das águas residuais e do controlo da poluição gerada pelas descargas naqueles meios (Matos *et al.*, 1994).

A drenagem das águas residuais domésticas e pluviais é feita através dos sistemas de drenagem urbana. Os principais objectivos destes sistemas são: colectar e transportar os efluentes das águas residuais domésticas até um local apropriado para efeitos de tratamento e de descarga final, preservando deste modo a saúde pública; conduzir as águas pluviais, evitando a ocorrência de inundações e assegurando que as condições de descarga são compatíveis com os objectivos de qualidade dos meios receptores. O funcionamento dos sistemas de drenagem urbana é detalhado na secção 3.4.

Durante o século XX verificou-se um intenso crescimento da população em zonas urbanas, que se manterá no século XXI, sendo previsível que em 2025 cerca de 58% da população mundial habite em área urbanas (UNFPA, 2002). Este crescimento conduz a um aumento das

solicitações aos sistemas de drenagem urbana, tendo como consequência os efeitos atrás descritos. Por esta razão, as capacidades de resposta dos sistemas de drenagem existentes às novas ligações que se venham a efectuar, não serão, provavelmente, suficientes para fazer face às necessidades que a nova expansão urbana irá requerer, aumentando o risco de insuficiência das redes existentes, a probabilidade de ocorrência de inundações, e o efeito das descargas de efluentes sem tratamento adequado para os meios receptores, contribuindo para a sua acelerada degradação e para o aumento da pressão ambiental.

Os sistemas de drenagem urbana, para além de prestarem um serviço fundamental para a saúde e o bem-estar das populações, e para a preservação do ambiente, com todos os benefícios económicos e sociais daí decorrentes, constituem uma parcela do património construído de grande valor, a proteger e a manter, correspondente a vultuosos investimentos realizados no passado e a realizar no futuro. Nos Estados Unidos da América (E.U.A.), em 1994, o financiamento público gasto em infra-estruturas de águas residuais foi, aproximadamente, de 22 biliões de dólares, cerca de 13% do valor total gasto em infra-estruturas (USEPA, 2002). A *Environmental Protection Agency* (EPA) estimava que o valor dos sistemas de drenagem urbana nos E.U.A. estaria compreendido entre 700 biliões de dólares e 1,8 triliões de dólares (Arbour e Kerri, 1998). O custo estimado de construção, operação e manutenção das infra-estruturas de águas residuais, nos E.U.A., entre o ano 2000 e o ano 2019 é de 900 biliões de dólares, o que representa anualmente um valor de 45 biliões de dólares (WIN, 2000). As cidades europeias investem, actualmente, cerca de 5 biliões de euros por ano na reabilitação dos sistemas de drenagem urbana, valor que tem tendência a aumentar nas próximas décadas, devido ao envelhecimento dos sistemas (Saegrov, 2005). Em Portugal previu-se, em 1999, um investimento, entre o ano 2000 e o ano 2006, de cerca de 2,5 biliões de euros, para atingir um nível de cobertura de 90% em 2006 (MAOT, 2000). A estimativa dos investimentos necessários para a conclusão das infra-estruturas dos sistemas de drenagem de águas residuais até 2013 é de 480 milhões de euros, para os sistemas plurimunicipais, e de 1,5 biliões de euros para os sistemas municipais (MAOT, 2006).

A sustentabilidade das cidades requer que os seus subsistemas também o sejam. Lundin (1999) define como um sistema urbano de água sustentável aquele que, no longo prazo, deve fornecer os serviços requeridos, protegendo a saúde pública e o ambiente, com a menor utilização possível de recursos. Gerir estas infra-estruturas de forma sustentável é, cada vez mais, uma necessidade, tendo em conta as limitações financeiras, o aumento de exigências regulamentares, a degradação dos sistemas devida ao seu envelhecimento, a qualidade do serviço prestado aos utilizadores, cada vez mais exigentes, e as obrigações estabelecidas pelas entidades reguladoras.

Desta forma, é fundamental utilizar os meios ao dispor das entidades gestoras que possam contribuir para uma gestão eficaz e eficiente dos sistemas de drenagem urbana.

2.2. SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

2.2.1. Tipos de sistemas

Os principais objectivos dos sistemas de drenagem urbana são os seguintes (Matos *et al.*, 1994): recolher e transportar as águas residuais domésticas e industriais até um local de tratamento adequado (Estação de Tratamento de Águas Residuais - ETAR), preservando a saúde pública; conduzir as águas pluviais, resultantes do escoamento superficial de áreas impermeáveis, até um destino final adequado, evitando a ocorrência de inundações; e garantir o cumprimento das condições de descarga, tanto das ETAR como de descargas de sistemas unitários por ocorrência de precipitação ou de sistemas separativos pluviais, preservando os meios receptores.

Os sistemas de drenagem urbana são constituídos essencialmente por redes de colectores, elementos acessórios (câmaras de visita, câmaras de corrente de varrer, sarjetas, sumidouros e descarregadores), instalações complementares (instalações elevatórias, bacias de retenção, sifões invertidos, desarenadores e câmaras de grades), instalações de tratamento e dispositivos de descarga final.

Os sistemas de drenagem urbana podem ser classificados, consoante a finalidade a que se destinam e a natureza das águas residuais que transportam, nos seguintes tipos (Matos, 1993b), representados na Figura 2.1:

- *Sistemas separativos* – constituídos por duas redes distintas de colectores, destinando-se uma a transportar as águas residuais domésticas e industriais até à ETAR, para tratamento; e a outra a conduzir as águas pluviais ou similares, que são descarregadas directamente no meio receptor, como se esquematiza na Figura 2.2;
- *Sistema unitário* – constituído por uma única rede de colectores onde são misturadas as águas residuais domésticas e industriais e as águas pluviais; durante o tempo seco as águas residuais domésticas e industriais são conduzidas, em regra, à ETAR, onde são tratadas. Na ocorrência de precipitação, quando a capacidade do sistema ou da ETAR, é ultrapassada, o caudal excedente é descarregado para o meio receptor, através de descarregadores de tempestade, o que se designa por *descarga de excedentes por ocorrência de precipitação* (Marsalek *et al.*, 1992), como se esquematiza na Figura 2.3.

- *Sistema misto* – constituído pela conjugação dos dois tipos anteriores, em que uma parte funciona como sistema unitário e outra como sistema separativo;
- *Sistema pseudo-separativo* – em que parte das águas pluviais caídas sobre a bacia são conduzidas à rede doméstica como, por exemplo, a ligação de águas pluviais de pátios interiores ao colector de águas residuais domésticas, em condições excepcionais.

Existem, ainda, outros tipos de sistemas de drenagem, designados por *sistemas não convencionais*, que têm tido já aplicações noutros países, mas ainda com aplicação muito limitada em Portugal. Estes sistemas destinam-se à drenagem de pequenos aglomerados populacionais, em condições orográficas e topográficas desfavoráveis (regiões planas, montanhosas, rochosas, zonas com elevados níveis freáticos), com o objectivo de constituírem soluções técnico-economicamente mais sustentáveis, em relação às soluções tradicionais. Não sendo estes sistemas objecto da presente dissertação descrevem-se, seguidamente mas de forma sucinta, os seguintes *sistemas não convencionais* (Galvão e Matos, 2004; Bentes *et al.*, 2004):

- *Sistema de esgotos decantados* – composto por tanques interceptores, que recolhem os efluentes das habitações, onde se processa uma pequena decantação e remoção de gorduras, sendo o efluente decantado conduzido a um emissário de pequeno diâmetro que o transporta à ETAR; em Portugal, conhece-se a utilização de sistemas deste tipo em povoações dos Concelhos de Vila Real e de Leiria.
- *Sistema sob vácuo* – baseia-se na criação de diferenciais de pressão para promover o transporte do efluente desde uma câmara de válvulas, localizada a jusante da habitação, até uma estação de vácuo. A deslocação de ar provocada pela diferença de pressão entre o ramal de ligação e a rede de vácuo propulsiona a água residual no interior das condutas de pequeno diâmetro (mínimo 75 mm), em direcção à estação de vácuo; em Portugal, conhece-se a utilização de sistemas deste tipo na rede de drenagem da Aroeira, Concelho de Almada.
- *Sistema de ar comprimido* – inclui, em geral, trechos ascendentes e trechos descendentes onde o escoamento é “empurrado”, ciclicamente, por massas de ar comprimido, produzidas por dispositivos adequados.
- *Sistema simplificado* – é um sistema gravítico constituído por colectores de pequeno diâmetro (geralmente inferiores a 200 mm), acompanhando a topografia da região a drenar, por câmaras de visita e óculos de limpeza.
- *Sistema sob pressão* – constituído por uma conduta principal de pequeno diâmetro (mínimo 50 mm), enterrada a pequena profundidade, acompanhando a topografia da região a drenar, ligada aos ramais de ligação, também de pequeno diâmetro (entre 20 e

40 mm). Nos ramais de ligação é intercalado um tanque de bombagem, que contém uma bomba de baixa potência com a finalidade de pressurizar a água residual para ser transportada, através da conduta principal, à ETAR.

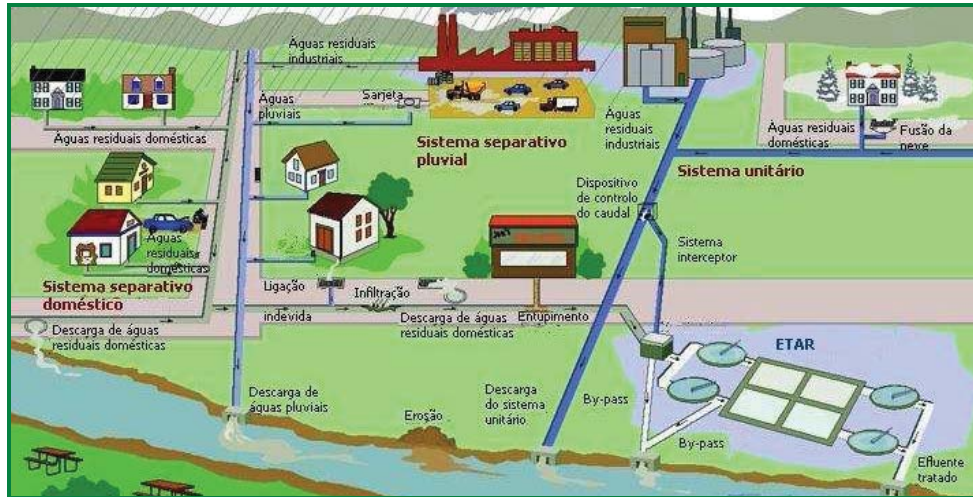


Figura 2.1 – Representação dos tipos de sistemas de drenagem urbana (traduzida de USEPA, 2005)

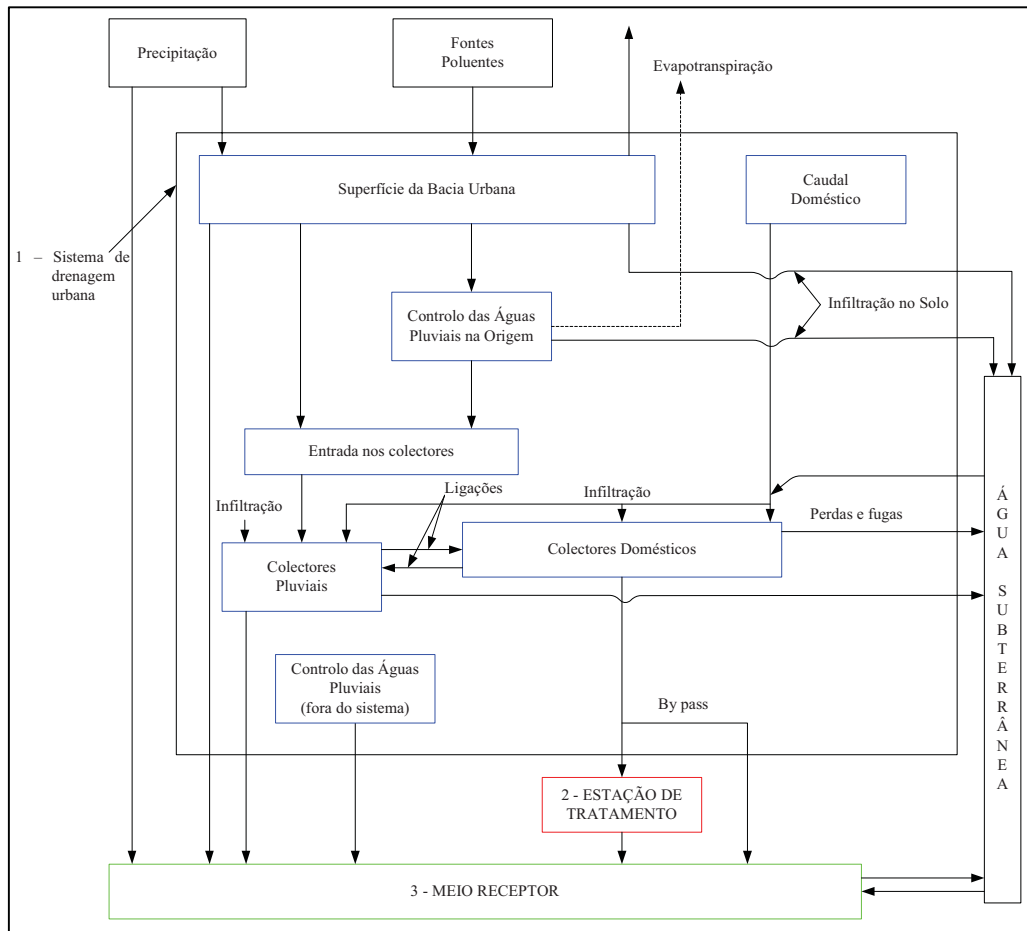


Figura 2.2 – Esquema das interações no sistema separativo (traduzida de Marsalek *et al.*, 1992)

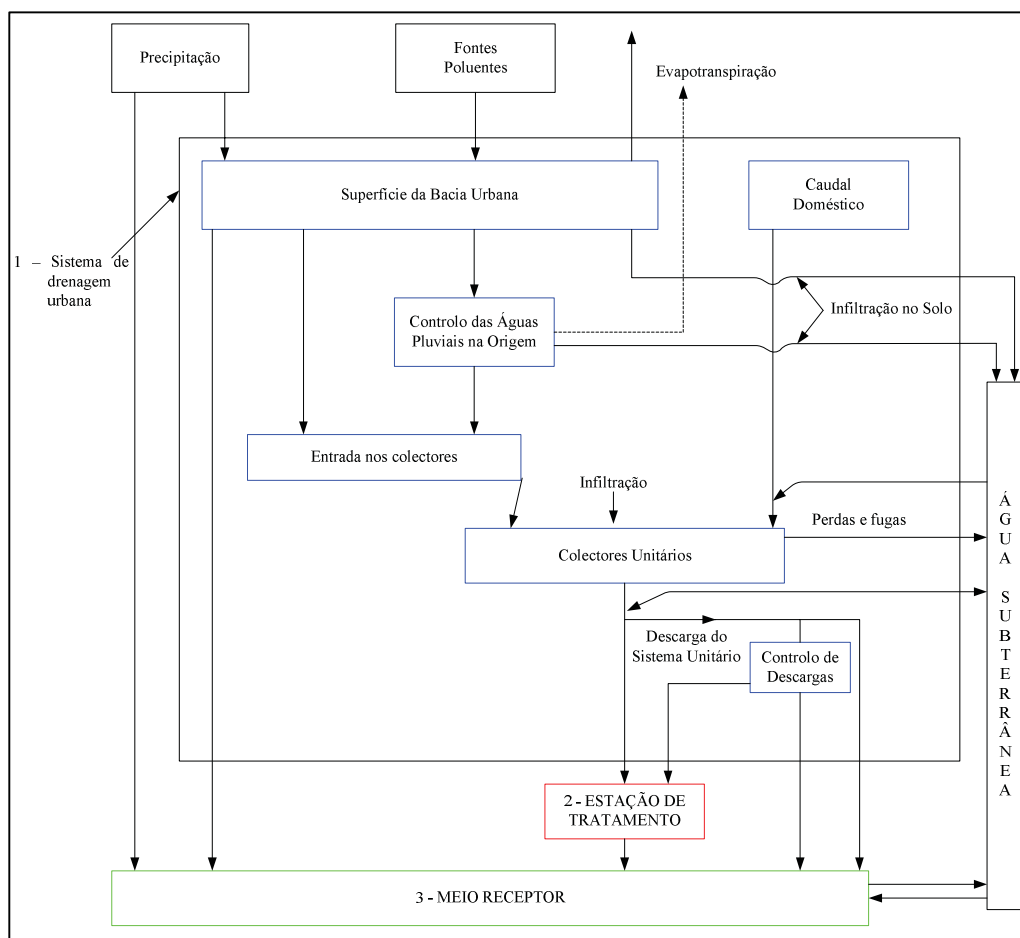


Figura 2.3 – Esquema das interações no sistema unitário (traduzida de Marsalek *et al.*, 1992)

2.2.2. Componentes, elementos acessórios e instalações complementares

Rede de colectores

Os colectores são os componentes principais do sistema de drenagem urbana e têm por função assegurar a condução de águas residuais domésticas, industriais ou pluviais, provenientes das edificações ou da via pública, a destino um final adequado. Os colectores podem ser constituídos por diferentes materiais (e.g. grés cerâmico, betão, fibrocimento, PVC) e apresentar diversas formas da secção transversal. Consideram-se como colectores visitáveis aqueles que têm uma altura interior igual ou superior a 1,6 m. A ligação entre os colectores é feita através de juntas que devem ser executadas de forma a assegurar a estanquidade a líquidos e gases e a manter as tubagens devidamente centradas.

Câmaras de visita

As câmaras de visita, também designadas de caixas de visita, são dos órgãos mais numerosos e mais vulgares em sistemas de drenagem de água de águas residuais, domésticos, pluviais e

unitários. A sua função é a de permitir o acesso ao sistema de drenagem para inspecção e limpeza dos colectores, remoção de obstruções e verificação das condições e características do escoamento, permitindo a instalação de equipamento de monitorização de caudais, níveis e de amostragem da qualidade da água.

As câmaras de visita são utilizadas, por regra, no início dos sistemas, nos pontos de confluência dos colectores, nos pontos de mudança de direcção, de diâmetro e de inclinação dos colectores e, nos casos em que haja um grande desnível, deve existir uma caixa de queda. Também nos alinhamentos rectos, segundo a legislação portuguesa (Decreto-Regulamentar n.º 23/95), o afastamento entre caixas não deve ultrapassar os 60 m, para colectores não visitáveis, e 100 m, em colectores visitáveis.

Ramais de ligação

Os ramais de ligação têm por finalidade assegurar a condução das águas residuais prediais, desde as câmaras de ramal de ligação até à rede pública dos sistemas separativos domésticos ou unitários. O diâmetro nominal mínimo admitido nos ramais de ligação é de 125 mm (Decreto-Regulamentar n.º 23/95). A ligação do ramal de ligação ao colector da rede geral é, muitas vezes, responsável pela ocorrência significativa de caudais de infiltração nos colectores. Nos ramais de ligação verificam-se com frequência entupimentos, muitas vezes causados por acumulação de gorduras e penetração de raízes (Sousa e Monteiro, 1991).

Câmaras de corrente de varrer

As câmaras de corrente de varrer são dispositivos cujo objectivo é o de permitirem a limpeza dos colectores, quando não possam ser garantidas as condições de auto-limpeza, em regra, nos troços de montante das redes unitárias ou separativas domésticas. Quanto ao seu funcionamento, podem considerar-se, fundamentalmente, dois tipos de câmaras de corrente varrer: as manuais e as automáticas. O primeiro tipo corresponde a uma câmara de visita usual dotada de comporta ou comportas manobradas manualmente, que permitem isolar a câmara do colector que a ela está ligado. O enchimento da câmara com água faz-se por meio de uma torneira accionada manualmente ou por mangueira. Uma vez cheia procede-se à abertura da comporta, dando-se início ao escoamento da massa líquida retida, a qual provoca uma corrente de limpeza no colector a jusante. Já a câmara de corrente varrer automática distingue-se da manual pela existência, no fundo, de um sifão. A câmara funciona como tanque, dispondo de alimentação contínua de água com caudal de tal modo regulado que conduz o seu enchimento ao fim do período previamente determinado, em geral 24 horas. Uma vez cheio o tanque, o sifão entra automaticamente em funcionamento, descarregando a água para o colector e provocando, assim,

uma corrente de limpeza. No entanto, a utilização desta prática deve ser substituída por ações de limpeza dos colectores (Sousa e Monteiro, 1991).

Sarjetas e sumidouros

As sarjetas e os sumidouros são órgãos gerais dos sistemas de drenagem que têm por finalidade recolher as águas pluviais, garantindo o seu acesso à rede de drenagem. Estes órgãos devem localizar-se nos pontos baixos da via pública e nos cruzamentos, afastando o escoamento superficial da faixa de rodagem.

As sarjetas são dispositivos com entrada lateral das águas de escorrência superficial, usualmente instaladas nos passeios das vias públicas. Os sumidouros são dispositivos com entrada superior das águas de escorrência e implicam necessariamente a existência de uma grade que permita a entrada da água sem prejudicar a circulação rodoviária e usualmente implantados no pavimento da via pública.

Nas redes unitárias, as sarjetas devem ser sifonadas de forma a impedir a saída de gases para o exterior (Sousa e Monteiro, 1991).

Sifões invertidos

O sifão invertido é um troço gravítico de colector, localizado sob a linha de energia do escoamento, por onde a circulação da água se processa sob pressão. Este tipo de órgão é concebido para transpor, sem perdas significativas de energia, obstáculos diversos, como condutas de água e colectores pluviais, depressões naturais do terreno, condutas de gás.

Este órgão é especialmente vulnerável à ocorrência de deposições dos sólidos em suspensão transportados nas águas residuais domésticas e pluviais quando o poder de transporte for insuficiente para garantir a auto-limpeza, nomeadamente no período nocturno.

Uma vez que o escoamento no seu interior é feito sob pressão, podem ocorrer efeitos negativos, devidos à ausência de arejamento da massa líquida, conduzindo à produção de sulfuretos (Sousa e Matos, 1991a).

Descarregadores de tempestade

Os descarregadores de tempestade são usualmente utilizados em sistemas de drenagem unitários ou pseudo-separativos. A sua função é desviar os caudais pluviais em excesso, posteriormente conduzidos por sistemas de drenagem separativos. No entanto, por vezes, estes órgãos são colocados em sistemas de drenagem concebidos para funcionarem separativamente, a montante de estações de tratamento ou de estações elevatórias. A sua função, nestes casos, é garantir que

não afluem, a jusante, caudais superiores aos de dimensionamento daqueles órgãos do sistema (Sousa e Matos, 1991a).

Bacias de retenção

As bacias de retenção são estruturas que se destinam a regularizar o escoamento pluvial afluente, amortecendo os caudais de ponta e permitindo compatibilizar o seu valor com limites previamente fixados. Para além do aspecto fundamental de regularização dos caudais afluentes, as bacias de retenção podem ainda, segundo os seus tipos, apresentar as seguintes vantagens: contribuir para o melhoramento da qualidade das águas pluviais; contribuir para o melhor comportamento do sistema de drenagem global onde se encontram integradas, quando da ocorrência de precipitações excepcionais; possibilitar a constituição, quando se trate de bacias de água permanente, de pólos de interesse turístico e recreativo, especialmente quando integradas no tecido urbano ou em zonas verdes; constituir reservas contra incêndios ou para fins de rega (Decreto-Regulamentar n.º 23/95).

Câmaras de retenção - infiltração

Em determinadas situações, como as decorrentes da impermeabilização de áreas naturalmente permeáveis, pode constituir uma solução económica e eficaz, conceber sistemas específicos de infiltração constituídos por câmaras ou caixas de visita drenantes (câmaras de retenção - infiltração), sumidouros e colectores de pequeno diâmetro (Sousa e Matos, 1991a).

Estações elevatórias

As estações elevatórias são órgãos que se destinam a elevar as águas residuais nos casos em que é necessário ultrapassar um obstáculo ou como alternativa ao escoamento gravítico em condições de desníveis desfavoráveis. Nas estações elevatórias, sempre que as características das águas residuais afluentes e a protecção do sistema a jusante o justifiquem, deve prever-se a utilização de dispositivos de tratamento preliminar (desarenadores, grades ou trituradores) (Sousa e Matos, 1991a).

Desarenadores e câmaras de grades

Os desarenadores podem ser implantados a montante de estações de tratamento, de instalações elevatórias e de sifões e, ainda, nas cabeceiras de sistemas unitários ou separativos de águas pluviais, quando a montante exista uma bacia hidrográfica produzindo elevadas quantidades de materiais. O objectivo dos desarenadores é facultar a remoção de partículas com dimensão igual ou superior a 0,2 mm e evitar a deposição de matéria orgânica. O funcionamento dos desarenadores exige a remoção periódica das areias acumuladas.

As câmaras de grades destinam-se, quando necessário, a reter sólidos grosseiros em suspensão e corpos flutuantes, a fim de proteger as canalizações, válvulas e outros equipamentos situados a jusante, de eventuais obstruções (Decreto-Regulamentar n.º 23/95).

2.3. DRENAGEM URBANA EM PORTUGAL

2.3.1. Caracterização geral da situação portuguesa

Poças Martins (1998) faz uma descrição das opções de financiamento e gestão dos municípios portugueses, no que diz respeito aos serviços públicos de abastecimento de água e de saneamento. O IRAR (2005b) apresenta uma caracterização detalhada do sector das águas e resíduos em Portugal. Com base na informação fornecida essencialmente por estes dois documentos, descreve-se, de seguida, a situação relativamente à drenagem urbana em Portugal.

Em Portugal, a distribuição geral da população pelo território nacional tem grandes assimetrias. Em 1991 cerca de 50% da população concentrava-se em apenas 5% do território e 80% da população em 20% da área, essencialmente junto à costa entre Setúbal e Braga, no Litoral Algarvio e num número reduzido de núcleos urbanos no interior. Esta parte mais densamente ocupada do território é onde se verificam as taxas positivas de crescimento da população, prevendo-se, tal como sucedeu na década de 80, que a população nacional venha a estabilizar, mantendo-se a tendência de concentração da população e da actividade económica no litoral e nos aglomerados mais importantes do interior, e da redução dos habitantes dispersos e dos aglomerados de reduzida dimensão (Poças Martins, 1998). A distribuição da população é um factor determinante para a análise da situação da drenagem urbana em Portugal.

Segundo Poças Martins (1998), os níveis de atendimento da população com serviço de drenagem de águas residuais, calculados com base em valores médios dos dados correspondentes aos anos 1990 e 1994, apresentavam variações regionais muito acentuadas, conforme se ilustra na Figura 2.4, correspondendo os valores mais baixos ao Litoral Norte, com elevadas densidades populacionais, agravando as consequências da falta de serviço, nomeadamente a poluição e degradação dos meios receptores. Em 1990, para o Continente o serviço era *bom* para 25% da população servida, *regular* para 51% e *mau* para 24%. O serviço *bom* correspondia a sistemas sem cheiros, sem entupimentos frequentes e com tratamento, enquanto que *regular* significava a falha de um qualquer dos requisitos referidos e *mau* a falha de dois dos requisitos mencionados. Esta classificação da qualidade do serviço prestado, adoptada nos anos 80 e 90, era feita de forma qualitativa, com um carácter simplista e pouco

objectivo, uma vez que não definia de forma clara e inequívoca os critérios de classificação. A classificação do serviço prestado pelas entidades gestoras dos sistemas veio a ter alterações com a introdução em 2005, pelo IRAR, do sistema de avaliação do desempenho dos operadores de serviços de águas e resíduos, através de indicadores de desempenho, estabelecendo critérios objectivos de classificação, utilizando valores de referência para os indicadores e considerando os factores de contexto e a incerteza associada aos resultados (IRAR, 2005a).

Actualmente, em Portugal, pode dizer-se que, em termos médios, os serviços de drenagem de águas residuais urbanas têm uma qualidade aceitável, embora se verifiquem, ainda, muitas assimetrias regionais e situações a melhorar, como se pode observar da Figura 2.4. Neste sector tem-se verificado uma grande evolução, especialmente nas últimas décadas, como se pode observar na Figura 2.5, mas em que há ainda muito a fazer no que respeita quer à cobertura, quer à qualidade do serviço.

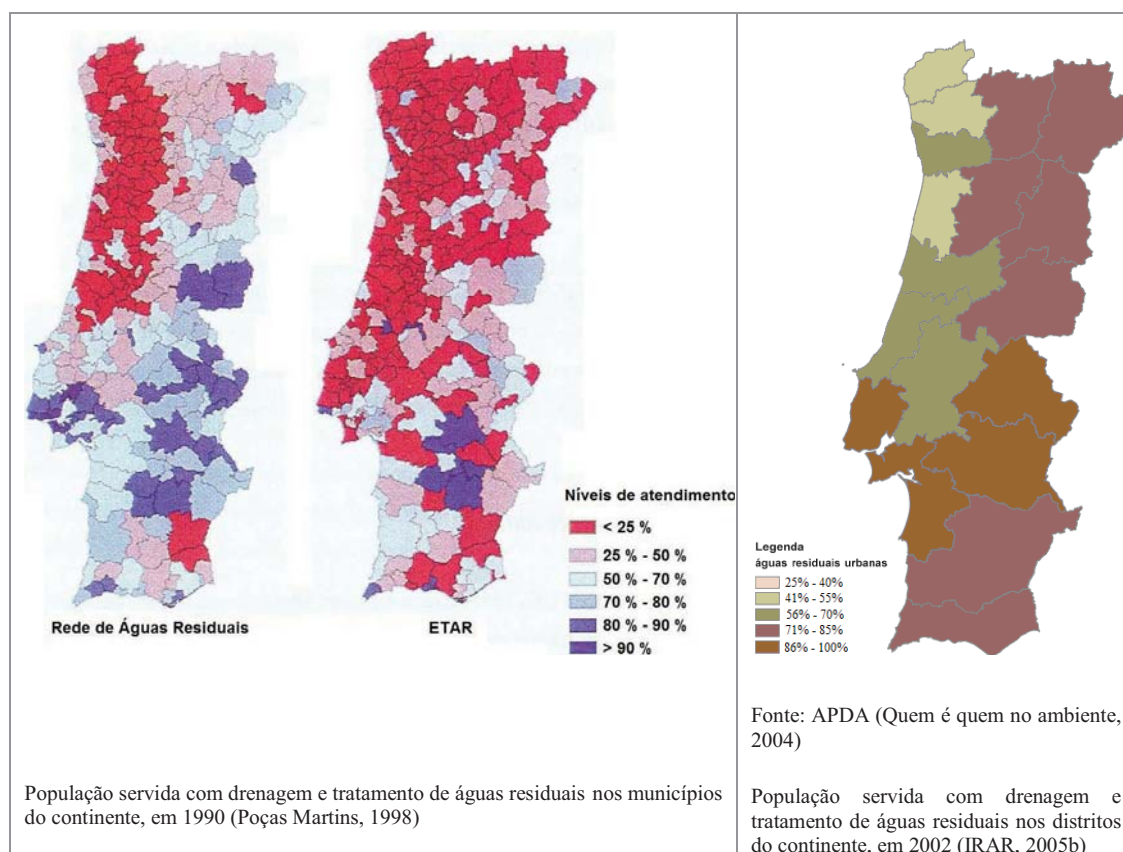


Figura 2.4 – População servida com drenagem e tratamento de águas residuais no continente (Poças Martins, 1998; IRAR, 2005b)

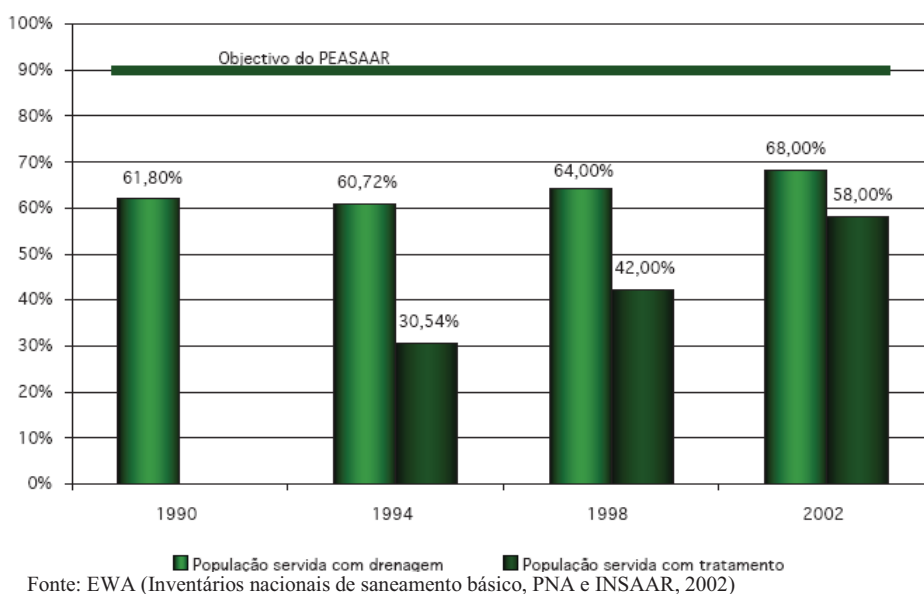
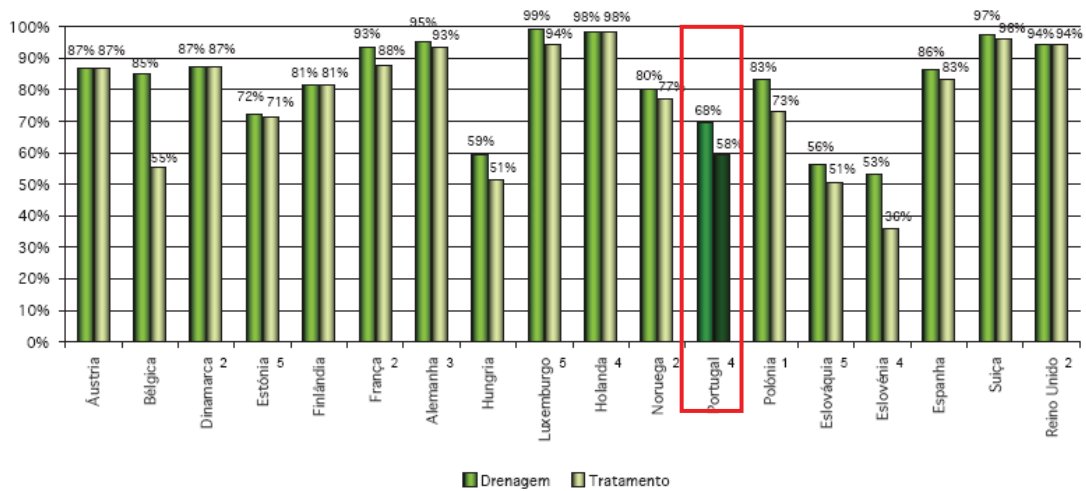


Figura 2.5 – Evolução da população com serviço de drenagem de águas residuais (IRAR, 2005b)

De acordo com a informação disponível no Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR, 2002), para ilustrar o que é referido, numa década o país evoluiu em termos de atendimento da população servida com rede de drenagem de águas residuais de cerca de 62% (em 1990) para 68% (em 2002), sendo a meta a atingir, definida no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais 2000-2006, (PEAASAR I), definido em MAOT (2000), de 90% para 2006 (IRAR, 2005b). Entre 1994 e 2002 mais 15% da população passou a ter tratamento adequado, evolução possível graças ao financiamento comunitário através do Fundo de Coesão, que em algumas situações ascendeu a 85% do investimento total, sendo o nível de atendimento da população servida com tratamento de águas residuais de 58%, em 2002.

A comparação de Portugal com os países europeus, relativamente aos níveis de atendimento da população com drenagem e tratamento de águas residuais, apresentada na Figura 2.6, demonstra que, salvo algumas excepções, o País está ainda muito atrasado neste aspecto (IRAR, 2005b).



Fonte: EWA (European water yearbook, 2005) e INAG (INSAAR, 2002), Dados de 2004, com excepção de 1) dados de 1999; 2) dados de 2000; 3) dados de 2001; 4) dados de 2002; 5) dados de 2003.

Figura 2.6 – População servida com drenagem e tratamento de águas residuais para vários países europeus (IRAR, 2005b)

2.3.2. Classificação e caracterização dos sistemas

Os serviços de águas são classificados segundo a designação *alta* e *baixa*, consoante as actividades realizadas pelas várias entidades gestoras. A designação de *alta* inclui as entidades gestoras operadoras de sistemas multimunicipais e similares, correspondendo os sistemas a gerir ao conjunto de infra-estruturas contendo componentes destinadas à intercepção, tratamento e destino final de águas residuais. De acordo com o preâmbulo do Decreto-Lei n.º 379/93, de 5 de Novembro, sistemas multimunicipais são os sistemas em *alta*, ou seja, a jusante da colecta de águas residuais, só podendo ser criados em situações de importância estratégica, desde que sirvam pelo menos dois municípios e que exijam um investimento predominantemente a efectuar pelo Estado em função de razões de interesse nacional. Sistemas municipais são todos os demais não abrangidos pela *alta*, bem como os sistemas geridos através de associações de municípios, incluindo na designação de *baixa* as entidades gestoras operadoras do conjunto de infra-estruturas contendo componentes destinadas à colecta e drenagem de águas residuais. Consideram-se como *mistos* os sistemas em *baixa*, com integração da *alta* no seu todo ou apenas em parte, correspondendo ao conjunto de infra-estruturas contendo componentes destinadas à colecta, drenagem, intercepção, tratamento e destino final de águas residuais (IRAR, 2005a).

Esta classificação, que esteve no cerne da criação dos chamados sistemas multimunicipais, maioritariamente responsáveis pela *alta*, e dos sistemas municipais, maioritariamente responsáveis pela *baixa*, corresponde, respectivamente, às actividades grossista e retalhista dos sectores de drenagem de águas residuais urbanas, tal como no abastecimento de água e na

gestão de resíduos sólidos urbanos. Esta classificação passou a ser largamente utilizada a partir da publicação do Decreto-Lei n.º 379/93, de 5 de Novembro, que veio dar lugar à estatização dos serviços em *alta*, em parte significativa do território continental, subtraindo estas competências à esfera autárquica (IRAR, 2005b).

O Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), criado nos termos do artigo 21.º do Decreto-Lei n.º 230/97, de 30 de Agosto, detém, de acordo com o seu Estatuto, funções reguladoras e orientadoras dos sistemas multimunicipais e municipais concessionados dos sectores da água de abastecimento público, das águas residuais urbanas e dos resíduos sólidos urbanos, visando, sobretudo, defender os direitos dos consumidores, bem como assegurar a sustentabilidade económica dos sistemas (IRAR, 2005b).

No que respeita aos sistemas em *alta*, em Portugal, actualmente 77% dos municípios do Continente estão integrados em sistemas plurimunicipais de saneamento da águas residuais, com tendência a evoluir para 90%; os sistemas multimunicipais incluem 178 municípios, o que corresponde a 6 372 000 habitantes e os sistemas municipais integrados incluem 37 municípios com 552 000 habitantes (MAOT, 2006).

A informação existente sobre as infra-estruturas de colecta e transporte de águas residuais do país é, ainda, escassa. O INSAAR (2002) aponta para extensões totais de emissários, interceptores e exdutores de cerca de 1 300 km. No que toca às redes de drenagem, a informação disponível menciona comprimentos próximos de 10 000 km. O PEAASAR II refere que a extensão de interceptores que se prevê para o final de 2008, com a conclusão da execução de obras ainda em curso, é de 4 067 km, o número de estações elevatórias de 1 127 e o número de ETAR de 1 035 (MAOT, 2006). As tubagens registaram uma alteração ao nível dos materiais utilizados e das suas características, sendo que, actualmente, para os diâmetros mais comuns se utilizam preferencialmente materiais plásticos, em detrimento de materiais cerâmicos e cimentícios. No sector concessionado, a informação disponível para o ano de 2004 aponta para um total de colectores, interceptores e emissários de cerca de 900 km nos sistemas em alta, e cerca de 2 700 km nos sistemas em baixa (IRAR, 2005b).

Em relação às ETAR, a realidade do País obrigou a uma panóplia de soluções distintas devido a um conjunto de factores diversos. Desde logo pela existência de zonas com elevada densidade populacional e zonas onde essa densidade é muito reduzida, mas também pela natureza orográfica do País, com um relevo muito mais acidentado no Norte que no Sul e pelas próprias condições de pluviosidade. Estes aspectos têm condicionado as soluções de tratamento implementadas. Acrescem a isto situações pontuais onde se registam elevadas flutuações

sazonais de carga e caudal afluente às estações, o que obriga a soluções de maior complexidade e consequentemente mais onerosas (IRAR, 2005b). Em IRAR (2005b) é feita uma caracterização detalhada do sector das águas e resíduos em Portugal, cuja síntese é apresentada na Figura 2.7, para o caso dos sistemas de drenagem urbana.

Saneamento de águas residuais			
Nível de atendimento do serviço			
População servida com drenagem e tratamento de águas residuais urbanas			58%
Modelos de gestão			
Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade estadual			
Modelo	Entidade		
Gestão directa	Estado	Alta	0
		Baixa	0
Delegação	Empresa pública	Alta	0
		Baixa	0
Concessão	Entidade concessionária multimunicipal	Alta	16
		Baixa	1
Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade municipal ou intermunicipal			
Modelo	Entidade		
Gestão directa	Serviços municipais	Alta	86
		Baixa	223
	Serviços municipalizados	Alta	7
		Baixa	32
Delegação	Empresa Municipal	Alta	2
		Baixa	11
Concessão	Entidade concessionária municipal	Alta	9
		Baixa	14
Infra-estruturas do sector concessionado		Entidades gestoras em alta	Entidades gestoras em baixa e mistas
Estações de tratamento de Águas Residuais		160	45
Colectores, interceptores e emissários (Km)		893	2 733
Estações Elevatórias		171	168

Figura 2.7 – Síntese da caracterização do sector de serviços de drenagem de águas residuais, em 2004 (IRAR, 2005b)

2.3.3. Caracterização geral das entidades gestoras de sistemas de drenagem urbana

Os modelos de gestão dos sistemas de drenagem urbana existentes em Portugal apresentam-se de forma sumária na Figura 2.8. De acordo com IRAR (2005b), no final de 2004, o universo das entidades gestoras de serviços de drenagem de águas residuais urbanas com serviço em *alta* era constituído por 16 entidades concessionárias multimunicipais, 86 serviços municipais, 7 serviços municipalizados, 2 empresas municipais e 9 entidades concessionárias municipais, num total de 120 entidades.

Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade estadual		
Modelo	Entidade gestora	Tipo de parceria
Gestão directa	Estado (não existe actualmente qualquer caso)	Sem parceria
Delegação	Empresa pública (existe apenas o caso da EPAL)	Sem parceria
Concessão	Entidade concessionária multimunicipal	Parceria Público-Pública (Estado e municípios), podendo evoluir para parceria público-privada (Estado, municípios e entidades privadas)
Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade municipal ou intermunicipal		
Modelo	Entidade gestora	Tipo de parceria
Gestão directa	Serviços municipais	Sem parceria ou com parceria público-pública no caso de serviços intermunicipais
	Serviços municipalizados	Sem parceria ou com parceria público-pública no caso de serviços intermunicipalizados
Delegação	Empresa municipal pública	Sem parceria
	Empresa Intermunicipal pública	Parceria público-pública (vários municípios)
	Empresa municipal ou intermunicipal de capitais públicos	Parceria público-pública (município(s) e outras entidades públicas)
	Empresa municipal ou intermunicipal de capitais maioritariamente públicos	Parceria público-privada (município(s), outras entidades públicas e entidades privadas)
	Junta de freguesia	Parceria público-pública (município e Junta de Freguesia)
Concessão	Entidade concessionária municipal	Parceria público-privada (município e outra entidade privada)

Figura 2.8 – Modelos de gestão dos sistemas de drenagem de águas residuais (IRAR, 2005b)

Apresenta-se na Figura 2.9 a distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem e tratamento de águas residuais em *alta* (entidades concessionárias multimunicipais, entidades concessionárias municipais, empresas municipais ou intermunicipais, Câmaras Municipais e Serviços Municipalizados) (IRAR, 2005b), podendo ser consultadas em www.irar.pt.

De acordo com IRAR (2005b), no final de 2004 o universo das entidades gestoras de serviços de drenagem de águas residuais urbanas com serviço em *baixa* era constituído por 1 entidade concessionária multimunicipal, 223 serviços municipais, 32 serviços municipalizados, 11 empresas municipais/intermunicipais e 14 entidades concessionárias municipais, num total de 282 entidades. Apresenta-se na Figura 2.10 a distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem de águas residuais em *baixa* (entidades concessionárias multimunicipais, entidades concessionárias municipais, empresas municipais ou intermunicipais, câmaras municipais e serviços municipalizados) (IRAR, 2005b), podendo ser consultadas em www.irar.pt.

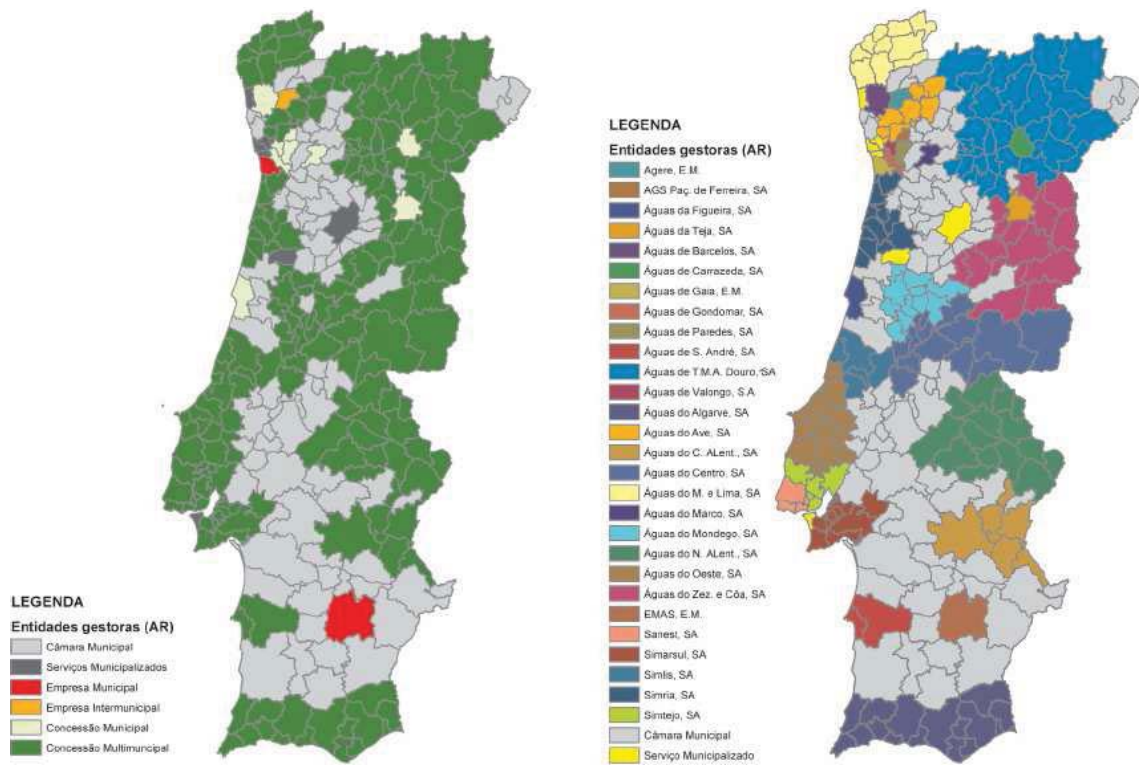


Figura 2.9 – Distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem e tratamento de águas residuais em *alta* (IRAR, 2005b)

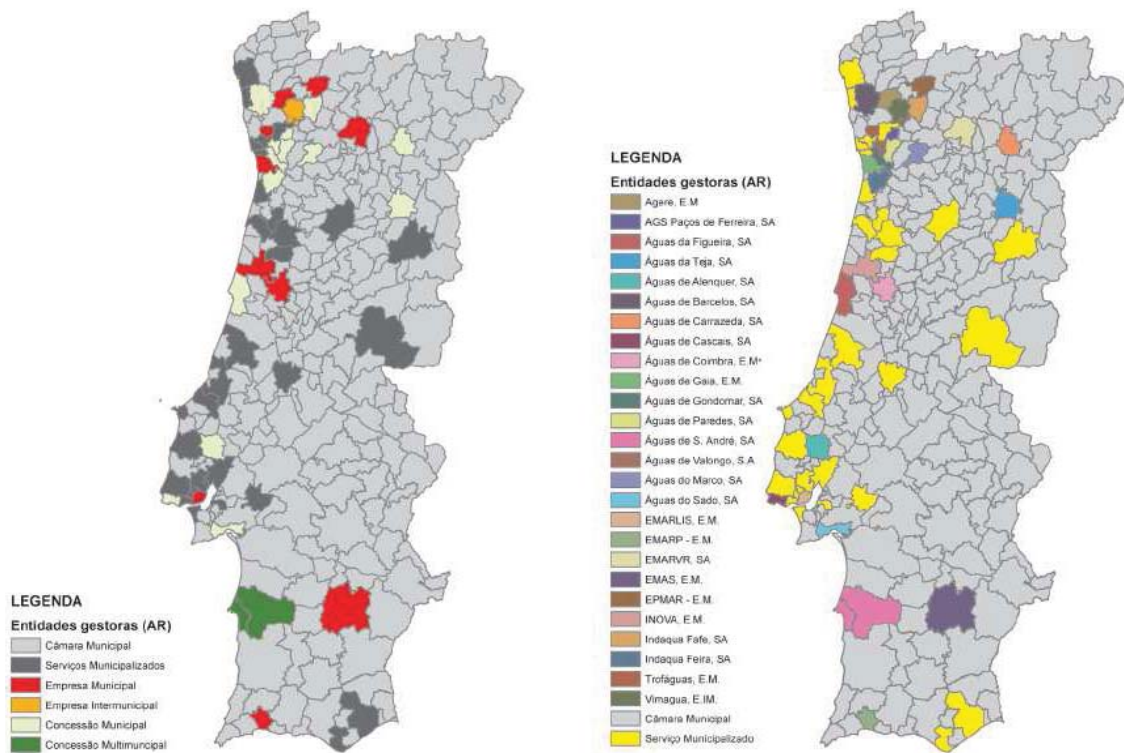


Figura 2.10 – Distribuição geográfica das entidades gestoras de serviços de drenagem de águas residuais em *baixa* (IRAR, 2005b)

Como se pode observar da Figura 2.9 e da Figura 2.10, e do que atrás foi exposto, pode dizer-se que os serviços de drenagem e tratamento de águas residuais em *alta* são predominantemente geridos pelas câmaras municipais e concessões municipais, e os serviços de drenagem de águas residuais em *baixa* têm uma gestão exercida, fundamentalmente, pelas câmaras municipais e serviços municipalizados.

2.3.4. Legislação e normalização técnica relevantes relativas aos sistemas de drenagem urbana

Os sistemas de drenagem urbana estão sujeitos ao cumprimento obrigatório da legislação nacional e comunitária. Adicionalmente, existem normas, nacionais, europeias e internacionais, relativas aos sistemas de drenagem urbana que, sendo do domínio público, dão indicações e orientações relativas a diversos aspectos relacionados com estes sistemas, embora não possuam um carácter obrigatório. As normas são preparadas com a colaboração e o consenso de um grupo alargado de colaboradores, com base em resultados de investigação, tecnologia e experiência, visando a optimização de benefícios para a comunidade e sendo aprovadas por um organismo juridicamente qualificado para tal (Baptista *et al.*, 1987). Para além destes aspectos, são muitas vezes estabelecidos regulamentos locais, pelas entidades gestoras, que definem critérios de funcionamento dos sistemas, com um carácter obrigatório.

A legislação e a normalização mais relevantes respeitantes aos sistemas de drenagem urbana apresentam-se no Anexo 1.

2.4. GESTÃO TÉCNICA DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

2.4.1. Principais objectivos e recursos

A gestão de um sistema de drenagem urbana tem como principais objectivos: a operação regular do sistema, garantindo o seu bom funcionamento, assim como o dos equipamentos mecânicos, incluindo a manutenção e limpeza, de acordo com a boa prática; e o prolongamento da vida útil do sistema, durante o máximo período de tempo possível, funcionando nas devidas condições, através da sua conservação e reabilitação. A estas actividades estão associados custos de operação, de manutenção e de investimento, que as entidades gestoras pretendem rentabilizar quer em termos financeiros quer de qualidade de serviço.

Os recursos que permitem uma correcta gestão dos sistemas de drenagem urbana são o conhecimento, o mais completo possível, do sistema e das obras complementares, uma

exploração funcional eficaz e eficiente, e o planeamento e a realização de actividades de manutenção e reabilitação preventivas (Bourrier, 1997). Para tal, é necessário a existência, por um lado, de cadastros completos e actualizados dos sistemas, assim como a recolha e manutenção contínua de dados de exploração dos sistemas; por outro, a utilização de ferramentas robustas de apoio à gestão desses dados e de apoio à análise, diagnóstico, avaliação do desempenho, e planeamento da manutenção e reabilitação dos sistemas.

2.4.2. Enquadramento na gestão patrimonial das infra-estruturas

O património em infra-estruturas, em terminologia anglo-saxónica *infrastructure asset*, corresponde ao conjunto das infra-estruturas, essencial para o fornecimento de um serviço público específico, que constitui um bem patrimonial que pode sofrer alterações ao longo do tempo, em função das necessidades do serviço e da evolução tecnológica, mas que não pode ser substituído como um todo. A sua renovação é efectuada através da substituição de componentes individuais das infra-estruturas, mantendo a função do sistema como um todo. O património em infra-estruturas tem um tempo de vida indefinido embora, a cada componente do sistema, possa ser atribuída uma vida económica (Burns *et al.*, 1999).

Existem diversas definições de gestão patrimonial de infra-estruturas, em terminologia anglo-saxónica *infrastructure asset management*. Como exemplo, apresenta-se a definição proposta pela associação American Public Works Association (APWA): *uma metodologia que permite assegurar uma atribuição, eficiente e equitativa, dos recursos aos diferentes objectivos, que competem entre si* (APWA, 2003, *op. cit. in* ASCE/EPA, 2004). A atribuição dos recursos faz-se numa classe particular de infra-estruturas, neste caso, os sistemas de drenagem de águas residuais, e as suas necessidades são determinadas pelos gestores dos sistemas ou por sistemas de gestão. O processo de gestão patrimonial das infra-estruturas optimiza o investimento no sistema e apoia o controlo diário dos custos operacionais, sendo um elemento importante na operação e manutenção eficaz da entidade, assim como no apoio ao cumprimento de alterações de regulação. Esta metodologia de gestão deverá conduzir a um sistema eficiente e operado de forma optimizada (ASCE/EPA, 2004).

Nesta perspectiva, cada componente da infra-estrutura deve ser planeada, projectada e especificada, por profissionais certificados, para desempenhar uma determinada função como, por exemplo, a instalação de cada componente e a manutenção do sistema. A partir do instante em que o desempenho da componente não pode ser garantido de forma eficiente, através de manutenção, esta deve ser reabilitada ou substituída, também por profissionais qualificados, e

de acordo com os melhores procedimentos e práticas. O esforço da gestão patrimonial é, assim, concentrado na optimização do ciclo de substituição das infra-estruturas por forma a permitir, no futuro, obter o máximo retorno financeiro (ASCE/EPA, 2004). Tal significa que não se deve substituir antes do necessário, pois desperdiçam-se capacidades e recursos, nem após o necessário, uma vez que a probabilidade de ocorrências indesejáveis é maior, podendo conduzir a um aumento dos custos, devidos às suas consequências. Em síntese, deve realizar-se a acção devida, na componente certa, na altura correcta, com os materiais adequados e pelos profissionais competentes.

Um outro exemplo é definição proposta por pelo *National Research Council of Canada* (NRC) (Vanier e Rahman, 2004) que considera a gestão patrimonial um processo económico e um quadro de apoio à decisão, que cobre a vida útil de serviço da infra-estrutura, tendo em conta as vertentes de engenharia e económica, e considerando uma gama de diversas infra-estruturas. Alegre (2006) propõe a seguinte definição de gestão patrimonial de infra-estruturas: *uma estratégia de toda a organização que procura equilibrar desempenho, custo e risco ao longo da vida das obras*. Este balanço requer a existência de competências em três pilares fundamentais: gestão, engenharia e informação.

A metodologia da gestão patrimonial de infra-estruturas, consiste nos cinco passos apresentados na Figura 2.11. A gestão patrimonial conjuga a gestão técnica com a componente económica e financeira. Para tal, é necessário:

- inventariar as componentes de forma correcta, incluindo o conjunto de toda a informação sobre o património, que deve ser exaustiva e continuamente actualizada, tendo em conta os custos de construção originais, a localização e a caracterização física das infra-estruturas, as suas características de projecto, o histórico do funcionamento das suas componentes, as actividades de manutenção, as utilizações e solicitações e a sua condição actual (Mehle *et al.*, 2001);
- valorar as infra-estruturas, calculando o seu valor monetário, no estado actual e no estado futuro, o que pode ser feito de diversas formas (valor histórico, valor histórico a preços constantes, valor de substituição, valor contabilístico, valor económico, etc.) (Alegre, 2006), sendo necessário, conhecer o valor histórico actualizado e o valor de substituição para tomar decisões, na definição do orçamento necessário para as acções de manutenção, reabilitação ou substituição. No caso das novas infra-estruturas a Análise do Custo do Ciclo de Vida, ou ACCV (*Life-Cycle Cost Analysis*, LCA) é uma componente importante para a valoração das infra-estruturas, uma vez que calcula o custo do sistema ao longo de toda a sua vida útil. A ACCV inclui custos de

planeamento, projecto, construção, inspecção, operação, manutenção e reabilitação ou substituição, e permite avaliar economicamente diferentes alternativas de investimento para um dado projecto (Mehle *et al.*, 2001);

- estimar o défice acumulado de manutenção diferida, definido como o custo de manutenção (e não o de despesas de investimento em renovação) que foi adiado ou faseado para futuras intervenções e que traria a infra-estrutura (ou componente dela) de volta ao seu desempenho original. A manutenção permite manter os níveis de serviço e prolongar a vida útil das infra-estruturas com o objectivo de otimizar o seu desempenho garantindo uma gestão eficiente;
- conhecer o estado de conservação de uma infra-estrutura (ou componente), o que pode ser avaliado de formas mais ou menos objectivas e mais ou menos complexas, incluindo métodos de inspecção e avaliação da condição física e hidráulica;
- conhecer o tempo de vida remanescente de cada componente, uma vez que, se o gestor das infra-estruturas souber prever aproximadamente a vida útil remanescente de cada componente, pode estabelecer planos de substituição, proceder à respectiva orçamentação e programar a manutenção preventiva adequada;
- definir prioridades de intervenção após conhecer o que se tem, quanto vale, o défice de manutenção, o estado de conservação e o valor esperado de vida útil remanescente.

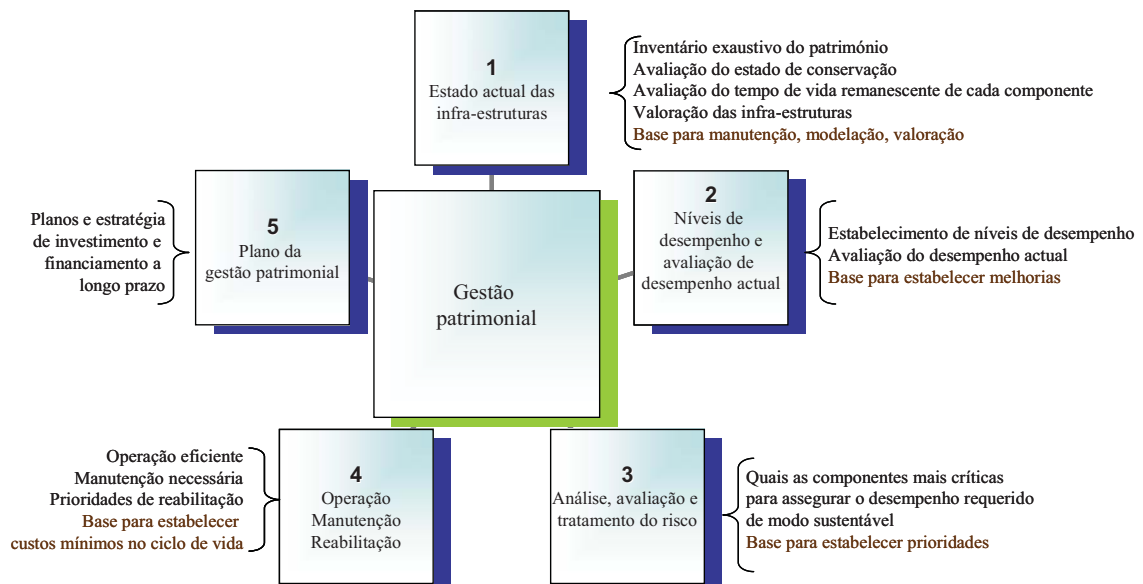


Figura 2.11 – Exemplo de esquema da metodologia de gestão patrimonial de infra-estruturas

No caso de decisões sobre a operação e a manutenção dos sistemas estão envolvidos aspectos de custos operacionais e de capital. Por este facto, devem ser avaliados os impactos das decisões, não só no desempenho físico das infra-estruturas, como nos custos desse desempenho, por

forma a entender a influência que o desempenho tem nos custos e a relação entre os custos dispendidos e as alterações no desempenho dos sistemas. Também neste caso a ACCV é importante para apoiar a tomada de decisões (Cashman *et al.*, 2002).

Em Anderson (1999) é apresentado um exemplo de sistema de gestão das infra-estruturas de drenagem urbana em Vitória, Austrália, integrando a modelação matemática, a informação financeira e de exploração do sistema e um Sistema de Informação Geográfica (SIG), para ser utilizado no planeamento, projecto, análise e gestão preventiva das infra-estruturas.

2.4.3. Gestão da informação

A base do conhecimento de qualquer sistema, incluindo os sistemas de drenagem urbana, reside na informação sobre ele existente. Esta informação diz respeito, por um lado, ao inventário, condição, operação e manutenção das infra-estruturas e, por outro, à gestão dos serviços, incluindo informação financeira, de clientes e de recursos humanos. A informação pode ser de diversos tipos, tais como os dados de cadastro, de ocupação do solo, de condição da rede, de monitorização, de modelação, de projecto, dados económicos; e pode, também, ser proveniente de origens diversas como os registos em papel, registos digitalizados e CCTV (Closed Circuit Television). No Quadro 2.1 apresenta-se a informação proveniente de diferentes tipos de dados relativos aos sistemas de drenagem urbana e, no Quadro 2.2, as várias ferramentas de apoio à gestão da informação (Bourrier, 1997).

A actualização da informação sobre os sistemas é fundamental para permitir que a gestão se faça de uma forma eficiente e eficaz. No entanto, quanto maior for o volume de informação existente, tanto mais complexo se torna o seu arquivo, estruturação, processamento e exploração. Actualmente, os desenvolvimentos informáticos, quer ao nível de capacidade das máquinas e equipamentos (*hardware*), quer das capacidades de programação e armazenamento de dados (*software*) garantem, cada vez mais, uma adequada gestão da informação. A recolha e o armazenamento dos dados, feitos de uma forma estruturada, facilitam o seu tratamento, análise e utilização por diversos utilizadores e em diferentes níveis da organização. Os sistemas de informação utilizam a capacidade de armazenamento e de tratamento de dados, fornecendo-a num formato adequado à sua utilização, produzindo relatórios de forma automática, sob forma de papel ou digital (Oliveira e Ribeiro da Costa, 2002).

Quadro 2.1 – Tipos de informação e de dados relativos aos sistemas de drenagem urbana (adaptado de Bourrier, 1997)

Dados fundamentais	Dados de concepção e construção	Dados de exploração e manutenção
<i>Meio natural</i>	<i>Estudos e projectos</i>	<i>Diagnóstico e monitorização</i>
Hidrologia e qualidade dos cursos de água Licenciamento das rejeições e descargas Impactos das descargas Objectivos de qualidade Características das descargas	<i>Planeamento</i> Plano director Programa de base Estudo prévio Restrições Necessidades	Inspecções Condição da infra-estrutura Disfunções e deficiências Medição de caudais e cargas poluentes Necessidades de reabilitação
<i>Dados de contexto</i>	<i>Estudos</i> Dimensionamento	<i>Manutenção</i>
Topografia-morfologia Pedologia-geotecnia Hidrogeologia Climatologia-hidrologia Urbanização e actividades Socio-economia	Projecto da rede e outras obras ETAR Tecnologias e soluções normalizadas disponíveis Concepção e gestão dos projectos	Controlo de conformidades Patologia das obras Procedimentos de reabilitação Manutenção e reparação Tratamento e armazenamento
<i>Sistema de drenagem</i>	<i>Construção</i>	<i>Operação</i>
Cadastro (localização em planta, cotas de pavimento e de soleira, secções, materiais e tipos de juntas, ramais, instalações complementares) Plantas e perfis Pormenores de obras	Documentos aprovados Organização dos trabalhos Autorizações Fiscalização e controlo de qualidade Recepção da obra Telas finais	Sistemas de informação Modelos de simulação Gestão automatizada Controlo do tratamento das águas residuais Controlo do funcionamento dos descarregadores, das bacias de retenção e das bombas Prevenção e protecção de fenómenos de risco (inundações, descargas não tratadas) Avaliação do desempenho
<i>Qualidade das águas</i>		<i>Gestão administrativa</i>
Águas residuais domésticas Águas pluviais Descargas de sistemas unitários Águas industriais		Direcções dos serviços Recursos humanos Materiais e máquinas Consumíveis Equipamento informático Equipamento e aparelhagem de medição e automação
<i>Análise hidráulica</i>		<i>Gestão financeira</i>
Bacias de drenagem Caudais e volumes Cálculos hidráulicos Insuficiências da rede		Orçamentos-financiamentos Investimentos Renovação Custos de exploração Cálculo de tarifas
<i>Legislação e regulamentação</i>		
Legislação Regulamentos		

Quadro 2.2 – Ferramentas de apoio à gestão da informação (adaptado de Bourrier, 1997)

Ferramentas de apoio à gestão da informação	Comentário
Bases de dados	Digitalização, armazenamento e transformação ou processamento de dados (por ex. cadastro, medições).
Desenho e projecto assistidos por computador (CAD)	Esquemas gráficos de plantas e perfis, detalhes de obras. Apoio ao projecto através de algoritmos e programas de cálculo automático.
Métodos de tratamento numérico	Cartas temáticas, teledetecção.
Sistemas de informação geográfica	Apoio à gestão técnica do conjunto do património urbano e domínios associados tais como a topografia, elementos urbanísticos, várias infra-estruturas. Junção de uma forma evolutiva e organizada da informação de forma a poder ser utilizada por outras ferramentas informáticas.
Sistemas de informação	Apoio ao armazenamento da diversidade de dados relativos ao património urbano.
Sistema de gestão do património	Manutenção das instalações e das várias redes por forma a coordenar as intervenções no espaço urbano.
Sistemas periciais ou de inteligência artificial	Incorporação das experiências e do conhecimento prático dos técnicos sobre a forma de regras de diagnóstico e de decisão fornecidas pelos decisores.
Sistemas de gestão de clientes	Apoio ao armazenamento do histórico de informação de todos os clientes, permitindo uma maior proximidade com o cliente e um controlo mais rigoroso da facturação, cobrança, pedidos de serviços, consultas aos clientes, gestão de reclamações e divulgação de informação.
Sistemas de telemedição e telegestão	Apoio à gestão das medições, dados e informação, que permite melhorar a gestão das redes, de acordo com as necessidades e minimizando os impactos negativos.

Os sistemas de informação geográfica (SIG) são exemplos de sistemas computacionais com grande utilidade e cuja aplicação tem vindo a crescer significativamente. Os SIG são sistemas especializados de gestão de dados geo-referenciados que permitem captar, armazenar, verificar, manipular, analisar e visualizar os dados, associando e interligando a cartografia digital com estruturas de base de dados geo-referenciadas. A necessidade de gerir uma quantidade de informação cada vez maior e de a disponibilizar em tempo útil a outros utilizadores torna a utilização de SIG indispensável (Adão *et al.*, 1998). Com efeito, por exemplo, na construção de um modelo matemático de simulação é essencial a identificação tão detalhada quanto possível das parcelas de terreno e das suas propriedades, como o tipo de solo, a cobertura, o declive. O SIG é a ferramenta apropriada para organizar e armazenar esta informação, que é fácil de actualizar posteriormente.

Existem diversos tipos de SIG, sendo uns mais versáteis e outros mais orientados para aplicações específicas. No entanto, a função do SIG é a de melhorar a capacidade do utilizador para conhecer rápida e pormenorizadamente a infra-estrutura, visualizando-a à escala mais apropriada. Consequentemente, facilita os procedimentos para modelar, analisar e tomar decisões, porque permite criar os mapas de informação, relacionar esta informação com os modelos de simulação, ou outras ferramentas de análise, e apresentar graficamente os resultados. Permite ainda armazenar informação sobre os colectores que necessitam de reabilitação, aqueles que sofreram ou que irão sofrer reabilitação, quando e com que técnicas, por forma a permitir uma gestão mais fácil e actualizada das intervenções no sistema (Delaplace e Price, 1991; Elgy *et al.*, 1993). A disponibilidade de meios técnicos e financeiros não é condição suficiente para o sucesso na implementação destas aplicações. É frequente verificar-se que os sistemas desenvolvidos são pouco utilizados no dia a dia (Alegre e Coelho, 1998), embora se venham a verificar um interesse e uma aplicação tendencialmente crescentes.

Os sistemas de gestão da informação podem ser desenvolvidos de várias formas e com diferentes níveis de detalhe, dependendo das necessidades e dos recursos das entidades gestoras. É importante que estas identifiquem a solução adequada para as suas necessidades actuais e que possam garantir a capacidade de manter esses sistemas de informação. Os sistemas de informação mais simples podem não ser geridos automaticamente, tais como os mapas, as cartas, as folhas de cálculo; os sistemas mais complexos são informatizados e requerem cálculo automático (NRC, 2002; NRC, 2003a).

Paulino *et al.* (2002) descrevem os resultados de um inquérito a uma amostra seleccionada de entidades gestoras portuguesas de sistemas de drenagem de águas residuais. O número de inquéritos é de vinte e oito e corresponde a 10% das entidades gestoras por Região Hidrográfica (Paulino e Matos, 2000). Em Paulino *et al.* (2002) é reportado que cerca de 50% das entidades iniciaram a execução de cadastro há mais de 20 anos. No que respeita ao cadastro existente, cerca de 95% das entidades inquiridas possuem o cadastro dos sistemas em suporte de papel, perto de 44% têm cadastro digitalizado e 33% estão em fase de implementação do cadastro digitalizado. A informação constante do cadastro é relativa ao traçado dos colectores ou emissários, diâmetros e materiais; apenas 45% das entidades têm informação do ano de construção. No que diz respeito aos dados de exploração, 40% das entidades inquiridas não dispõem destes registos, 60% dispõem e, destas, 22% iniciaram a recolha há menos de cinco anos. Em Portugal, frequentemente não são disponibilizadas as telas finais e não é realizada a inspecção por CCTV, previamente à entrada em funcionamento dos sistemas. A adopção deste procedimento é relevante não só para garantir que a informação sobre o sistema é realmente a

actual, mas também para se ter conhecimento de que este está em condições de um bom funcionamento no início da sua vida útil.

Os resultados do inquérito, embora não correspondam à totalidade das entidades gestoras, permitem inferir que, em Portugal, há ainda necessidade de se desenvolver muito trabalho no que respeita à recolha, registo, armazenamento e gestão da informação sobre os sistemas de drenagem de águas residuais, existindo um apreciável défice na informação cadastral.

2.4.4. Monitorização

A monitorização dos sistemas de drenagem urbana é uma componente importante para as actividades de operação, uma vez que é a única forma de se obter a informação fundamental para o conhecimento do funcionamento dos sistemas, utilizada para a análise, o diagnóstico e a avaliação do seu desempenho. Permite, também, apoiar as actividades de manutenção e modelação matemática dos sistemas, podendo, ainda, ser utilizada para o *controlo em tempo real* dos sistemas (“*Real Time Control*” ou *RTC* em terminologia anglo-saxónica).

A monitorização fornece informação sobre o comportamento do sistema desde a instalação do equipamento e durante o período de medição. Os resultados da monitorização são obtidos em pontos discretos do sistema mas dão informação contínua no tempo (Price e Catterson, 1997).

A monitorização destes sistemas consiste, essencialmente, na medição da precipitação, alturas e velocidades de escoamento, caudais escoados no sistema e concentrações de poluentes. A selecção dos locais de instalação do equipamento e a escolha do equipamento a utilizar devem ser os primeiros passos a realizar numa campanha de monitorização, tendo em conta os objectivos, as condições topográficas e topológicas dos sistemas e as condições do escoamento. Seguidamente faz-se a aquisição do equipamento necessário e a sua instalação *in situ*, devendo garantir-se que as normas de segurança sejam rigorosamente cumpridas. Posteriormente, há que recolher de forma periódica a informação e manter o equipamento nas devidas condições de funcionamento, em função dos locais de instalação e das características do escoamento e das águas residuais. Finalmente, os dados recolhidos deverão ser devidamente validados e processados, de forma a fornecerem a informação pretendida, com um nível de exactidão e fiabilidade compatíveis com a respectiva utilização (Bertrand-Krajewski *et al.*, 1997).

Na fase de selecção dos locais de instalação do equipamento devem ser considerados pontos de controlo, de transferência ou de entrada de caudais, pontos de descargas de tempestade, pontos de controlo da qualidade das águas residuais e, relativamente à medição de precipitação, locais

onde não se verificarem perturbações nas medições como, por exemplo, zonas planas e sem obstáculos próximos.

As tecnologias modernas de registo, transmissão, processamento informático e visualização gráfica permitem tirar o devido partido das medições efectuadas e, quando adequadamente usadas, transformam os dados recolhidos em informação que pode ser interpretada e utilizada, com valor acrescido, no apoio aos processos de decisão e como dados de entrada de ferramentas de modelação. Por exemplo, a análise dos registos de medição de nível e de velocidade nos colectores pode permitir identificar situações de acumulação de sedimentos nos sensores, obstruções, entradas em carga, funcionamento deficiente de instalações elevatórias.

A simulação hidráulica é um instrumento reconhecidamente importante no diagnóstico de sistemas de águas residuais e no apoio sustentado a intervenções de reabilitação. Contudo, as suas potencialidades só poderão ser completamente exploradas se se dispuser de sistemas monitorizados, ou seja, em que existem equipamentos instalados de medição em regime contínuo, ou quase contínuo, de variáveis relevantes (por exemplo a precipitação, as variações de níveis e de caudais, em tempo seco e em tempo chuvoso, ou a carga poluente descarregada para o meio receptor), durante um período de tempo que permita ao sistema responder a solicitações com diferentes características (Matos, 1996).

A monitorização é, em regra, uma actividade com custos elevados pelo que, muitas vezes, é realizada em campanhas de curta duração, não obstante a necessidade de se efectuarem medições em contínuo.

2.4.5. Análise e diagnóstico

A análise e o diagnóstico dos sistemas de drenagem urbana baseiam-se na avaliação das condições de funcionamento dos sistemas com recurso à visualização e inspecção locais e monitorização dos sistemas, na modelação matemática e na avaliação do desempenho, em termos hidráulicos, ambientais e estruturais.

Diagnóstico hidráulico

O diagnóstico hidráulico tem como principal finalidade avaliar o funcionamento, do ponto de vista hidráulico, do sistema de drenagem, caracterizando as suas principais insuficiências e disfunções. Os instrumentos por excelência de apoio ao diagnóstico do funcionamento hidráulico são os modelos de simulação, que reproduzem as características hidráulicas do sistema simulado, ao longo de um período de tempo para o qual se conhece, ou se estima, a

evolução do cenário de solicitações e de operação (Alegre *et al.*, 1992; Matos, 1996). Os modelos hidrodinâmicos mais recentes dispõem de módulos de simulação da qualidade da água que permitem, nomeadamente, simular a frequência e a carga poluente veiculada pelas descargas de excedentes de sistemas unitários para o meio receptor, através de descarregadores.

Os modelos de simulação hidráulica constituem os instrumentos computacionais mais utilizados e consagrados no campo do diagnóstico de funcionamento de sistemas de drenagem de águas residuais, sendo um complemento indispensável à análise, a apreciação crítica, o discernimento e a experiência vivida dos técnicos envolvidos. Este tipo de modelos teve o seu desenvolvimento original e posterior divulgação, essencialmente em universidades norte-americanas, na década de 70, com avanços significativos na formulação dos algoritmos de cálculo e nos programas de computador, acompanhados naturalmente pela evolução da prestação e das capacidades dos equipamentos informáticos (Cardoso e Matos, 1999a).

Na década de 80 assiste-se à proliferação do desenvolvimento de novos modelos no meio académico europeu, muitas vezes consorciado em associação pluridisciplinar com empresas informáticas, empresas de consultoria e empresas gestoras dos sistemas. Os modelos iniciais privilegiavam quase exclusivamente a modelação de aspectos quantitativos (modelos hidrodinâmicos). Porém, no final desta década, começam a ser integrados aspectos relacionados com a qualidade da água. Os desenvolvimentos da modelação matemática relativos a estes aspectos tiveram uma expressão maior a partir da década de 90. Estes modelos têm em consideração os mecanismos de transporte e degradação de poluentes nas redes e seu impacto ao nível da eficiência dos processos de tratamento e da descarga directa de excedentes de sistemas unitários no meio receptor, através de descarregadores.

Durante a década de 90 é dada especial atenção à integração, nos modelos hidrodinâmicos e de qualidade, de potencialidades de gestão e controlo em tempo real (RTC), a par de uma aposta continuada na melhoria das capacidades, flexibilidade, facilidade de utilização e de interpretação de resultados, com recurso às crescentes capacidades de visualização gráfica. Por outro lado, a necessidade de quantificar as descargas para os meios receptores, provenientes quer das estações de tratamento quer dos excedentes dos sistemas unitários e pluviais, assim como de controlar a qualidade dos meios receptores, levou ao desenvolvimento de modelos que permitem simular e prever o funcionamento de estações de tratamento e o impacto das descargas na qualidade dos meios receptores. Em Matos (1987) é feito o levantamento, a análise e a sistematização, à data, de duas dezenas de modelos de simulação hidráulicos, desenvolvidos na Europa, nos E.U.A. e no Canadá. Em Matos *et al.* (1994) é apresentada uma panorâmica dos diversos modelos existentes, à data, de simulação de sistemas de drenagem, de simulação dos

processos de tratamento e do impacto das descargas nos meios receptores e ainda de modelos integrados, permitindo uma análise conjunta do sistema de drenagem, estação de tratamento e meio receptor.

A escolha do modelo deve ser feita atendendo, essencialmente, a três aspectos fundamentais: a definição clara dos objectivos da análise a efectuar; a adopção do modelo mais simples que satisfaça os objectivos da análise; e o uso de um método consistente com o tipo e as características dos dados disponíveis. Um modelo mais detalhado necessita naturalmente de um maior número de dados para a descrição dos sistemas do que um modelo menos detalhado.

Um modelo, que tenha por objectivo a avaliação do desempenho de um sistema, não deve ser utilizado sem ser previamente calibrado e verificado com base em dados recolhidos para o efeito. Os resultados de simulação podem apresentar erros com várias origens, podendo identificar-se as seguintes fontes de incerteza: nos conceitos de base do modelo, no modelo adoptado para representação dos fenómenos a estudar, nos parâmetros seleccionados, nas condições iniciais e de fronteira, na duração dos eventos ou nos dados (topologia, características físicas e estado dos colectores e componentes da rede). A calibração consiste em comparar os dados medidos com os resultados da simulação, procedendo-se à modificação dos parâmetros do modelo, até que haja uma razoável aproximação entre eles. Sem calibração e verificação com dados locais, um modelo é apenas uma hipótese possível de simulação da realidade. A calibração permite encontrar as melhores estimativas para os parâmetros e coeficientes desconhecidos à partida e identificar as incertezas associadas (Beck, 1991).

A verificação do modelo é um passo posterior à calibração para testar os valores dos parâmetros seleccionados com dados diferentes dos usados na calibração. No caso de os resultados da verificação não serem aceitáveis, será necessário proceder a uma repetição da calibração.

Os tipos de dados, relativos à quantidade, a utilizar na calibração dos modelos hidráulicos são essencialmente os já descritos em 2.4.4: registos contínuos e simultâneos de níveis e caudais em pontos relevantes da rede, registos de intensidade de precipitação e, em geral, das afluências à rede. A qualidade dos dados a usar na calibração vai ter repercussão no ajustamento que será possível obter entre os valores medidos e os valores simulados.

Os resultados obtidos com um modelo de simulação que, no caso mais geral, pode considerar também a componente de qualidade da água, incluem, nomeadamente: os resultados sectoriais do modelo hidrológico, incluindo os hidrogramas de caudal que afluem das diversas bacias drenantes à rede de colectores; os resultados do modelo hidráulico, que incluem séries temporais de caudais, de níveis e de velocidades nos colectores, séries temporais de níveis e

caudais bombeados através de grupos elevatórios ou descarregados, através de estruturas de transferência ou de descarga e os resultados do modelo de qualidade, que pode fornecer concentrações de poluentes no sistema ou nas descargas para o meio receptor (Cardoso e Matos, 1999a).

Depois do modelo construído, ou seja, após ter sido efectuada a introdução de todos os dados necessários, é possível obter resultados, através de simulações, utilizando solicitações distintas correspondendo a cenários diversificados. A modelação matemática fornece informação sobre o comportamento do sistema, reproduzindo eventos passados ou históricos, a situação actual e situações futuras previstas para o sistema, quer em termos de solicitações quer de alterações estruturais. Os resultados da modelação são obtidos para todo o sistema, dando informação contínua quer no espaço quer no tempo (Price e Catterson, 1997). Deve, no entanto, ter-se sempre em conta que a qualidade dos modelos construídos e dos resultados obtidos depende da qualidade dos dados utilizados (Price e Catterson, 1997).

Diagnóstico ambiental

As observações e a monitorização para efeitos de diagnóstico de eventuais impactos ambientais devem incluir, entre outros, os seguintes aspectos:

- identificação ou verificação de ligações industriais, em termos quantitativos e qualitativos, no que respeita ao cumprimento dos requisitos legais, em particular se se tratar de efluentes perigosos;
- observação dos pontos onde se verifica ausência de estanquidade, com a consequente saída de águas residuais para o exterior, em particular em zonas de aquíferos sensíveis, a preservar de contaminação;
- observação das descargas nos meios receptores tendo em vista a verificação do cumprimento dos objectivos de qualidade.

Outros elementos relacionados, nomeadamente, com odores indesejáveis, atmosferas potencialmente tóxicas, ruído acima de valores aceitáveis ou aspecto visual desagradável, devem fazer parte igualmente de uma avaliação de natureza ambiental (Matos, 1996).

Diagnóstico estrutural

O diagnóstico estrutural tem como principal finalidade avaliar o estado do sistema de drenagem, do ponto de vista físico, caracterizando a sua patologia de natureza estrutural. Os elementos de base em que assenta o diagnóstico do comportamento estrutural de um sistema de águas residuais são, essencialmente, campanhas planeadas de reconhecimento, observação e inspecção

dos colectores, directas ou indirectas, recorrendo neste último caso a técnicas de utilização de CCTV com ou sem gravação em vídeo. As condições de inspecção devem ser as mais adequadas a uma percepção realista das principais deficiências (acessibilidade, limpeza possível e baixas alturas de escoamento), com garantia de cumprimento de procedimentos de segurança do pessoal. A identificação e a codificação das deficiências deve ser previamente estabelecida, de forma clara, e os registos devem ser realizados de forma completa e cuidadosa, de modo a permitir que os resultados possam ser bem interpretados e comparados (Allen, 1996; Almeida, 1998; EN 13508-2, 2003).

Como descrito em 2.4.3, a integração e o diálogo entre o conjunto de aplicações de arquivo sistemático dos dados em bases de dados, cuja validação é fundamental para a fiabilidade dos resultados, o uso de cadastros informatizados, com os dados sobre as características físicas e topológicas dos sistemas e dos sistemas de informação, que arquivam os dados provenientes dos sistemas de telemetria, constitui um desafio importante para apoio ao diagnóstico dos sistemas. Por outro lado, a produção e a disponibilização de uma maior quantidade de dados de operação tem vindo a incentivar a criação de instrumentos de análise desses dados, pondo-os, também, ao serviço do diagnóstico de funcionamento dos sistemas.

A avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana, nas suas componentes hidráulica, ambiental e estrutural, corresponde ao estágio mais evoluído da fase de diagnóstico e permite apoiar a tomada de decisão na gestão técnica dos sistemas. A avaliação do desempenho utiliza a informação proveniente dos dados de exploração, de monitorização e de modelação dos sistemas, sendo analisada em detalhe em 3.3 e constituindo o cerne da presente dissertação, desenvolvido nos capítulos 4, 5 e 6.

2.4.6. Operação e manutenção

A exploração dos sistemas de drenagem urbana compreende o conjunto das actividades de rotina, que devem garantir que os sistemas cumpram a sua função de forma eficaz. Estas actividades incluem a operação e a manutenção dos sistemas, sendo algumas efectuadas continuamente, outras de forma periódica. Os objectivos destas actividades são:

- preservar a funcionalidade dos sistemas, durante a sua vida útil, de acordo com os requisitos estabelecidos;
- garantir a fiabilidade dos sistemas, em condições de segurança, minimizando os impactos ambientais;

- manter o seu valor de investimento, garantindo um funcionamento economicamente viável.

A operação e a manutenção dos sistemas dependem da existência de projectos adequados, incluindo a selecção dos materiais e equipamentos, e da qualidade da execução da obra. Muitas vezes estes aspectos originam deficiências que se repercutem permanentemente no funcionamento dos sistemas (Arbour e Kerri, 1998).

A operação e a manutenção dos sistemas devem ser feitas de forma planeada, através do estabelecimento de planos de operação e de manutenção, sendo necessário o conhecimento detalhado do sistema. Estas actividades podem ser realizadas das seguintes formas (EN 752-7, 1998):

- *Preventiva* ou *pró-activa* – quando se intervém nos sistemas com base em alterações do seu desempenho que indiciam a necessidade de intervenções ou reparações, ou em acções periódicas calendarizadas (por exemplo as inspecções ao sistema, limpezas ou lubrificação de equipamentos), prevenindo a ocorrência de avarias. Esta forma deve ser considerada quando as consequências de uma avaria podem ser graves.
- *Correctiva* ou *reactiva* – quando corrigem os problemas de funcionamento dos sistemas, após a sua identificação ou ocorrência. Esta forma deve ser considerada em partes ou componentes do sistema cujas consequências de avaria não são graves. A manutenção de emergência, incluída na correctiva, corresponde a uma intervenção após uma ocorrência grave, exigindo, em regra, uma actuação rápida.

Como exemplos de actividades de operação podem referir-se (Dohmann e Pecher, 1994; EN 752-7, 1998):

- inspecções periódica dos sistemas;
- fecho e regulação de válvulas e comportas;
- actuação de acordo com os planos de socorro e emergência;
- medição da qualidade das águas residuais;
- controlo do funcionamento dos descarregadores, das bacias de retenção e das bombas.

Como exemplos de actividades de manutenção podem referir-se as seguintes (Dohmann e Pecher, 1994; EN 752-7, 1998):

- limpeza e desobstrução dos colectores – remove as obstruções, os depósitos, raízes e acumulação de gorduras, utilizando métodos hidráulicos, mecânicos, químicos ou

biológicos; para além de repor a capacidade hidráulica no sistema, contribui para a redução das cargas poluentes descarregadas pelo sistema;

- conservação do equipamento mecânico – mantém o bom funcionamento do equipamento como, por exemplo, as bombas;
- reparação ou substituição – reparação dos danos, com ou sem abertura de vala, através de técnicas de selagem e injeção de materiais, mantendo o funcionamento do sistema.

A norma europeia EN 752-7 (1998) relativa à operação e manutenção dos sistemas públicos de drenagem de águas residuais estabelece os requisitos essenciais para a execução das diversas actividades de exploração dos sistemas e apresenta uma metodologia de elaboração de planos de operação e manutenção, devendo os primeiros incluir as inspecções de rotina, os procedimentos utilizados no funcionamento dos elementos do sistema e os planos de socorro e emergência. Os segundos devem incluir a estratégia de manutenção a adoptar, para cada componente do sistema, e os requisitos e frequências de controlo, incluindo uma avaliação do risco, tendo em conta a possibilidade de avarias e suas consequências.

No que respeita às entidades gestoras portuguesas dos sistemas de drenagem de águas residuais, o inquérito referido em 2.4.3, permitiu identificar que cerca de 55% das entidades gestoras inquiridas tinham programas de manutenção preventiva já implementados e cerca de 10% se encontravam em fase de implementação desses programas. Estes programas incluem limpeza de sarjetas e sumidouros, limpeza de colectores, inspecções visuais por entrada de pessoal nos colectores e com CCTV e medição de caudais (Paulino *et al.*, 2002). Relativamente aos planos de operação, cerca de 11% das entidades dispunha deste documento e 30% apenas de uma parte do documento.

2.4.7. Reabilitação

2.4.7.1. Conceito

Segundo a norma europeia EN 752-5 (1997) reabilitação é definida como o conjunto de todas as medidas de intervenção física num sistema de drenagem urbana existente conducentes a uma melhoria do seu desempenho. A reabilitação inclui qualquer intervenção física que prolongue a vida de um sistema existente ou melhore o seu desempenho estrutural, hidráulico ou ambiental, envolvendo uma alteração da sua condição ou especificação técnica. A reabilitação estrutural inclui a substituição e a renovação e a reabilitação hidráulica inclui, para além destas, o reforço (Matos *et al.*, 2004a).

Um sistema de drenagem requer reabilitação quando, em parte, situação mais frequente, ou no todo, o seu estado não lhe permite cumprir os principais objectivos a que se destina. Os aspectos mais relevantes a considerar na avaliação do desempenho para efeitos de reabilitação prendem-se com a protecção da saúde pública, a prevenção de inundações, a integridade estrutural, as condições de segurança do pessoal e a qualidade ambiental dos meios receptores (WRc, 1994; Allen, 1996).

A primeira etapa do processo de reabilitação contempla a recolha de informação para percepção das deficiências existentes, ou de ocorrência previsível, a curto ou médio prazos. Na análise de um sistema de drenagem é indispensável ter informação actualizada sobre as infra-estruturas existentes, incluindo o seu estado funcional e de conservação. Assim, é necessário complementar os elementos de cadastro, muitas vezes insuficientes e desactualizados, com inspecções de campo. Há ainda que incluir informações e elementos históricos, através de consultas pessoais, registos de arquivo, nomeadamente fotográficos, para obter uma identificação e, se possível, uma avaliação prévia das áreas que apresentam problemas frequentes ou áreas críticas. A informação recolhida, inevitavelmente envolvendo grande quantidade de dados, deve ser validada, arquivada em base de dados ou sistema de informação e gerida cautelosamente (Matos, 1996), como se descreveu em 2.4.3.

Uma vez coligida a informação de base, torna-se necessário proceder a estudos de diagnóstico, descritos em 2.4.5, que têm como objectivo principal identificar as deficiências de funcionamento dos sistemas. Estas resultam, em geral, da combinação de causas que necessitam de ser claramente identificadas numa fase precoce do processo de reabilitação, de modo a permitir efectuar a escolha adequada das soluções e programar correctamente as intervenções. Os estudos de diagnóstico constituem a fase mais crítica de todo o processo, requerendo conhecimentos, meios operacionais, experiência, pragmatismo e criatividade por parte da equipa responsável. O recurso a instrumentos computacionais que permitam prever a resposta do sistema em condições variáveis e perante diversas solicitações, tal como os modelos matemáticos de simulação, pode constituir um importante apoio, contribuindo para melhorar significativamente os conhecimentos existentes (Matos, 1987; Baptista, 1996; Alegre *et al.*, 1992).

Com base nos resultados do diagnóstico é possível identificar eventuais soluções alternativas. As soluções alternativas equacionadas deverão ser analisadas e comparadas sob os pontos de vista técnico, referentes aos processos construtivos e aos resultados, social, considerando os impactos em termos de incómodos e eventuais riscos, económico, financeiro e ambiental. O passo seguinte é a tomada de decisão. Uma vez escolhidas as soluções, é preciso planear e

realizar as acções correspondentes, garantindo o cumprimento dos objectivos dentro dos prazos e orçamentos previstos (Matos, 1996).

2.4.7.2. Reabilitação como abordagem integrada

Em termos gerais, a abordagem ao processo de reabilitação de um sistema de drenagem urbana inclui uma sequência lógica e articulada de procedimentos, pesquisas, medidas, acções e processos de decisão, que se podem sistematizar nas seguintes quatro grandes fases (EN 752-5, 1997), que se esquematizam na Figura 2.12:

- *Anteprojecto* – inclui a determinação dos requisitos de desempenho, a avaliação dos requisitos existentes, a escolha do método do estudo de diagnóstico e o estabelecimento das prioridades para cada estudo de diagnóstico.
- *Estudo de diagnóstico* – inclui a inventariação e avaliação de todas as informações disponíveis, a actualização das informações, a avaliação de condições de funcionamento com recurso nomeadamente a ensaios hidráulicos, à visualização e a inspecção locais, à modelação matemática, à monitorização dos sistemas e à avaliação do desempenho, em termos hidráulicos, ambientais e estruturais.
- *Elaboração de soluções globais de reabilitação* – inclui a identificação e a avaliação das opções mais adequadas e a elaboração de um plano de reabilitação.
- *Realização e controlo* – inclui a concretização das soluções preconizadas de reabilitação, o controlo do desempenho sob o ponto de vista hidráulico, ambiental e estrutural e a aplicação do plano de reabilitação.

As diversas áreas de intervenção, nomeadamente a execução de cadastros, a execução de inspecções, a monitorização de sistemas, o planeamento e a execução de obras, fazendo intervir tecnologias de reabilitação, constituem, naturalmente, espaço de intervenção das empresas de consultoria e de prestação de serviços (Matos, 1996).

Anteprojecto

O objectivo desta fase é estabelecer os requisitos relativos ao desempenho hidráulico, o impacto ambiental e a integridade estrutural. Para cada aspecto de desempenho podem ser prescritos diferentes níveis como, por exemplo, limites mínimos que justificam uma intervenção urgente ou valores definidos por objectivos a atingir. Especial atenção deve ser dada no que respeita a capacidade hidráulica, o funcionamento e manutenção dos sistemas, a escolha de materiais, as dificuldades de acesso e de instalação, o tratamento de ligações e a preservação de valores (EN 752-5, 1997).

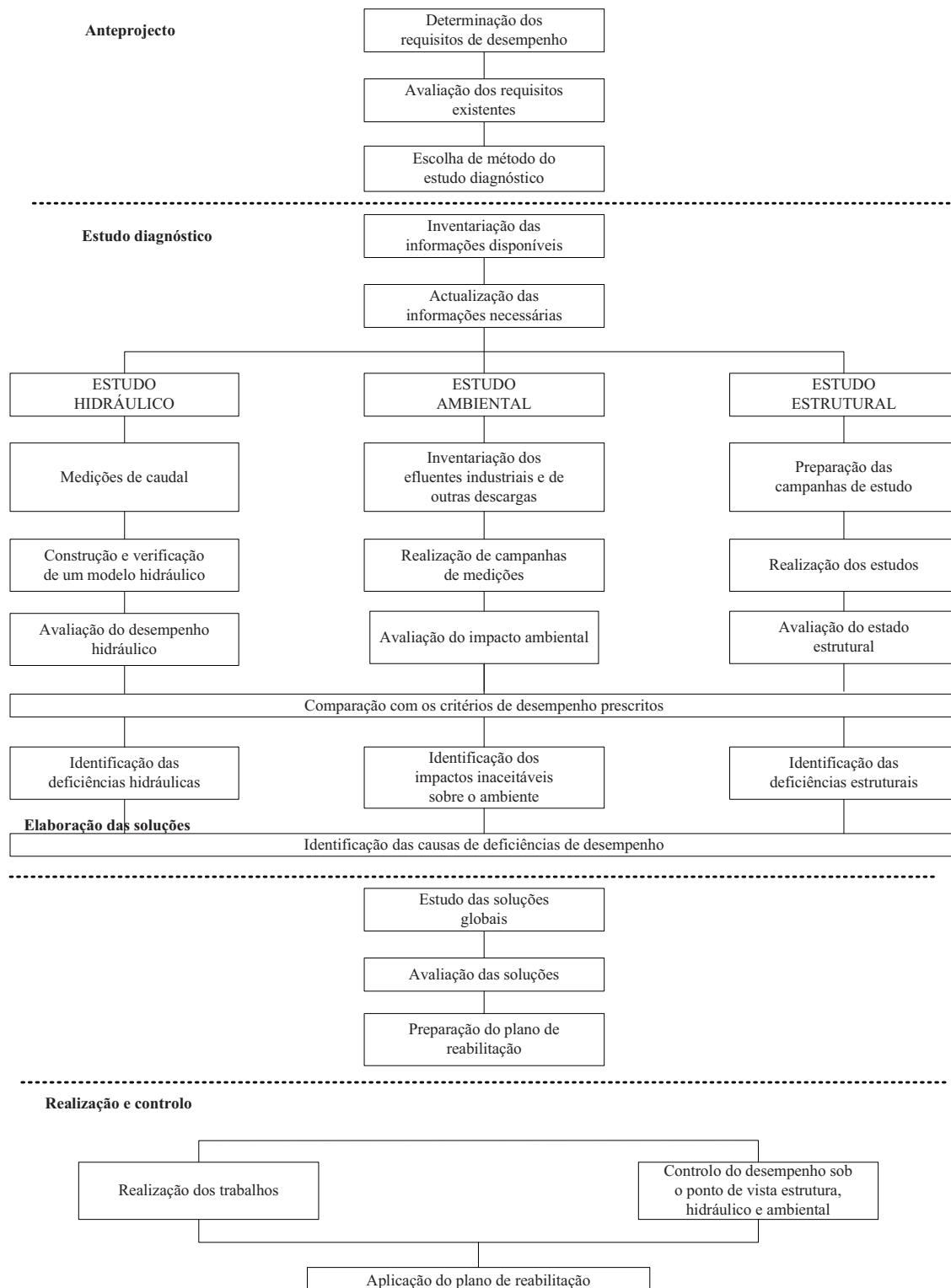


Figura 2.12 – Abordagem integrada da reabilitação (EN 752-5, 1997)

Devem conhecer-se, de forma tão exaustiva e rigorosa quanto possível, os problemas de desempenho dos sistemas através, nomeadamente, de relatórios de incidentes, tais como

inundações e poluição de cursos de água. A escolha do método de diagnóstico deve ter em conta a importância dos problemas detectados e decidir sobre a escala a adoptar no estudo; por exemplo, se engloba toda a bacia, se apenas uma parte e qual o grau de detalhe necessário relativamente a cada um dos aspectos (hidráulico, ambiental e estrutural). O estabelecimento de prioridades para cada estudo de diagnóstico pretende, nos casos em que se verificam vários problemas em diferentes bacias ou sistemas, definir quais os sistemas a analisar em primeiro lugar, em função da gravidade dos problemas identificados (EN 752-5, 1997).

Estudo de diagnóstico

Toda a informação actualizada sobre o sistema de águas residuais no seu conjunto, incluindo o seu estado funcional e de conservação deve ser recolhida e avaliada. Constituem elementos a recolher os dados sobre as bacias de drenagem e suas características (delimitação, áreas drenadas, inclinações médias, áreas impermeáveis, semi-permeáveis e permeáveis), os dados sobre as infra-estruturas de drenagem propriamente dita (incluindo nomeadamente rede de colectores, câmaras de visita, descarregadores e outras estruturas complementares), requisitos legais e autorizações necessárias, a natureza e quantidade dos efluentes industriais, informação anterior existente sobre inspecções e avaliações do sistema, dados sobre os ramais de ligação, informação sobre o meio receptor e águas subterrâneas, características do solo e zonas de protecção (EN 752-5, 1997).

Sendo os elementos de cadastro frequentemente insuficientes e desactualizados, torna-se necessário complementar a informação requerida através de um plano sistemático de inspecções de campo. Através de técnicas de inspecção, muitos problemas estruturais causando disfunções de comportamento hidráulico são identificados, documentados e eventualmente classificados. As deficiências mais correntes incluem assoreamento e depósitos nos colectores ou nas câmaras de visita, assentamentos com abatimento de soleiras, fissuras em vários pontos e com causas diversificadas, incrustações na superfície interna, acessos insuficientes ou não utilizáveis por razões de segurança, estrangulamentos e obstrução por causas diversas, ligações indevidas (Matos, 1996). Esta informação deve ser ainda complementada com informação histórica de registos de ocorrências menos frequentes (por exemplo, precipitações excepcionais, rotura ou colapso de colectores, descargas poluentes com frequência inaceitável), obtida a partir de arquivos fotográficos e outros, ou de dados de exploração que permitam identificar e delimitar áreas críticas (Almeida *et al.*, 1995; Cardoso *et al.*, 1995).

A informação recolhida deve ser gerida eficientemente por forma a tirar-se dela o maior partido. Assim, nesta fase, devem ser também convenientemente planeados e definidos os

procedimentos de validação, arquivo, verificação e gestão de dados, adoptando uma estrutura de bases de dados flexível, que facilite as adequadas utilizações e a actualização posterior da informação, para fins eventualmente diversos, conforme se descreveu em 2.4.3. Uma das aplicações relevantes é a utilização como dados de entrada na construção do modelo matemático de simulação, ferramenta indispensável para efeitos de diagnóstico de funcionamento hidráulico, apresentada em 2.4.5 (Almeida *et al.*, 1996a; Almeida *et al.*, 1996b; Matos, 1996).

O diagnóstico hidráulico tem como principal finalidade avaliar o funcionamento, do ponto de vista hidráulico, do sistema de drenagem urbana, caracterizando as suas principais insuficiências e disfunções. Os instrumentos de apoio ao diagnóstico do funcionamento hidráulico são os ensaios hidráulicos, que podem incluir medições de caudal, precipitação, identificação de infiltrações e os modelos de simulação, descritos em 2.4.5.

Um modelo de simulação pode constituir um instrumento privilegiado de análise das causas do comportamento hidráulico deficiente, auxiliar no estabelecimento e obtenção de objectivos de desempenho do sistema, nomeadamente na avaliação do cumprimento de parâmetros de qualidade, e ajudar a identificar opções alternativas de reabilitação.

As observações e a monitorização para efeitos de diagnóstico de eventuais impactos ambientais devem incluir, os vários aspectos apresentados em 2.4.5. É particularmente relevante a informação sobre os efluentes industriais, a estanquidade do sistema, a qualidade do meio receptor e outros factores tais como o ruído, odores e impactos estéticos e visuais.

O diagnóstico estrutural tem como principal finalidade avaliar o estado do sistema de drenagem, do ponto de vista físico, caracterizando a sua patologia de natureza estrutural, como descrito em 2.4.5. Os elementos de base em que assenta o diagnóstico do comportamento estrutural de um sistema de águas residuais são, essencialmente, campanhas planeadas de reconhecimento, observação e inspecção aos colectores, directas ou indirectas, recorrendo neste último caso a técnicas de utilização de CCTV e de gravação em vídeo. Estas actividades também fazem parte das actividades de operação dos sistemas, apresentadas em 2.4.6.

De notar que certos aspectos do diagnóstico estrutural podem ser relevantes para a avaliação do desempenho hidráulico e do impacto ambiental. É o caso, por exemplo, de obstruções na secção de escoamento por sedimentos ou entulhos provocando alterações no escoamento, de fissuras ou brechas na superfície interior dos colectores originando infiltrações ou saídas de água, de ligações indevidas, provocando impactos ambientais indesejáveis.

Os resultados dos estudos de diagnóstico hidráulico, ambiental e estrutural conduzem à identificação das deficiências de funcionamento do sistema em cada uma destas vertentes. A

avaliação do impacto relativo de cada uma e a sua hierarquização são importantes, de modo a tornar-se possível estabelecer prioridades de actuação. Os instrumentos de avaliação do desempenho dão apoio a esta finalidade, pretendendo-se que a presente dissertação dê um contributo neste domínio.

Elaboração das soluções

Devem ser identificadas as soluções para resolver as deficiências de desempenho dos sistemas. As soluções hidráulicas incluem a optimização da capacidade de escoamento, a redução das descargas do sistema, a atenuação dos caudais de ponta e o aumento da capacidade de escoamento. As soluções ambientais consideram a redução das descargas de poluentes para o meio receptor, a diminuição do impacto das descargas no meio receptor, alterando os locais de descarga, e a redução de fugas dos sistemas. As soluções estruturais englobam a protecção do material do colector por aplicação de mangas ou revestimentos interiores e a reparação, renovação ou substituição da estrutura do colector.

Existe um leque muito variado de soluções tecnológicas que vão desde mecanismos operacionais eficientes de limpeza e remoção de obstáculos, passando pela utilização e aplicação de modernas resinas e outros produtos similares em revestimentos interiores e exteriores, até à utilização de técnicas sofisticadas em operações de reparação localizada, renovação ou substituição de componentes dos sistemas (Matos, 1999). Estes aspectos tecnológicos são abordados em qualificadas publicações europeias e americanas, de que ASCE/WEF (1994), Read e Vickridge (1997) e Stein (2001) constituem bons exemplos.

No planeamento e no desenvolvimento das soluções a implementar deverão ter-se em consideração, entre outras, as seguintes variáveis operacionais (EN 752-5, 1997):

- faseamento dos trabalhos, dando prioridade às obras com maiores benefícios esperados a curto prazo, em termos de desempenho;
- reciclagem dos materiais e resíduos produzidos nas obras;
- articulação com outras infra-estruturas por forma a beneficiar de efeitos de escala;
- minimização de incómodos para a população, incluindo factores relacionados com o tráfego, o ruído, a poluição do ar e outros de natureza social;
- custos futuros de operação e manutenção;
- estimativa económica, considerando os custos e as vantagens das soluções;
- custos totais, directos e indirectos, incluindo os de natureza social.

Seguidamente é então elaborado um plano de trabalhos detalhado incluindo, nomeadamente, as etapas de execução, os custos, a relação com outros trabalhos e a segurança.

Realização e controlo

Por fim, a realização dos trabalhos é efectuada sendo importante verificar e controlar *a posteriori* o impacto da solução de reabilitação na melhoria de comportamento do sistema, nomeadamente na resolução dos problemas previamente identificados, e no cumprimento dos objectivos de desempenho estabelecidos que motivaram a sua realização. Também nesta fase os instrumentos de avaliação do desempenho têm um papel fundamental, na medida em que permitem quantificar as melhorias implementadas.

2.4.7.3. Novos desenvolvimentos para o apoio à reabilitação

Nos últimos anos tem-se assistido a diversos desenvolvimentos relativos a metodologias, modelos e ferramentas computacionais para apoiar a reabilitação de sistemas de drenagem urbana. Referem-se alguns trabalhos desenvolvidos, nomeadamente a metodologia proposta pelo *Water Research Centre* (WRc, 2001), em Inglaterra; a metodologia proposta pelo Programa de Investigação e Desenvolvimento Francês RERAU (*Réhabilitation des Réseaux d'Assainissement Urbains*) (RERAU, 1998 *op. cit. in* Le Gauffre *et al.*, 2002), em França; modelos de deterioração dos colectores (Baur e Herz, 2002), na Alemanha. Refere-se, ainda, o projecto europeu, co-financiado pelo 5º Programa Quadro de Investigação e Desenvolvimento da União Europeia, intitulado CARE-S – *Computer Aided REhabilitation of Sewer Networks*, finalizado em 2005. Este projecto teve como finalidade desenvolver um sistema de apoio à decisão, que permitisse pragmaticamente apoiar o gestor de sistemas de águas residuais a dar respostas às questões: *onde, quando, quanto e como reabilitar redes de drenagem de águas residuais*. O produto final deste projecto concretiza-se numa aplicação computacional "*Sewer Rehab Manager - CARE-S*", que se esquematiza na Figura 2.13, e que inclui (Saegrov, 2005):

- uma ferramenta para cálculo de indicadores de desempenho relevantes para as decisões de reabilitação, incluindo procedimentos analíticos e estatísticos para analisar e prever esses indicadores;
- um procedimento para definir as deficiências e os riscos socio-económicos e ambientais;
- uma base de dados de tecnologias de reabilitação para apoiar a escolha da tecnologia de reabilitação adequada;
- diversas ferramentas de avaliação da condição hidráulica, ambiental e estrutural do sistema e das suas alterações ao longo do tempo;
- uma ferramenta para definir a melhor estratégia de reabilitação de longo prazo tendo em conta o investimento;

- uma ferramenta de análise multicritério para apoio à decisão na selecção de projectos de reabilitação com elevada prioridade;
- um programa computacional "Sewer Rehab Manager – CARE-S" que permite aos consultores e prestadores de serviços de águas residuais utilizar as ferramentas descritas, de acordo com as respectivas necessidades e dados disponíveis.

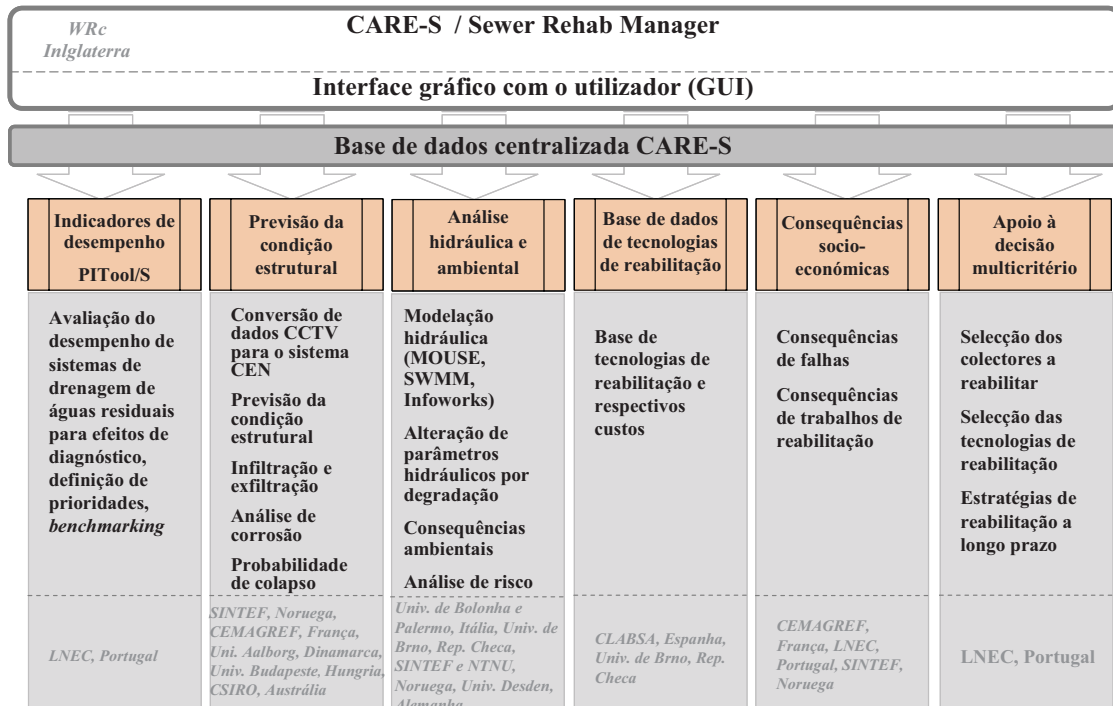


Figura 2.13 – Esquema da aplicação computacional para apoio à reabilitação – CARE-S

3. ESTADO DA ARTE

3.1. INTRODUÇÃO

O objectivo do presente capítulo é a apresentação do estado da arte da avaliação do desempenho de sistemas de drenagem urbana, com vista a fundamentar a metodologia de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, descrita no Capítulo 4. Para tal, faz-se, inicialmente, o enquadramento da avaliação do desempenho na tomada de decisão, descrevendo-se o seu processo, as metodologias de apoio, os aspectos de incerteza e risco e apresentando-se alguns exemplos de aplicação. Seguidamente, descrevem-se as diferentes abordagens da avaliação do desempenho, salientando a importância da qualidade dos dados existentes e exemplificando a sua aplicação. Descreve-se, posteriormente, o funcionamento dos sistemas de drenagem urbana, assim como a evolução, numa perspectiva histórica, que os conceitos do desempenho destes sistemas têm vindo a sofrer. Apresentam-se, ainda, os vários aspectos do desempenho técnico destes sistemas, as suas principais deficiências de funcionamento e, finalmente, fazem-se algumas considerações sobre o estado da arte.

3.2. TOMADA DE DECISÃO

3.2.1. Considerações gerais

A tomada de decisão é um processo que faz parte integrante da actividade humana, em todos os campos da sua intervenção. Este processo reflecte-se desde o nível individual e pessoal do dia a dia, por exemplo numa simples decisão sobre a marca de um determinado produto a adquirir, até à actividade de qualquer empresa, entidade ou instituição, por exemplo na forma da sua organização e no estabelecimento de prioridades de acção ou de investimento. Verificam-se semelhanças, em ambas as situações, no que se refere às necessidades para tomar as decisões, pois há que recolher a informação, organizá-la e processá-la, recolher opiniões e conselhos e decidir de acordo com os valores importantes. No entanto, o domínio de actuação, a relevância da decisão e a forma como é realizado o processo de decisão é diferente. No último caso, devem conjugar-se, de forma complementar, os factos e os valores com as capacidades humanas e o conhecimento científico (Beinat, 1995).

A decisão é um processo orientado por objectivos, que ocorre no tempo e no espaço das organizações e dos sistemas (Tavares *et al.*, 1996). Geralmente, o processo de tomada de

decisão tem em consideração vários pontos de vista de análise, ou critérios, muitas vezes contraditórios, tais como o custo, a qualidade, o tempo de resposta ou de obtenção de um produto ou serviço, a sua dimensão física. Geralmente, existem diversas soluções, que constituem as várias alternativas, para os problemas. Na tomada de decisão, o estudo dessas alternativas, tendo em conta os diversos pontos de vista ou os diferentes critérios em causa, designa-se por análise multicritério. Sendo os objectivos conflituosos, não é possível encontrar uma solução óptima, mas pode obter-se a melhor solução de compromisso.

Segundo DETR (2001), quando é possível quantificar monetariamente os aspectos a analisar e a tomada de decisão é efectuada tendo em conta, unicamente, o ponto de vista monetário, a análise do problema pode ser realizada através de técnicas de análise multicritério, tais como a avaliação custo-eficácia e custo-benefício, ou através da análise financeira. No entanto, a análise multicritério é mais abrangente e inclui técnicas que permitem envolver mais pontos de vista, muitas vezes relativamente a aspectos sem tradução monetária.

Em 3.2.3 descreve-se com maior detalhe a análise multicritério por ser um método de análise de alternativas que recorre à avaliação do respectivo desempenho, relativamente a diversos critérios definidos. Este método destaca-se, na presente dissertação, porque se aplica à análise dos sistemas de drenagem urbana, uma vez que existem, em geral, vários pontos de vista a ter em consideração na avaliação do seu desempenho, e na tomada de decisão de acções a implementar nos sistemas. A presente dissertação pretende contribuir na fase da avaliação do desempenho, no que respeita aos aspectos técnicos do funcionamento dos sistemas de drenagem urbana.

3.2.2. O processo da tomada de decisão

O processo de tomada de decisão segue, geralmente, os seguintes passos (DETR, 2001), que podem ser apresentados de forma mais ou menos detalhada:

- identificação dos objectivos;
- identificação de alternativas para atingir os objectivos;
- identificação de critérios a utilizar na comparação das alternativas;
- análise das alternativas, descrevendo o desempenho de cada opção relativamente a cada critério;
- escolha das melhores alternativas;
- concretização e resultados.

A identificação dos objectivos deve ter em conta o facto de que estes devem ser claros, específicos, mensuráveis, acordados unanimemente, realistas e dependentes do tempo.

A identificação de alternativas, para atingir os objectivos definidos, deve considerar as diversas possibilidades de concretizar os objectivos, podendo ir desde alternativas de acção global até intervenções específicas. As descrições das alternativas devem conter todas as perspectivas ou pontos de vista relevantes para a tomada da decisão e não devem incluir aspectos redundantes, ou irrelevantes para a decisão.

A identificação de critérios a utilizar na comparação das alternativas requer que os critérios seleccionados possam reflectir o desempenho do cumprimento dos objectivos definidos. Por este motivo, os critérios devem ser mensuráveis, no sentido de tornar possível avaliar o desempenho esperado de cada alternativa, em relação a cada um dos critérios seleccionados. Estes critérios podem traduzir-se em grandezas definidas através de variáveis reais, tais como o investimento, custos de operação, áreas inundadas; ou por apreciações qualitativas que permitam traduzir o grau do desempenho esperado da alternativa relativamente ao critério em análise, tais como os níveis de serviço fornecidos por uma entidade (Tavares *et al.*, 1996; DETR, 2001).

A análise das alternativas é feita avaliando o seu desempenho relativamente a cada critério definido e usando técnicas de análise multicritério, também comumente designadas por multiatributo ou multiobjectivo, já atrás referidas, que se podem basear em valorizações monetárias das alternativas, tais como a análise custo-eficácia, custo-benefício ou financeira; ou numa análise multicritério que considera outros aspectos para além do monetário. A avaliação do desempenho pode ser feita recorrendo a diversas abordagens, mais ou menos subjectivas, que podem recorrer, por exemplo, a fórmulas analíticas, ferramentas de medição e julgamentos (Roy, 1989 *op. cit.* in Martel, 1999). É nesta fase da análise que a presente dissertação pretende dar um contributo no que se refere à avaliação do desempenho respeitante aos aspectos técnicos do funcionamento dos sistemas de drenagem urbana.

Cada alternativa pode estar sujeita a solicitações que poderão ocorrer, com uma determinada probabilidade, e que não dependem das escolhas a realizar pelo decisor. A essas solicitações estão associadas consequências, que se devem ter em conta na tomada de decisão. Desta forma, cada alternativa pode ter um risco associado, entendendo-se por risco a combinação da frequência, ou probabilidade, de ocorrência e a consequência de um determinado evento (ISO/IEC Guide 73, 2002). Por esta razão a avaliação do risco é um aspecto importante da tomada de decisão.

A escolha das alternativas é o passo final da tomada de decisão, o que significa optar por uma das alternativas seleccionadas. Este papel cabe ao decisor do processo, que deve ter em conta, na sua decisão, toda a informação de contexto que é externa ao processo mas que o pode afectar e que não depende da sua decisão. A escolha das alternativas utiliza técnicas que podem ser designadas por *compensatórias*, quando o mau desempenho de um critério pode ser compensado por um bom desempenho de outro critério, até um certo limite; ou *não-compensatórias*, quando o mau desempenho de um critério implica a eliminação da alternativa, não podendo ser compensado por outro critério (Beinat, 1995).

A concretização dos resultados deve ser continuamente avaliada, por forma a informar sobre as consequência de escolhas definidas no passado e a identificar as necessidades de introdução de novas alterações.

3.2.3. Análise multicritério

Os métodos de análise multicritério podem apoiar a decisão por diversas formas. Uma delas é a indicação da melhor alternativa, destacando-a das restantes; outra forma é a ordenação das alternativas permitindo a sua comparação duas a duas. Por um lado, existem métodos que dão uma indicação apenas qualitativa, informando se uma alternativa é melhor ou pior que outra, enquanto que outros fornecem uma análise quantitativa, atribuindo um valor de intensidade de quanto é que uma alternativa é melhor ou pior do que outra.

Na tomada de decisão, a análise das alternativas pressupõe a atribuição de preferências a cada alternativa. Essas preferências são, muitas vezes, variáveis reais que quantificam a opinião do decisor. No caso unicritério, associa-se a cada par de alternativas (a,b) um valor real $v(a,b)$ positivo, nulo ou negativo, que traduz a intensidade da preferência da alternativa (a) sobre a alternativa (b) . Este processo designa-se por valoração das alternativas, por estar a atribuir um valor à preferência. Quando $v(a,b)$ é positivo significa que (a) é preferível a (b) ; no caso de ser nulo, as duas alternativas são equivalentes; no caso de ser negativo, (b) é preferível a (a) . Quanto mais elevado é o valor de $v(a,b)$, maior é a preferência de (a) em relação a (b) . Quando possível, pode aplicar-se um processo de optimização, através da definição de uma função-objectivo, que se procura maximizar ou minimizar, sujeita a várias restrições que têm também que ser definidas. É ainda possível traduzir o valor de cada alternativa $v(a)$ e $v(b)$, de tal forma que se possa definir a função linear apresentada na Equação (3.1) (Tavares *et al.*, 1996):

$$v(a,b) = v(a) - v(b) \quad (3.1)$$

Esta função valor é designada por função *utilidade* quando define uma satisfação em resultado da alternativa escolhida. Segundo Tavares *et al.* (1996) é frequente definir-se o conceito de *utilidade* como o valor que é gerado por uma alternativa para o decisor, ou seja, o valor que é incrementado em relação a uma situação inicial. Em muitos casos é possível qualificar as alternativas com uma classificação definida, não associada a uma métrica (por ex. muito bom, bom, suficiente, mau).

Uma função de valor permite representar de uma forma analítica um julgamento do decisor, atribuindo uma classificação ao desempenho da alternativa, em função do grau com que os objectivos da decisão são cumpridos (Beinat, 1995). A função de valor pode ser aplicada a informação qualitativa ou quantitativa, e integra o ponto de vista do decisor. Tal significa que uma função de valor pode ser diferente para dois decisores diferentes, conforme se exemplifica na Figura 3.1.

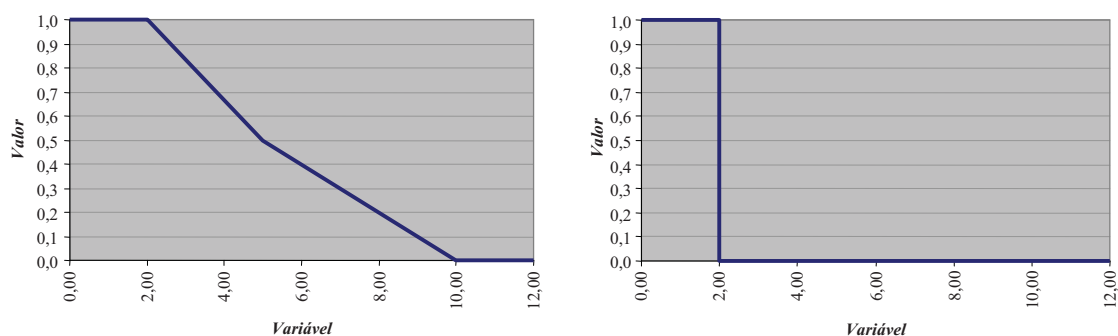


Figura 3.1 – Exemplos de funções de valor

No sistema de comparação de alternativas duas a duas, quando existem alternativas com a mesma preferência, significa que podem ter uma relação de equivalência (Roy, 1985 *op. cit. in* Tavares, 1996). Quando esta equivalência não é real mas as diferenças não são perceptíveis, ou não são significativas para o decisor, têm uma relação de indiferença.

A maioria dos problemas reais, e em especial nos que estão ligados à engenharia, há necessidade de considerar vários critérios na tomada de decisão, o que significa proceder a uma análise multicritério. A multiplicidade dos critérios dificulta a análise dos problemas, em especial quando existem critérios que podem tornar a decisão contraditória, dependendo do critério considerado. Neste caso a optimização não é possível simultaneamente para o conjunto de funções-objectivo, mas é possível definir um conjunto de soluções que cumprem as restrições, embora não determinem os óptimos para todas as funções-objectivo em simultâneo. Estas soluções designam-se por óptimos de Pareto (Goicoechea *et al.*, 1982). Nestes casos é

necessário subordinar os critérios em termos de importância ou de valor para a decisão, criando uma hierarquia de critérios. Por exemplo, relativamente à escolha de um determinado produto podem considerar-se como critérios para análise o seu custo, as suas dimensões físicas e o tempo de garantia. No entanto, se for definido que o critério mais importante é o custo, é este que deve ser analisado em primeiro lugar. Só em igualdade de circunstâncias de custo, é que deverão ser analisados os restantes critérios.

Uma forma de realizar a análise multicritério utiliza o método de agregação, cujo objectivo é integrar a apreciação dos vários critérios (Tavares *et al.*, 1996). Tradicionalmente, a forma de agregação de grandezas numéricas consiste em utilizar médias ponderadas dos seus valores. Este método é chamado *compensatório*, uma vez que uma classificação mais baixa num determinado critério pode ser compensada por uma classificação mais alta num outro critério. Para ilustrar este método, considere-se a análise de quatro alternativas (A1, A2, A3 e A4), segundo quatro critérios (C1, C2, C3, e C4), em que os valores de x_{ij} apresentado no Quadro 3.1 correspondem à classificação da alternativa i segundo o critério j .

Quadro 3.1 – Análise de alternativas

Alternativa	Critério			
	C1	C2	C3	C4
A1	x_{11}	x_{21}	x_{31}	x_{41}
A2	x_{21}	x_{22}	x_{23}	x_{24}
A3	x_{31}	x_{32}	x_{33}	x_{34}
A4	x_{41}	x_{42}	x_{43}	x_{44}

Utilizando o método de agregação, o valor de cada alternativa i será dado pela Equação (3.2):

$$X_i = \sum_{j=1}^{nc} (p_j \cdot x_{ij}) \quad (3.2)$$

em que X_i é o valor da alternativa i , p_j o peso do critério j , x_{ij} a classificação da alternativa i segundo o critério j e nc o número de critérios, neste caso igual a quatro.

A utilização de uma média ponderada pode levantar algumas questões relativamente à ponderação de valores expressos em diferentes escalas, ou em diferentes unidades, ou de valores não métricos. Em muitos casos, as diferentes unidades podem ser traduzidas numa mesma unidade, por exemplo, valores monetários. Relativamente à utilização de diferentes escalas e unidades recorre-se à padronização de cada escala ou grandeza, que pode ser feita através das Equações (3.3), (3.4) ou (3.5). As Equações (3.3) e (3.4) correspondem à padronização por

intervalo, adotando o intervalo entre os valores máximo e mínimo, considerando a distância ao valor mínimo e ao valor máximo, respectivamente. A Equação (3.3) admite o sentido de preferência de $x_{p_{ij}}$ crescente, enquanto que a Equação (3.4) admite o sentido de preferência de $x_{p_{ij}}$ decrescente.

A Equação (3.5) considera a padronização em relação ao desvio padrão, tendo em conta a distância ao valor médio.

$$x_{p_{ij}} = \frac{x_{ij} - \min_i(x_{ij})}{\max_i(x_{ij}) - \min_i(x_{ij})} \quad (3.3)$$

$$x_{p_{ij}} = \frac{\max_i(x_{ij}) - x_{ij}}{\max_i(x_{ij}) - \min_i(x_{ij})} \quad (3.4)$$

$$x_{p_{ij}} = \frac{x_{ij} - \mu_j}{\sigma_j} \quad (3.5)$$

sendo $x_{p_{ij}}$ o valor padronizado de x_{ij} ; $\max_i(x_{ij})$ e $\min_i(x_{ij})$, respectivamente o máximo e o mínimo para cada critério j ; e μ_j e σ_j , respectivamente a média e o desvio padrão para cada critério j .

As padronizações descritas têm o inconveniente de alterar os resultados padronizados quando há necessidade de introdução de novos valores, uma vez que tal altera os valores a partir dos quais são feitos os cálculos. Esta desvantagem pode ser ultrapassada se se considerarem os máximos e mínimos absolutos e não os relativos.

Este método implica, também, a definição dos pesos a atribuir a cada critério. Esta definição pode ser polémica, por ter consequências na escolha da alternativa. Por este motivo é recomendável realizar uma análise de sensibilidade aos pesos (Tavares *et al.*, 1996), o que será tanto mais complexo quanto maior for o número de critérios. Existem alguns métodos que permitem, a partir de decisões feitas pelos decisores, construir os pesos necessários à ponderação como, por exemplo, o processo de definição de pesos utilizado no método MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) descrito em Bana e Costa (2001).

Um outro método de análise multicritério recorre à comparação binária entre alternativas. Neste caso, é necessário estabelecer as regras de comparação entre duas alternativas a e b , por exemplo recorrendo a relações de *preferência*, *indiferença* e *equivalência*, anteriormente

referidas. Pode, no entanto, haver situações em que a relação entre duas alternativas não é conhecida.

Diz-se que existe *preferência estrita* se há razões claras e positivas que justifiquem uma preferência significativa a favor de uma de duas alternativas, sendo esta uma relação assimétrica, irreflexiva e transitiva. Sendo a e b duas alternativas, uma relação de preferência diz-se assimétrica se sendo a preferível a b implica que b não é preferível a a ; uma relação de preferência diz-se irreflexiva se a não é preferível a a ; uma relação de preferência diz-se transitiva se sendo a preferível a b e b preferível a c , então a é preferível a c (Tavares *et al.*, 1996; Mena, 2000).

A *preferência fraca* corresponde à existência de razões claras e positivas que, por um lado, impedem uma *preferência estrita* a favor de uma de duas alternativas, por outro são insuficientes para definir uma indiferença entre as duas alternativas, sendo esta uma relação assimétrica e irreflexiva (Tavares *et al.*, 1996; Mena, 2000).

A *indiferença* e a *equivalência* correspondem à existência de razões claras e positivas que justifiquem a indiferença ou equivalência de duas alternativas, sendo estas relações simétricas e reflexivas. Sendo a e b duas alternativas, uma relação de equivalência (ou indiferença) diz-se simétrica se a é equivalente (ou indiferente) a b e b é equivalente (ou indiferente) a a ; diz-se reflexiva se a é equivalente (ou indiferente) a a (Tavares *et al.*, 1996; Mena, 2000).

Nos casos em que não existem razões claras e positivas que permitam qualquer das relações apresentadas diz-se que há *incomparabilidade*, sendo esta uma relação simétrica e irreflexiva (Mena, 2000). Como exemplo, pode definir-se que uma alternativa a é preferível a outra alternativa b se o for em pelo menos um dos critérios; a é indiferente a b se o for em pelo menos um dos critérios e nos restantes for equivalente; a é equivalente a b se o for em todos os critérios. Esta abordagem é mista por incluir aspectos compensatórios e não-compensatórios. Por um lado, pode considerar alguma ponderação ou compensação na preferência; por outro lado, elimina alternativas, rejeitando-as, quando em relação a algum critério a diferença é acentuada.

Este método deu origem ao modelo ELECTRE (*Elimination et Choix Traduisant la Réalité*) (Roy, 1985 *op. cit. in* Tavares *et al.*, 1996) que define uma relação de prevalência, em que considera que a prevalece sobre b se e só se forem satisfeitas as duas condições dadas pelas Equações (3.6) e (3.7):

Condição de concordância

$$C_{ab} = \left[\sum_{j=1}^{nc} p_j (\text{para } j : x_{aj} \geq x_{bj}) \right] \geq \alpha \quad (3.6)$$

com $\sum_{j=1}^{nc} p_j = 1$, sendo p_j os coeficientes de importância relativa dos critérios e $0 \leq \alpha \leq 1$, o limiar da concordância exigida (geralmente um valor igual ou superior a 0,5).

Condição de discordância

$$D_{ab} = \text{Max}_j [x_{bj} - x_{aj}] \leq \beta \quad (3.7)$$

sendo β o limiar da discordância, escolhido entre 0 e a máxima diferença verificada entre o máximo e o mínimo de x_{ij} , para qualquer critério j .

Neste modelo têm que ser definidos os coeficientes de importância relativa dos critérios e os limites de concordância e de discordância. Quanto maior for o primeiro e menor o segundo, mais difícil é concluir que a prevalece sobre b . A alternativa mais recomendável deverá pertencer ao subconjunto das alternativas que não sofre relações de prevalência proveniente de outra alternativa. Por outro lado, a menos recomendável deverá pertencer ao subconjunto das alternativas que não exerce qualquer prevalência. Quando há mais do que uma alternativa recomendável dever-se-á aprofundar o conhecimento de cada uma, com informação adicional, até à decisão final.

O sistema de análise multicritério MACBETH define uma função de valor para cada conjunto de níveis de impacto das alternativas que representam o critério a avaliar; define e atribui pesos para a agregação, usando o conceito de perda, i.e., quanto se estaria disposto a desistir de um critério para melhorar outro critério, e determina o valor global das alternativas (Bana e Costa, 2001).

Um outro modelo, designado por PROMETHEE (*Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations*), considera, para cada critério, a definição de uma função de preferência específica que é usada para determinar o grau de preferência associado à melhor alternativa na comparação duas a duas. Desta forma permite uma ordenação das alternativas (Brans e Mareschal, 2005).

A estrutura dos valores e dos critérios a analisar pode ser representada numa estrutura arborecente, com vários níveis ou hierarquias, aos quais podem ser agregadas as caracterizações dos critérios. Este tipo de estrutura é utilizado no Método Analítico Hierárquico, que parte do problema geral para o mais particular e concreto, podendo apresentar vários níveis. O primeiro nível corresponde ao objectivo principal, o segundo aos diferentes critérios e no terceiro estão as alternativas a serem avaliadas. O Método Analítico Hierárquico consiste em três etapas: estruturação, comparação e síntese de prioridades, e pretende conjugar os aspectos racional e intuitivo na selecção de uma alternativa relativamente a vários critérios. Utiliza a comparação dois a dois estabelecendo, assim, a ordenação de prioridades para as alternativas (Saaty e Vargas, 2001).

3.2.4. Risco e incerteza

Um problema de tomada de decisão põe-se relativamente a sistemas que podem ser mais ou menos complexos e mais ou menos conhecidos. As variáveis que afectam um determinado sistema real podem ser conhecidas e controláveis, correspondendo às que são objecto de decisão, e podem ser não controláveis, conhecidas ou não, relacionadas com situações aleatórias ou incertas, o que corresponde a situações de *risco*. Este desconhecimento inclui, também, os erros nas medições, a insuficiente qualidade dos dados, um conhecimento incompleto dos fenómenos em análise ou uma alteração não prevista das condições a que o sistema está sujeito. Quando estes aspectos são considerados na análise das alternativas, significa que se está perante um problema de decisão com *risco*. O *risco* pode estar relacionado, por exemplo, com a saúde e segurança das pessoas, com factores económicos, relativos a perdas de bens, ou ambientais, quando afectam o ambiente.

Como se referiu em 3.2.2, na tomada de decisão com *risco*, a análise de cada alternativa deve considerar os eventos que poderão ocorrer, com uma determinada probabilidade, e que não dependem das escolhas a realizar pelo decisor. A esses eventos estão associadas consequências, que devem ser tidas em conta na tomada de decisão. Desta forma, cada alternativa pode ter um *risco* associado, entendido segundo a norma ISO/IEC Guide 73 (2002) como a combinação da frequência ou da probabilidade de ocorrência e a consequência de um determinado evento, associadas a um determinado período de tempo. Esta norma considera como evento a ocorrência de um conjunto particular de circunstâncias, que podem ser certas ou incertas; como consequência, define os resultados do evento, que podem ser positivos ou negativos, e que podem ser expressos de forma quantitativa ou qualitativa.

Desta forma, a análise e a avaliação do *risco* devem fazer parte do processo de tomada de decisão. A análise de *risco* inclui a identificação dos perigos (“*hazard*” em terminologia anglo-saxónica) e a determinação dos *riscos* para as pessoas, bens ou ambiente. A norma AS/NZS 4360 (2004) realça os seguintes passos da análise de risco:

- o que pode acontecer, quando e onde;
- quais as causas possíveis;
- como pode ocorrer;
- quais as consequências positivas e negativas;
- quais as respectivas probabilidades de ocorrência;
- finalmente, a determinação dos riscos associados.

A avaliação do *risco* consiste no processo de julgamento ou de decisão das tolerâncias do *risco*, com base na análise de *risco* e de outros factores, tais como os socio-económicos e ambientais (CEI/IEC 300-3-9, 1995). Inclui a comparação dos níveis de *risco* determinados pela análise de *risco* com os critérios estabelecidos.

Ao cálculo do *risco* estão associadas as incertezas dos dados, modelos e métodos adoptados para esse cálculo. Por este motivo, a análise das incertezas é, também neste caso, um aspecto importante a considerar, permitindo traduzir estas em incertezas dos resultados do modelo de *risco*. A análise de incertezas deve identificar a respectiva origem, quer dos dados quer dos modelos, assim como definir os parâmetros aos quais o modelo é mais sensível (CEI/IEC 300-3-9, 1995).

3.2.5. Aplicações

A análise multicritério, como apoio à tomada de decisão, tem vindo a ser utilizada em muitas aplicações nas mais diversas áreas, tais como: ambiente, planeamento do território, gestão de recursos naturais, gestão da energia, gestão de resíduos, planeamento económico, gestão financeira e bancária, gestão urbanística e de transportes, avaliação e selecção de projectos, gestão da produção e da distribuição, gestão de recursos humanos e materiais, gestão de sistemas de defesa e planeamento militar, desenvolvimento internacional, entre outros (Martel, 1999). Apontam-se, seguidamente, referências bibliográficas a alguns casos de aplicação da análise multicritério, entre muitos outros existentes.

Goicoechea *et al.* (1982) apresentam várias aplicações utilizando diferentes métodos e modelos na área do planeamento e produção industrial, na localização de centrais de produção energia, na área dos transportes, administração pública, planeamento financeiro e de atribuição de

orçamentos, planeamento académico, planeamento de mão-de-obra, projecto, avaliação e selecção de projectos, gestão de recursos naturais, planeamento de ocupação de território e planeamento e desenvolvimento de recursos hídricos.

Janssen (1991) apresenta várias aplicações relacionadas com problemas ambientais utilizando o software DEFINITE (*Decisions with a Finite Set of Alternatives*), de apoio à decisão num conjunto finito de alternativas e com um conjunto finito de critérios, utilizando a ordenação das alternativas.

Beinat (1995) apresenta uma aplicação para a limpeza de um local poluído utilizando funções de valor e normas.

Mena (2000) refere vários casos práticos de aplicação do método ELECTRE tais como a análise de estratégias para combater a eutrofização do Lago de Joux, na Suíça; a definição de 23 unidades político-administrativas em Bade-Wunterberg, na Alemanha; a classificação de 8 políticas de gestão de resíduos urbanos em Dakar no Senegal, entre muitos outros.

Na área dos transportes, Bana e Costa (2001) descreve uma aplicação do modelo MACBETH na definição de uma política de investimento para novas ligações rodoviárias intermunicipais na Região Metropolitana de Lisboa. Bana e Costa *et al.* (2004) apresentam uma aplicação à selecção de medidas de controlo de cheias na Ribeira do Livramento, Setúbal, utilizando o mesmo modelo.

Baur *et al.* (2002) apresentam uma aplicação de um problema de decisão relativo à selecção do projecto mais eficiente de reabilitação de redes de distribuição de água, de uma forma compreensível e transparente, tendo em conta as preferências do decisor e as limitações financeiras dos serviços de água no orçamento atribuído à reabilitação. O trabalho, com o objectivo de apoiar a definição de um planeamento anual de reabilitação, insere-se no âmbito do projecto financiado pela União Europeia (UE) CARE-W (*Computer Aided Rehabilitation of Water Networks*). Os autores definem um conjunto de critérios e propõem três métodos para o estabelecimento de prioridades dos projectos:

- Método de eliminação interactiva – é estabelecido um valor limite do número de condutas que são eliminadas da reabilitação, para um determinado critério; é analisada a consequência dessa eliminação, sendo confirmada ou rejeitada essa opção para esse critério; repete-se o procedimento para os outros critérios.
- Modelo ELECTRE-Tri – agrega uma pontuação a cada alternativa, gerando um resultado pesado das vantagens e um resultado pesado de desvantagens; utiliza uma ordenação em função de critérios de preferência, indiferença e rejeição.

- Método dos “hotspots” – define um valor limite para cada critério e as condutas que ultrapassarem esse limite são considerados “hotspots” (pontos críticos); após a análise de cada critério estabelece prioridades.

Simon *et al.* (2004) apresentam a aplicação do modelo PROMETHEE (baseado na definição de indicadores, de pesos e de uma função de preferência, para cada indicador) e a aplicação da técnica do diagrama de Hasse (de ordem parcial, sem aplicação de pesos e fornecendo mais do que uma solução favorável) para o estudo de nove estratégias de gestão da água, caracterizadas por quatro indicadores, em Berlim e Postdam, na Alemanha, relativamente a efeitos ecológicos em 14 secções do sistema de águas superficiais. O diagrama de Hasse consiste na definição de uma árvore de hierarquias. A estrutura vertical corresponde à classificação global de cenários independentes e a estrutura horizontal corresponde aos valores dos indicadores. Estes dois modelos são comparados, concluindo que o PROMETHEE apresenta efeitos indesejáveis nos resultados, em consequência da diferenciação espacial, anulando o efeito dos pesos atribuídos na agregação dos valores. Por outro lado, o diagrama de Hasse não é influenciado pela diferenciação espacial, permite identificar indicadores antagónicos no processo de avaliação, sem resultar numa compensação, embora possa resultar em cenários incomparáveis permitindo, no entanto, identificar as vantagens e desvantagens de cada alternativa.

Na área da drenagem urbana, referem-se também alguns trabalhos de aplicação de métodos de análise multicritério como apoio à tomada de decisão.

Reyna *et al.* (1994) apresentam o programa computacional MARESS (*Multi Attribute Rehabilitation of Sewer Systems*) baseado numa metodologia que, a partir de uma avaliação hidráulica e estrutural dos sistemas de drenagem urbana, e com base num conjunto de métodos de reabilitação, utiliza um modelo de optimização da utilização de recursos financeiros para seleccionar os colectores a reabilitar e as técnicas a utilizar. O modelo de optimização considera múltiplos objectivos, como a minimização do impacto causado pelos trabalhos de reabilitação, a maximização do desempenho estrutural e hidráulico, a minimização dos custos de manutenção e de reclamações. As restrições impostas ao modelo são os custos de construção.

Fenner e Sweeting (1999) propõem um método de apoio à decisão para a reabilitação de colectores “não críticos”. No Reino Unido, estes colectores são definidos como aqueles que têm menores consequências económicas da ocorrência de deficiências de funcionamento, ou falhas, e que são sujeitos apenas a acções reactivas. Consideram como categorias de falhas as hidráulicas, de serviço e estruturais. Utilizam um método com dois passos, aplicável aos dados disponíveis:

- no primeiro passo são determinadas grelhas quadradas, contendo um conjunto de colectores, onde é realizada uma avaliação com base nas suas características e nos critérios de análise, de forma a permitir ordenar as grelhas;
- no segundo passo, atribuem-se as consequências a cada grelha, em função do comprimento de estradas, ocorrências passadas de incidentes de poluição, número de ocorrências e de repetições de ocorrências.

Desta forma, determinam em cada grelha um risco de falha dos colectores. Analisando graficamente as probabilidades de falha e as consequências, concluem que os colectores com prioridade de intervenção são os que se localizam nas grelhas com os valores mais elevados em ambos os eixos. Os colectores nas grelhas com um maior número de ocorrências passadas têm prioridade de inspecção. Apresentam, também, um método de ordenação de colectores, baseado numa análise de Bayes, calculando uma probabilidade de falha de cada colector, uma vez conhecidas as suas características. A aplicação deste método necessita de informação histórica das entidades gestoras dos sistemas, relativa a vários anos.

Davies *et al.* (2002) apresentam um trabalho de avaliação do *risco* de colectores na cidade de York, Reino Unido, utilizando a combinação probabilidade-consequência. As consequências foram determinadas por diversos grupos de pessoas e foi atribuído a cada colector uma pontuação baseada em critérios hidráulicos e estruturais, tendo sido calculada uma probabilidade de colapso com base em inspecções CCTV.

Blanpain *et al.* (2004) apresentam uma aplicação do método ELECTRE IV para a selecção de diferentes soluções de projecto de sistemas de drenagem urbana. Os critérios considerados são os económico, ambiental, integração no tecido urbano e funcionalidade hidráulica.

3.3. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO

3.3.1. Considerações gerais

No mundo actual, a avaliação do desempenho tem vindo a assumir um papel de importância e âmbito crescentes. A aplicação de metodologias de avaliação do desempenho encontra-se generalizada em todo o mundo, desde os países mais desenvolvidos até aos países em vias de desenvolvimento, pela preocupação crescente em utilizar de forma sustentável os recursos existentes, quer naturais quer económico-financeiros.

A sua utilização é vasta, cobrindo as mais diversificadas actividades. No domínio industrial, as metodologias de avaliação do desempenho são aplicadas em diferentes campos, dando-se como exemplos a avaliação dos processos de produção, do equipamento e dos recursos humanos; na área empresarial podem apontar-se utilizações na actividade logística, nos recursos humanos, nos serviços prestados, na área económico-financeira. Outros exemplos referem-se a utilizações na área dos serviços públicos tais como a saúde, a justiça, a educação, a administração, a regulação, a fiscalização, o abastecimento de água, e a drenagem e tratamento de águas residuais. É comum produzirem-se, nos mais diversos campos de actividade, relatórios anuais das empresas onde se expressa a avaliação do seu desempenho, embora usando diferentes métodos e critérios para a sua aplicação.

A exigência crescente, quer dos clientes ou consumidores, quer da legislação, e a preocupação com a melhor forma de utilizar os recursos financeiros, obrigam as empresas e os prestadores de serviços a uma constante actualização e a um esforço contínuo de implementação de melhorias, que lhes permitam acompanhar as tendências do mercado, cumprindo simultaneamente, a legislação (Cavaco, 1998). A qualidade é, hoje em dia, uma preocupação tanto ao nível dos procedimentos, como dos serviços, como ainda dos produtos. Para a garantia dessa qualidade é necessário dispor de métodos que permitam a sua quantificação, avaliação e controlo.

Ao adoptar-se um sistema que permita medir o desempenho obtém-se, para além do conhecimento do modo como se desenvolve uma determinada actividade, informação que permite apoiar a tomada de decisão sobre acções correctivas ou de melhorias a realizar. A melhoria contínua das actividades pressupõe uma abordagem estruturada e sistemática, da qual a avaliação do desempenho faz parte (Cavaco, 1998).

Tradicionalmente, as empresas calculavam os custos, controlavam a qualidade, mediam a quantidade, o tempo de vida, a eficiência e a produtividade. A avaliação do desempenho permite uma definição integrada dos aspectos que devem ser avaliados, por forma a que se obtenha um melhor controlo, compreensão e melhoria dessas actividades, assim como apoiar as decisões a tomar. A avaliação do desempenho pode ser aplicável em qualquer sector da organização, desde os níveis mais elevados de administração e de gestão, até a áreas específicas de actividade (PBM SIG, 1995).

Os responsáveis e gestores de uma organização devem saber *onde*, *como* e *quando* introduzir determinadas alterações. Para a tomada de decisão sobre quais alterações considerar é indispensável conhecer a informação apropriada em que as decisões se baseiam. Não existe uma única abordagem normalizada e universal de avaliação do desempenho, embora a sua existência

permitisse, numa dada organização, ou mesmo num âmbito mais alargado, fazer uma análise numa perspectiva integrada e de possível comparação.

A avaliação do desempenho pode fazer parte de um sistema de gestão integrada de uma organização, envolvendo objectivos preventivos, que permitam que um produto ou serviço possa atingir a conformidade com os requisitos estabelecidos. Adicionalmente, permite um processo de optimização através da melhoria da eficiência e da eficácia do produto ou serviço, incorporando as melhores técnicas e recursos existentes (PBM SIG, 1995). Como foi anteriormente descrito, a avaliação do desempenho constitui um apoio a uma tomada de decisão baseada em critérios transparentes e objectivos. Pode, ainda, ser utilizada na óptica da regulação de uma actividade como, por exemplo, para efeitos de defesa dos interesses do consumidor e da verificação da sustentabilidade económica e ambiental dos prestadores de serviços.

A avaliação do desempenho utiliza medidas que expressam, de uma forma quantitativa ou qualitativa e objectiva, como é que um determinado produto ou serviço cumpre os objectivos ou requisitos definidos. As medidas do desempenho devem fornecer de forma clara e inequívoca a seguinte informação acerca do produto ou serviço:

- se os objectivos estão ou não a ser cumpridos;
- se há satisfação dos clientes/consumidores/utilizadores;
- se há uma utilização correcta dos recursos disponíveis;
- se é necessário introduzir melhorias.

Desta forma, é possível obter-se a informação necessária que apoia a tomada de decisão.

A terminologia não é universal no campo da avaliação do desempenho. Há quem considere indiferenciadamente as medidas e os indicadores de desempenho. Há, também, quem os diferencie, tanto no que respeita aos seus objectivos como aos alvos ou finalidades, considerando os indicadores como um subconjunto das medidas ou, ainda, como uma relação entre medidas. Segundo o US Department of Energy (PBM SIG, 1995):

- uma *medida de desempenho* é uma caracterização quantitativa ou qualitativa do desempenho, podendo dizer-se que traduz um determinado efeito de funcionamento dum sistema ou organização, e que corresponde a um certo aspecto do desempenho que pode ser medido; como exemplo, refere-se o número total de obstruções em colectores;
- um *indicador de desempenho* é um valor ou uma característica particular usada para medir esse efeito ou resultado, um parâmetro útil na determinação do grau em que uma organização ou sistema atinge a sua finalidade, uma expressão quantificada que

permite observar e registar o estado de um processo, ou informação operacional que fornece indicações sobre o desempenho ou a condição de uma organização ou sistema; como exemplo, menciona-se o número de obstruções por unidade de comprimento de colector.

- os *objectivos de desempenho* são declarações dos resultados desejáveis de uma organização ou actividade, ou níveis de desempenho desejáveis, expressos através de objectivos tangíveis e mensuráveis, em relação aos quais o desempenho real pode ser comparado, incluindo normas, valores ou taxas quantitativas, dando-se como exemplo que o número de obstruções anual por cada 10 km de colector deve ser inferior a 3.

A avaliação do desempenho é, assim, a determinação, através de medições objectivas e de uma análise sistemática de resultados, do grau de cumprimento dos objectivos pretendidos para uma determinada organização, actividade ou sistema, isto é, uma medida da sua eficiência e da sua eficácia.

Segundo Alegre *et al.* (2006), indicador de desempenho é o valor resultante da combinação de várias variáveis, através de uma regra de processamento (geralmente uma razão entre variáveis), expresso em unidades específicas, e o grau de confiança que indica a qualidade dos dados representados por esse indicador. Os mesmos autores consideram os indicadores de desempenho como medidas da eficiência e da eficácia de um serviço, prestado por uma entidade, sendo a informação por eles fornecida o resultado da comparação com um valor objectivo, com valores do mesmo indicador ao longo do tempo ou com valores de outras entidades.

No caso de entidades gestoras de sistemas de águas residuais, a avaliação do desempenho pode ser vista sob três perspectivas (Figura 3.2):

- a implementação de sistemas de gestão da qualidade;
- a utilização de instrumentos de apoio à gestão;
- a melhor utilização da tecnologia existente, particularmente utilizando instrumentos de apoio à engenharia.

A implementação de sistemas de gestão da qualidade foca principalmente os processos, e concentra-se nos procedimentos e na estrutura da organização. É geralmente baseada em orientações definidas por normas ISO (*International Standards Organisation*) aceites e adoptadas em todo o mundo. O processo de gestão da qualidade considerado nas normas ISO inclui a monitorização dos resultados, i.e., a avaliação do desempenho actual atingido. Neste ponto, deve estabelecer-se uma ligação com as outras duas vertentes da avaliação do desempenho das entidades gestoras dos sistemas, que não devem ser analisadas isoladamente:

instrumentos de apoio à gestão e instrumentos de apoio à engenharia (Cardoso *et al.*, 2004a). No entanto, uma vez que a gestão da qualidade é um aspecto essencialmente do campo organizacional e dos recursos humanos, não é abordada em profundidade na presente dissertação, cujo âmbito pertence aos instrumentos de apoio à engenharia, incluindo a sua ligação com os instrumentos de apoio à gestão. Na presente dissertação, pretende-se contribuir de uma forma inovadora para o desenvolvimento de instrumentos de apoio à engenharia, no que respeita aos sistemas de drenagem de águas residuais.

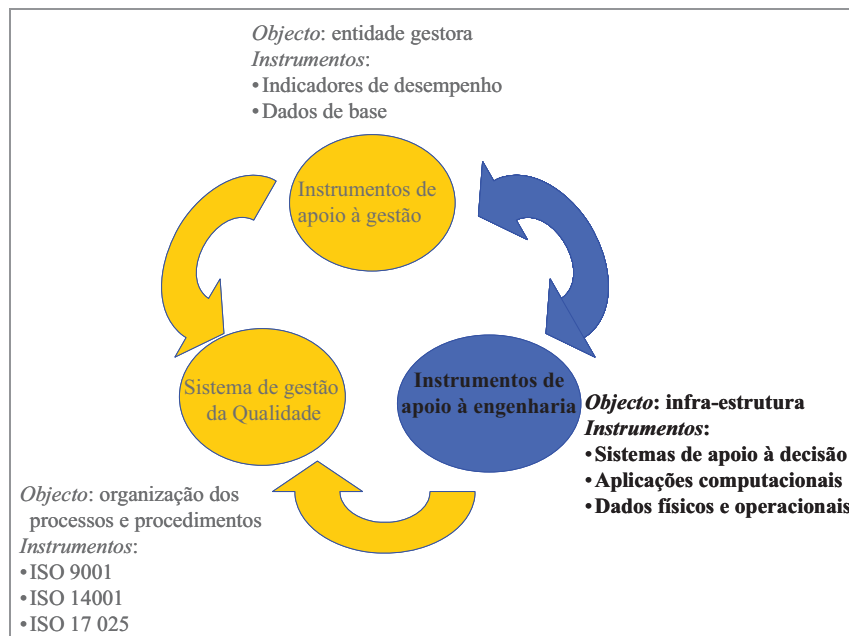


Figura 3.2 – Perspectivas da avaliação do desempenho (Cardoso *et al.*, 2004a)

Nesta secção 3.3, descrevem-se as diversas aplicações que a avaliação do desempenho pode ter nas áreas da engenharia e afins, incluindo a medição do desempenho através de medidas, indicadores e índices de desempenho; as abordagens utilizadas nos sistemas de avaliação do desempenho existentes; o *benchmarking* e a gestão da qualidade, assim como a importância da qualidade dos dados na avaliação do desempenho. Faz-se ainda, a apresentação de alguns exemplos de aplicação de sistemas de avaliação do desempenho.

3.3.2. Medição do desempenho

A avaliação do desempenho pode ser levada a cabo com base na definição de medidas de desempenho específicas, incluindo as variáveis de um processo ou relações entre elas, que devem estar associadas a um determinado objectivo a ser cumprido. Estas medidas são representadas por:

- uma unidade de medida, que traduz o significado do que foi medido (o quê);
- um número que apresenta a magnitude (quanto).

As medidas de desempenho correspondem a quantidades que podem ser simples, quando representadas por unidades dimensionais simples (como, por exemplo, horas e metros); podem ser multidimensionais, quando expressas por combinações de variáveis, como razões ou quocientes entre variáveis, com unidades distintas (como, por exemplo, Euro/km), e podem ser adimensionais ou dadas por percentagens, quando correspondem à razão entre variáveis da mesma unidade (%).

As medidas de desempenho devem considerar os seguintes aspectos (PBM SIG, 1995):

- Eficácia – característica que indica até que ponto o resultado final está de acordo com os objectivos, i.e., “Está a fazer-se o que é correcto?”.
- Eficiência – característica que indica até que ponto o resultado final utilizou o mínimo custo, i.e., “Está a fazer-se de forma correcta?”.
- Qualidade – característica que indica se o resultado final atinge a satisfação do cliente/consumidor/utilizador.
- Tempo – base temporal de referência, que pode ser um período ou um instante de tempo, à qual as medidas de desempenho se devem referir. É também uma característica que permite indicar se o resultado final foi obtido na altura correcta.
- Produtividade – característica que indica a relação entre o valor acrescentado do resultado final e o trabalho e capital consumidos.
- Segurança – característica que indica os aspectos da organização relacionados com a saúde e ambiente de trabalho da empresa.

As medidas de desempenho devem ter, ainda, as seguintes características (PBM SIG, 1995):

- providenciarem uma base para a tomada de decisão;
- serem facilmente compreensíveis;
- terem uma vasta gama de aplicação;
- traduzirem as necessidades tanto dos clientes/consumidores/utilizadores, como dos gestores;
- terem uma interpretação objectiva;
- serem susceptíveis de quantificação;
- serem económicas na sua aplicação, i.e., os benefícios da sua aplicação devem cobrir os custos, a médio prazo.

Numa dada organização, as medidas de desempenho devem ser consideradas em diferentes níveis da estrutura organizativa, desde o seu nível mais baixo até ao mais elevado. Num sistema de avaliação do desempenho, as medidas devem estar relacionadas em níveis de aplicação, organizados hierarquicamente e formando uma pirâmide, tal como se apresenta, esquematicamente, na Figura 3.3. As unidades tecnológicas formam a base da pirâmide providenciando as medições de base ao nível do elemento (processo, produto ou serviço). No nível seguinte, os dados de base são sintetizados traduzindo o desempenho do produto ou processo, ao nível departamental. No nível superior as medidas de desempenho permitem expressar a qualidade ao nível interdepartamental, linhas de produção e classes de serviço. Finalmente, o nível de topo ou de decisão consiste na gestão estratégica, financeira e global da organização.

Para a implementação de um processo de avaliação do desempenho devem seguir-se as seguintes etapas (Artley *et al.*, 2001), formando um ciclo fechado tal como o do esquema que se apresenta na Figura 3.4:

1. Definir a missão da organização, ou seja, o domínio e a finalidade da sua actuação, assim como os objectivos estratégicos de desempenho.
2. Estabelecer medidas de desempenho baseadas na relação com os resultados da fase de planeamento estratégico.
3. Medir o desempenho obtendo dados reais de funcionamento, analisar, rever e reportar os dados.
4. Determinar medidas de melhoria do desempenho a partir da análise efectuada e reportada.

Segundo Artley *et al.* (2001), a definição da missão da organização (Etapa 1) serve para clarificar a sua finalidade, quer interna quer externamente, ou seja, para transmitir de uma forma facilmente compreensível **porque** se faz o **quê**, para **quem** e **como**. Deve, assim, descrever quais os produtos ou serviços fornecidos, para que clientes/consumidores/utilizadores e quais as actividades necessárias para fornecer os produtos ou serviços.

O estabelecimento de medidas de desempenho (Etapa 2) permite caracterizar a concretização da missão e dos objectivos estratégicos definidos na etapa anterior. A integração da informação aqui obtida transforma as medidas de desempenho (Etapa 3) em agentes efectivos de mudança (Etapa 4).

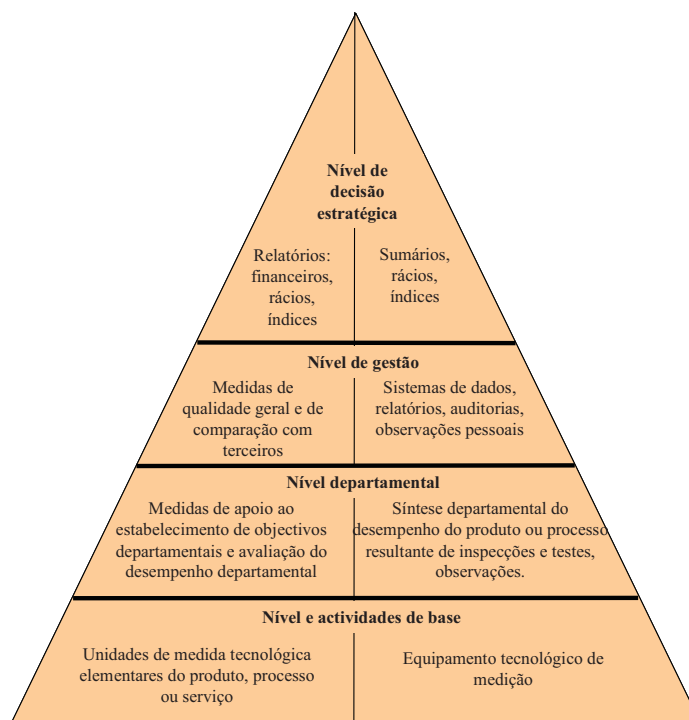


Figura 3.3 – Relações de dados para avaliação do desempenho relativos aos níveis de uma organização (adaptada de PBM SIG, 1995)

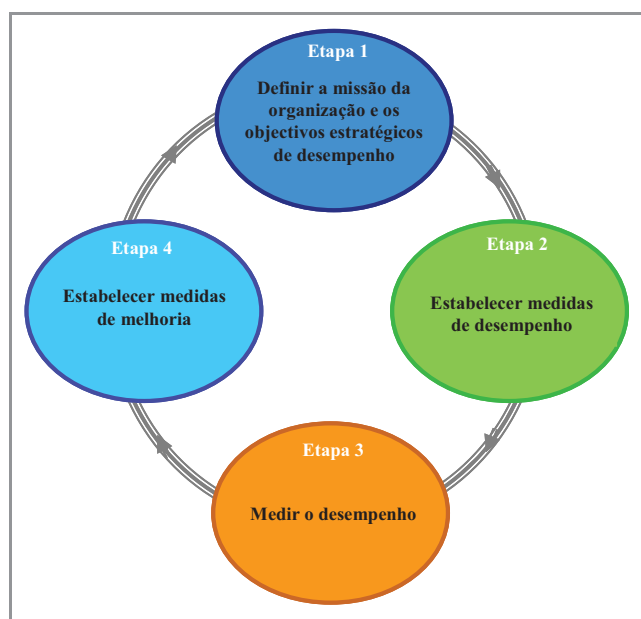


Figura 3.4 – Representação esquemática do processo de avaliação do desempenho

Em síntese, as vantagens da utilização de medidas de desempenho são a definição precisa de objectivos, a detecção e a correcção de problemas, a gestão, a descrição e a melhoria dos processos, a documentação, a quantificação da eficácia e da eficiência dos programas, processos

e recursos humanos, a quantificação do cumprimento dos objectivos e a quantificação do progresso.

Existem, no entanto, alguns aspectos que as medidas de desempenho não esclarecem integralmente, tais como: a influência nos resultados de factores que não dependem da própria organização sendo, por esta razão, importante identificar estes aspectos através de relações causais; a obtenção de maus resultados de desempenho não identifica a sua causa, podendo mesmo esses valores resultar de uma definição de objectivos irrealistas; a disponibilidade e a qualidade dos dados pode ser baixa e fazer com que a medida de desempenho não represente o verdadeiro desempenho; a legislação e a regulamentação não estão necessariamente incluídas nas medidas de desempenho e, neste caso, resultados bons em termos das medidas de desempenho podem não significar efectivamente um desempenho adequado. Neste último aspecto, pode dar-se como exemplo a rapidez de construção de um edifício, que poderá ser maior se não se tiverem em conta as medidas de segurança (Artley e Stroh, 2001). Todos estes aspectos fazem parte da avaliação do desempenho, da qual as medidas de desempenho representam apenas uma componente.

As medidas de desempenho devem ser as apropriadas, i.e., devem permitir seleccionar correctamente o que se deve medir, para que se possa avaliar o processo, permitir efectuar uma acção correctiva sobre os resultados e obter previsões fiáveis dos efeitos de alterações a implementar. Essas medidas devem estar claramente relacionadas com os resultados, para que não se utilizem recursos na obtenção dos seus dados que não forneçam indicações eficazes para uma melhoria do desempenho.

Na definição das medidas de desempenho devem considerar-se os seguintes aspectos (Artley *et al.*, 2001), para além dos anteriormente mencionados:

- o número de medidas de desempenho, para cada nível de gestão, deve ser o mínimo;
- a relação custo-benefício da utilização da medida de desempenho deve ser avaliada, assim como o custo da melhoria definida;
- as medidas de desempenho devem ser completas, consistentes e aplicáveis.

Tal como foi anteriormente referido, indicador de desempenho é um valor ou uma característica particular usada para medir um resultado, um parâmetro útil na determinação do grau em que uma organização atinge a sua finalidade, uma expressão quantificada que permite observar e registar o estado de um processo, ou informação operacional que indica o desempenho ou a condição de uma organização ou sistema como, por exemplo, o número de inundações por unidade de comprimento de colectador.

Neste contexto, um indicador de desempenho é composto por uma ou mais medidas de desempenho e funciona como uma representação da medição. O indicador de desempenho é calculado com base nas medições e, quando é comparado com o seu valor objectivo, traduz o desempenho em análise.

Os indicadores contêm informação que resume as características dos sistemas e evidencia o seu comportamento. Os indicadores permitem, assim, uma comunicação mais fácil entre pessoas, quer estas tenham aptidões semelhantes ou distintas, representando uma linguagem comum. Há, no entanto, que ter sempre em consideração que um indicador não é mais do que uma representação do desempenho⁽¹⁾, estabelecendo um compromisso entre a validade da sua representação, a facilidade de medição e a utilidade que tem na tomada de decisão.

A utilidade e a aplicabilidade de um determinado indicador dependem do contexto em análise. O processo de definição ou selecção dos indicadores deve ser cuidadoso, para que sejam identificados os indicadores relevantes num determinado contexto, seja este uma instituição ou organização, um sector da economia, uma actividade ou uma função, ou um sistema. Consequentemente, os indicadores devem ser seleccionados para condições específicas e contextuais (IISDnet, 2000).

Os índices de desempenho são uma ferramenta de gestão resultante de uma combinação de indicadores de desempenho. Um índice é uma medida estatística, que traduz como uma variável ou um conjunto de variáveis se comporta. O seu objectivo é dar uma informação rápida, geral e agregada do desempenho. Quando existem muitos indicadores a analisar, a utilização dos índices de desempenho pode trazer vantagens, uma vez que condensam uma grande quantidade de informação num só número.

Quando se trabalha com um número reduzido de indicadores, a informação por estes traduzida é fácil de assimilar. No entanto, quando o número de indicadores é elevado e eles estão relacionados, pode ser mais vantajoso agregá-los num só índice. Como exemplo, referem-se o índice de preços do consumidor, que agrega a informação de preços de vários produtos, e o índice de qualidade da água, utilizado com frequência para avaliar a qualidade da água dos rios, agregando a informação relativa a vários parâmetros poluentes (House e Newsome, 1989; Swamee e Tyagi, 2000).

Não existe um método universal para a geração de índices. A sua criação pode ir desde simples médias pesadas (onde a definição dos pesos pode ter em conta a análise de custos, análise de

⁽¹⁾ “*The map is not the territory*” (Kolsky e Butler, 2002).

risco, análise custo-benefício e opinião de especialistas) até combinações lineares de indicadores, ou mesmo a construção de matrizes mais complexas onde os valores dos indicadores podem ser já classificados (PBM SIG, 1995).

3.3.3. Sistemas de indicadores

3.3.3.1. Descrição geral

Uma das grandes potencialidades da gestão é tornar os propósitos de uma organização tangíveis. A forma de os gestores o concretizarem é traduzirem a estratégia da organização num conjunto de objectivos e de medidas de desempenho que possam ser compreendidos por qualquer pessoa. A medição do desempenho é, pois, fundamental para transformar uma estratégia em valores que traduzem a realidade, informando sobre o sucesso ou o insucesso da organização ou sistema. Essa medição necessita da definição das métricas para que se meça o que é efectivamente importante, sendo o sucesso ou insucesso determinado com base na definição de níveis de desempenho estabelecidos.

Os indicadores de desempenho (ID) podem ser considerados como elementos-chave na definição da eficiência e da eficácia de uma organização (Deb e Cesario, 1997). Como atrás se referiu, a eficiência mede até que ponto os recursos disponíveis são utilizados de modo optimizado para a produção do serviço (por exemplo, maximizando a sua prestação utilizando o mínimo de recursos disponíveis). A eficácia mede até que ponto os objectivos de gestão, declarados ou requeridos, tais como os níveis de serviço (definidos de forma específica e realista), foram cumpridos. Os ID constituem, assim, um instrumento de apoio à monitorização da eficiência e da eficácia de uma entidade, simplificando uma avaliação que de outro modo seria mais complexa e subjectiva.

A aplicação de ID tem sido crescente, alargando-se a diversos domínios, incluindo a indústria da água. Neste domínio, tem-se verificado, na última década, uma preocupação crescente das entidades gestoras de serviços de abastecimento de água e de drenagem das águas residuais em prestar os seus serviços com níveis de eficiência e de eficácia elevados, que lhe permitam alcançar os seus objectivos de gestão. Adicionalmente, outros agentes, nomeadamente reguladores ou utilizadores do serviço em geral, têm, cada vez mais, vindo a exigir transparência e a evidência de que a entidade gestora está a operar de forma adequada.

Os indicadores de desempenho podem ser utilizados por uma vasta gama de utilizadores, com as vantagens e aplicações que seguidamente se enunciam (Matos *et al.*, 2003).

Para as entidades gestoras de serviços de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais, as principais aplicações incluem:

- apoio às actividades de estruturação e de planeamento estratégico;
- promoção da melhoria da qualidade e da capacidade de resposta atempada por parte dos gestores;
- monitorização mais simples e mais estruturada dos efeitos das decisões de gestão;
- fornecimento de informação-chave para apoio a uma abordagem pró-activa da gestão, em alternativa a uma gestão simplesmente reactiva a situações de aparente disfunção organizacional ou do sistema;
- identificação de pontos fortes e fracos de unidades operacionais, ou de sectores regionais da organização, evidenciando necessidades de melhorias de produtividade, de implementação de procedimentos e de rotinas de trabalho;
- apoio à implementação de sistemas de Gestão pela Qualidade Total, como forma de melhoria global da qualidade e da eficiência em toda a organização;
- apoio à implementação de procedimentos de *benchmarking*, tanto internos à entidade gestora para efeitos de comparação do desempenho de diferentes sectores ou subsistemas, como externos, para comparação com outras entidades similares obtendo, assim, informação relevante para melhorias de desempenho futuro;
- obtenção de informação fiável e robusta, de natureza científica, técnica, financeira e de recursos humanos, para a realização de auditorias e para apoio à previsão dos efeitos prováveis da implementação de quaisquer recomendações resultantes de uma auditoria.

Para as entidades responsáveis pela definição de políticas nacionais ou regionais e para as Entidades Reguladoras, as aplicações mais relevantes são as seguintes:

- obtenção de um quadro de referência consistente para a comparação do desempenho de entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água e drenagem de águas residuais e para a identificação de áreas de actividade que necessitem de melhorias;
- apoio à formulação de políticas para o sector, de preferência numa perspectiva de gestão integrada dos recursos hídricos, incluindo aspectos de protecção ambiental, de atribuição de recursos, de investimentos e de desenvolvimento de novos instrumentos de regulação;
- obtenção de informação chave que contribua para a salvaguarda dos interesses dos utilizadores a quem o serviço é prestado essencialmente em regime de monopólio, em particular para monitorização do cumprimento de metas contratuais de nível de serviço;

- verificação da adequação do desempenho ambiental através da comparação com valores de referência preestabelecidos.

Para as entidades financiadoras, as aplicações principais são:

- apoio à avaliação de prioridades de investimento, à análise de *riscos*, à selecção de projectos, à construção de obras e à realização de auditorias.

Para os utilizadores e para as entidades que os representam, a principal aplicação é:

- obtenção de informação diversa e normalizada sobre o desempenho da entidade gestora, de forma tão transparente quanto possível, permitindo constituir os elementos de base para a publicação de estatísticas destinadas à informação do cidadão, ou a disponibilizar colectivamente por organizações, tais como associações de sistemas de águas, a nível regional ou internacional (ex. Organização Mundial de Saúde, Banco de Desenvolvimento Asiático, Banco Mundial).

Para as organizações de Certificação da Qualidade, a aplicação mais importante é:

- obtenção de informação chave para efeitos de garantia da qualidade.

Para os Auditores e Reguladores Económicos, a aplicação mais relevante é:

- utilização, como parte da estrutura de trabalho que permite auditar o valor patrimonial, as suas condições e o desempenho.

Para organizações multiregionais, a aplicação principal consiste na:

- obtenção de uma ferramenta para identificação das principais diferenças no desempenho dos serviços entre regiões, tendo em vista a fundamentação de estratégias futuras de melhoria e a atribuição de recursos.

Reportando, agora, o âmbito aos serviços de drenagem de águas residuais, os ID para águas residuais podem ser utilizados por várias organizações para avaliar o histórico de evolução em termos de desempenho, num contexto regional ou nacional, ou para avaliar entidades comparáveis. A análise de evolução das tendências dos ID ao longo do tempo pode evidenciar melhoria ou deterioração do desempenho, de forma a permitir que, atempadamente, se tomem medidas correctivas que previnam a ocorrência de problemas graves na prestação do serviço. Quando estão a ser promovidos e construídos novos sistemas, os ID podem evidenciar se estes estão a exercer a sua função de forma eficaz e eficiente, comparativamente com o de outras organizações. Uma vez que necessitam de um volume considerável de dados de base, os ID podem também constituir um incentivo a boas práticas de monitorização, de registo e de

processamento de dados, e servir de apoio aos decisores na atribuição de recursos escassos em áreas chave onde seja necessário investir na recolha de dados.

Uma revisão do estado da arte, apresentada em Merkel (2002), cobriu mais de 16 países, analisou as diferentes abordagens e concluiu ter-se tornado essencial a implementação de uma forma de avaliação do desempenho normalizada. Presentemente, encontra-se em desenvolvimento uma revisão do estado da arte sobre a avaliação do desempenho de serviços de infra-estruturas urbanas, nomeadamente de abastecimento de água, águas residuais e resíduos sólidos (Sjøvold *et al.*, 2006), no âmbito da acção C18 do projecto europeu COST (*Performance Assessment ou Urban Infrastructure Services: The case of water supply, wastewater and solid waste*).

3.3.3.2. Exemplos de sistemas de indicadores

Apresentam-se, seguidamente, alguns exemplos de sistemas de indicadores já implementados e aplicados em diferentes domínios, relacionados com a drenagem de águas residuais, e com diversos objectivos. A apresentação é orientada partindo das aplicações de carácter geral passando à análise de aspectos particulares. Os exemplos incluem casos de entidades reguladoras com a finalidade de avaliar o desempenho ambiental, passando por aplicações de organizações internacionais relacionadas com a avaliação do acesso a água potável e saneamento às populações, finalizando com exemplos de aplicações no domínio dos serviços de águas e águas residuais, quer por entidades reguladoras, quer por entidades gestoras dos sistemas. Esta apresentação não pretende ser exaustiva mas tão-somente ilustrar a diversidade dos tipos de utilização desta ferramenta de apoio à gestão, dos vários domínios de aplicação em engenharia ou áreas afins, relacionadas com a drenagem de águas residuais, assim como das potencialidades da informação que fornece.

Indicadores de desempenho ambiental em França

O sistema de indicadores de desempenho ambiental francês (*Indicateurs de Performance Environnemental de la France*) foi desenvolvido para o IFEN (Institut Français de l'Environnement) com o objectivo de apoiar uma política de desenvolvimento sustentável. Este sistema, constituído por 31 indicadores, divide-se nas seguintes oito áreas: ar, água, solo, natureza-biodiversidade-paisagem, resíduos, ruído, risco e recursos naturais. No que respeita aos indicadores relacionados com a drenagem das águas residuais são considerados os seguintes indicadores de desempenho (IFEN, 1997):

- Equipamento – taxa de ligação da população à rede de drenagem e a ETAR, considerado o indicador que contempla o aspecto quantitativo da drenagem de águas residuais. Os seus valores são calculados com base no inventário e recenseamento (*Inventaire Communal et Recensement*). As metas a atingir eram as constantes da Directiva do Tratamento das Águas Residuais Urbanas (Directiva Europeia 91/271/CEE).
- Desempenho das instalações – poluição bruta gerada e transportada nas redes que é eliminada nas ETAR, considerado o indicador que cobre o aspecto da qualidade das águas residuais; este indicador é calculado através do produto da taxa de colecta pelo rendimento das estações de tratamento, com base na informação fornecida pelas agências gestoras dos sistemas em França (*Agences de l'Eau*). A taxa de colecta é determinada pela razão entre a carga do poluente à entrada da ETAR e a respectiva carga bruta gerada pelos habitantes e indústrias ligadas ao sistema. O rendimento é calculado através da razão entre a carga do poluente eliminada pelo tratamento e a respectiva carga que entra na ETAR. Os poluentes considerados são a matéria orgânica, sólidos suspensos, azoto e fósforo. A meta a atingir era 65% no ano 2000.
- Conformidade com a Directiva Europeia 91/271/CEE – percentagem de aglomerações conformes com a Directiva do Tratamento das Águas Residuais Urbanas para as redes e para o tratamento, considerado o indicador que tem em conta os aspectos legais. A meta a atingir era de 100%.

Na referida publicação são apresentados os valores dos indicadores em França e, quando possível, comparados com os valores de outros países, como se exemplifica na Figura 3.5 e na Figura 3.6.

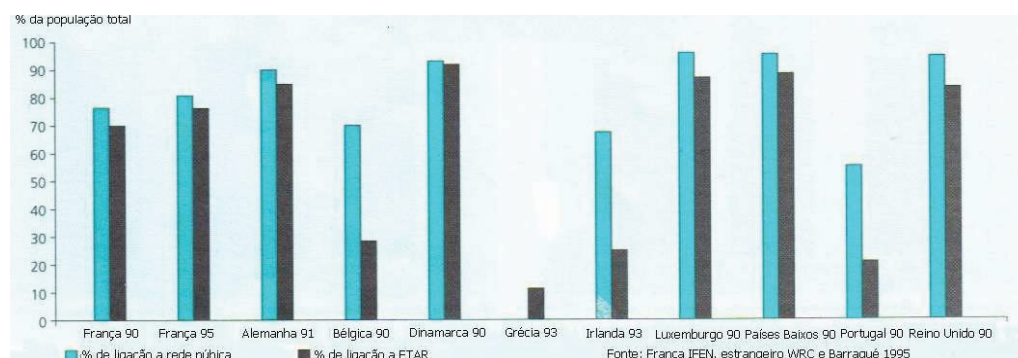


Figura 3.5 – Taxa de ligação à rede pública de drenagem e a ETAR, em diferentes países (traduzida de IFEN, 1997)

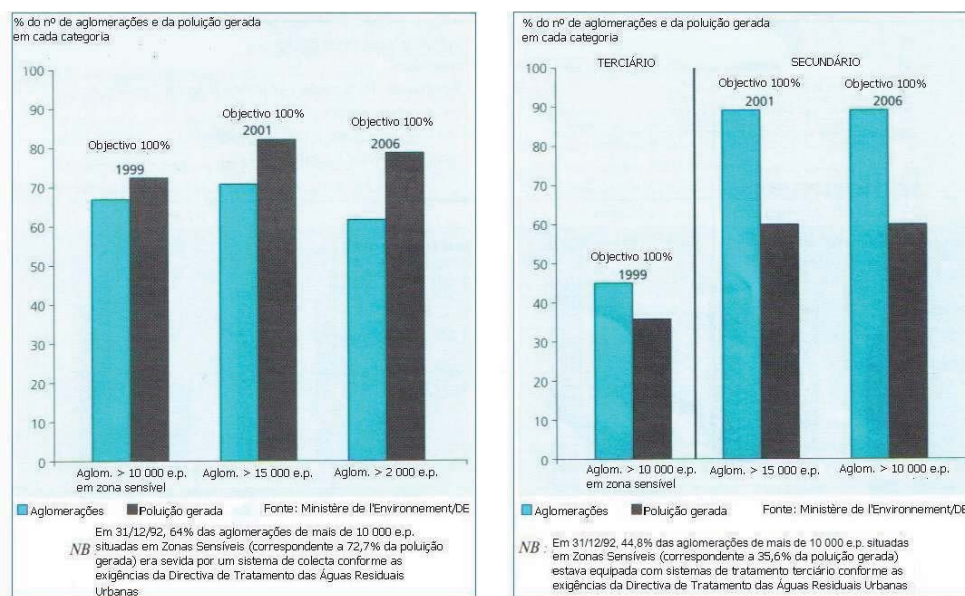


Figura 3.6 – Taxa de conformidade com a Directiva Europeia 91/271/CEE (traduzida de IFEN, 1997)

Analisando a evolução da ligação da população à rede pública em França, entre 1990 e 1995, apresentada na Figura 3.5, verifica-se que houve um esforço de melhoria, quer na ligação à rede quer ao tratamento de águas residuais. É referido em IFEN (1997) que cerca de 10% da população tem soluções autónomas, facto que se deve ter em conta em qualquer análise, por constituir uma informação de contexto. Quanto à taxa de conformidade com a Directiva Europeia 91/271/CEE, verificava-se, à data, que existia necessidade de melhorar a conformidade, em especial nas aglomerações com mais de 10 000 e.p. em Zona Sensíveis, quer ao nível da drenagem quer ao nível do tratamento das águas residuais.

Indicadores de desenvolvimento sustentável em Portugal

Em Portugal foi desenvolvida uma proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável (DGA, 2000) englobando 132 indicadores, dos quais 72 ambientais, 29 económicos, 22 sociais e 9 institucionais. No que respeita aos indicadores relacionados com a drenagem das águas residuais são considerados os seguintes:

- Descargas pontuais de efluentes sem tratamento (emissários e colectores urbanos e industriais que descarregam em zonas costeiras) – carga poluente calculada com base na população que não é servida com tratamento de águas residuais urbanas dos concelhos com faixa litoral, acrescentando-se a carga poluente de origem industrial sem qualquer tratamento de fim de linha. Este indicador é aplicado em ambientes marinhos e costeiros, tendo como meta a minimização das descargas de efluentes sem tratamento no meio receptor.

- Produção de águas residuais em zonas urbanas e industriais, expressa em volume (m³) ou habitante equivalente – este indicador não tem metas definidas e calcula-se através do inquérito do Instituto Nacional de Estatística (INE) dirigido às Autarquias ou de levantamentos feitos pelos planos de bacia.
- População servida por sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais – razão entre a população residente ligada à rede pública de drenagem e tratamento de águas residuais e a população residente; na quantificação deste indicador são apenas contabilizadas as situações em que existe um sistema de tratamento a jusante da rede de drenagem. Uma das limitações deste indicador é a dificuldade de contabilizar as flutuações sazonais da população. Sempre que possível, este indicador deve reflectir o tipo de tratamento efectuado. A meta a atingir é a totalidade da população servida com sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais.
- Eficiência dos sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais – baseado numa classificação da eficiência (bom, suficiente e mau) em função da qualidade do efluente final, grau de utilização do sistema e envelhecimento global do sistema. A meta a atingir é definida segundo a legislação nacional e comunitária.
- Reutilização de águas residuais tratadas – razão entre o volume de águas residuais tratadas em ETAR que são objecto de reutilização (por exemplo para rega e lavagens de espaços urbanos) e o volume total das águas residuais tratadas nas ETAR em serviço; este indicador não tem metas definidas.
- Produção e destino final de lamas em estações ETAR – volume de lamas (resíduos resultantes do tratamento de águas residuais urbanas em ETAR) e o tipo de destino final adoptado. As metas consideradas baseiam-se nas estratégias definidas no âmbito dos planos sectoriais de resíduos do PERSU (Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos) e do PERI (Plano Estratégico dos Resíduos Agro-industriais).

Em DGA (2000) são apresentados os valores dos indicadores em Portugal e, quando possível, a evolução para diferentes anos, com base em dados ou previsões desde 1990 a 1999, assim como os valores dos indicadores nas várias regiões de Portugal Continental, como se exemplifica da Figura 3.7 à Figura 3.9. É também salientada a potencialidade destes indicadores permitirem realizar uma análise quer da evolução ao longo do tempo, quer das assimetrias nas diferentes regiões de Portugal Continental, como se pode interpretar destas figuras.

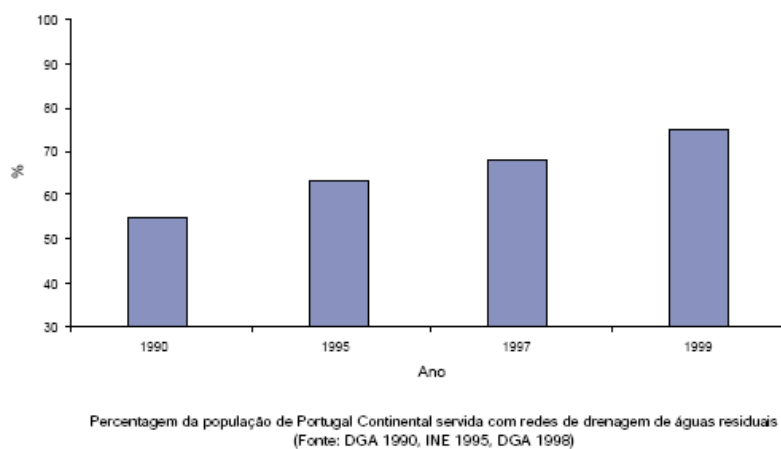


Figura 3.7 – Evolução da população servida por sistemas de drenagem (DGA, 2000)

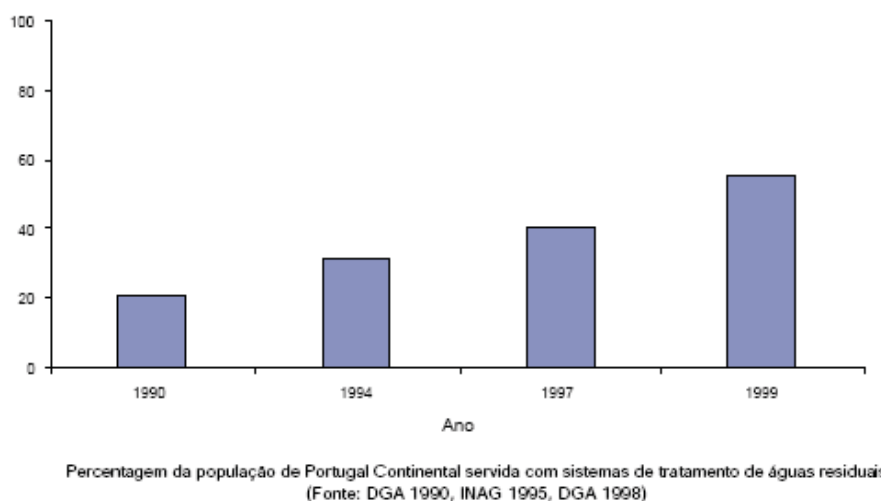


Figura 3.8 – Evolução da população servida por sistemas de tratamento de águas residuais (DGA, 2000)

O sistema de indicadores descrito não tem em conta as descargas pontuais de efluentes sem tratamento noutros meios receptores, para além dos ambientes marinhos e costeiros. Pensa-se que aquelas descargas devem, também, ser contabilizadas e incluídas num sistema de indicadores de sustentabilidade. No que respeita à população servida por sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais, considera-se que se deve ter em conta a população servida com soluções autónomas de tratamento de águas residuais na interpretação dos valores do indicador, como informação de contexto, assim como na definição das metas a atingir.

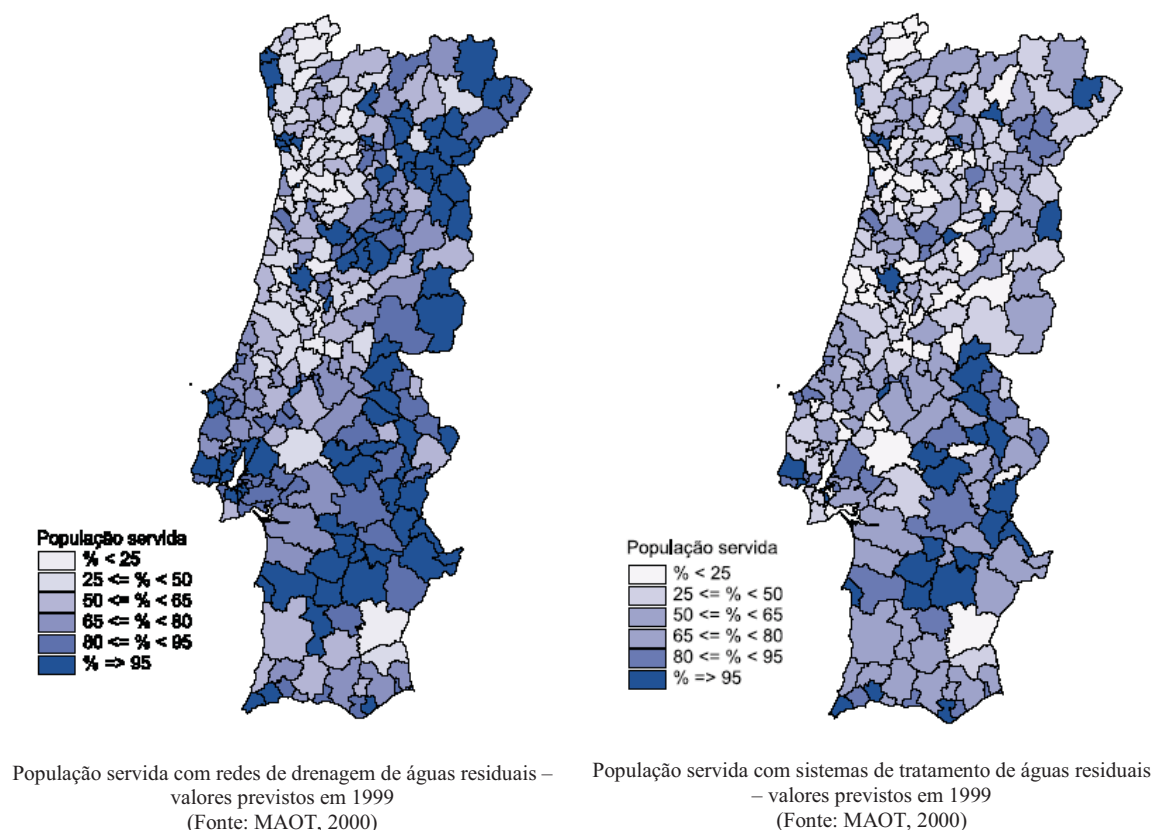


Figura 3.9 – Previsão da população servida por sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais para 1999 (DGA, 2000)

Indicadores para avaliação do estado da água na Europa

A Agência Europeia do Ambiente (EEA) avalia a qualidade e a quantidade de água na Europa, com base num sistema de 30 indicadores, incidindo nas seguintes quatro áreas: qualidade ecológica, onde considera 4 indicadores; poluição orgânica e por nutrientes da água, considerando 11 indicadores; substâncias perigosas, tendo em conta 8 indicadores, e quantidade da água avaliando 7 indicadores (EEA, 2003a).

Os principais objectivos são a verificação do cumprimento da política europeia da água e a identificação das principais lacunas existentes. A política europeia da água é traduzida nas seguintes directivas:

- Directiva Europeia 2006/7/CE – *Águas Balneares*;
- Directiva Europeia 2000/60/CE – *Directiva Quadro da Água*;
- Directiva Europeia 96/61/CEE – *Prevenção e Controlo Integrados da Poluição*;
- Directiva Europeia 91/271/CEE – *Tratamento das Águas Residuais Urbanas*;
- Directiva Europeia 91/676/CEE – *Protecção da Poluição Causada por Nitratos*;
- Directiva Europeia 80/778/CEE – *Qualidade das Águas para Consumo Humano*;

- Directiva Europeia 76/464/CEE – *Poluição Causada por Substâncias Perigosas*.

No que respeita aos indicadores mais directamente relacionados com a drenagem das águas residuais, são considerados os seguintes:

- Tratamento de águas residuais – percentagem de população servida com tratamento de águas residuais, com diferentes níveis de tratamento.
- Descargas de fontes pontuais – valores das descargas de matéria orgânica, em termos de Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO).
- Descargas de nutrientes de estações de tratamento de águas residuais – combinação de valores das descargas de azoto e fósforo.

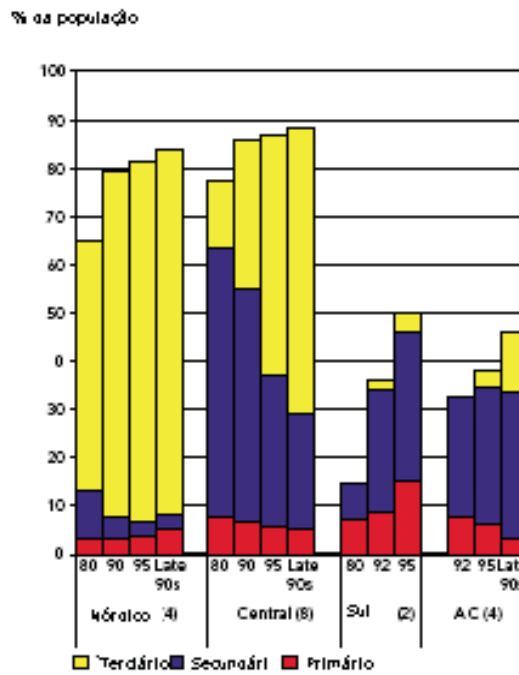
Em EEA (2003a) são apresentados os valores dos indicadores para os vários países europeus conforme se exemplifica da Figura 3.10 à Figura 3.12.

Da avaliação realizada em EEA (2003a), foi possível identificar uma redução da descarga de matéria orgânica de ETAR na Dinamarca, Finlândia, Holanda e Reino Unido. Também a descarga de matéria orgânica com origem em fontes pontuais, nos países em vias de aceder à UE, à data da publicação do relatório, tiveram uma redução significativa na década de 1990.

Verifica-se uma marcada alteração na percentagem de população servida por ETAR, assim como do aumento do nível de tratamento. Actualmente, verifica-se que, nos países Nórdicos, a maioria da população é servida por ETAR com tratamento terciário, que corresponde a uma maior remoção de matéria orgânica, de sólidos suspensos e de nutrientes (fósforo, azoto ou ambos os nutrientes) das águas residuais. Nos países do Centro da Europa, mais de metade das águas residuais são tratadas em ETAR com tratamento terciário e um quarto das águas residuais são tratadas em ETAR com tratamento secundário biológico, que remove a maior parte da matéria orgânica e da amónia.

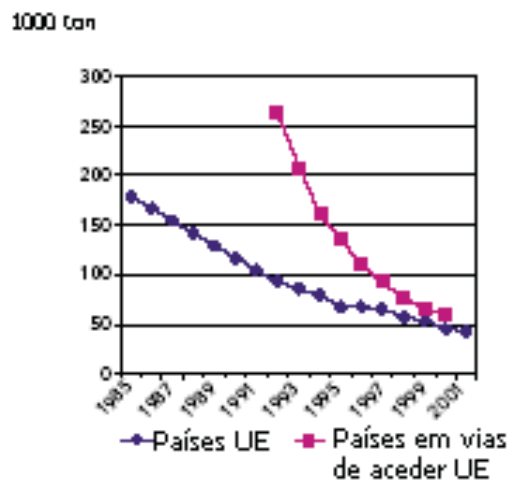
Quanto aos países do Sul da Europa, e aqueles em vias de aceder à UE, à data da publicação, apresentavam metade da população servida por ETAR e cerca de 30 a 40% da população servida com tratamento secundário ou terciário.

Foi possível verificar-se uma redução significativa das descargas de matéria orgânica e de nutrientes para os meios receptores. A razão principal da melhoria no tratamento das águas residuais deveu-se à implementação da Directiva Europeia 91/271/CEE, que fixou datas limites para o tratamento das águas residuais, entre 31 de Dezembro de 1998 e 31 de Dezembro de 2005, em função da dimensão dos aglomerados servidos e da condição de sensibilidade do meio receptor.



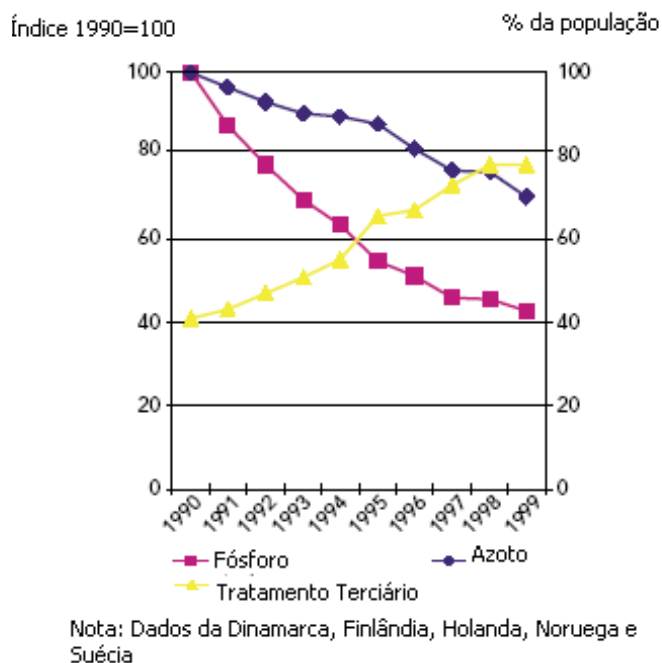
Fonte: EEA-ETC/WTR baseada em dados dos países membros reportados conjuntamente pela OCDE/Eurostat em 2000

Figura 3.10 – Indicador de tratamento de águas residuais em ETAR (EEA, 2003a)



Descarga da CBO de ETAR nos países europeus (Dinamarca, Finlândia, Holanda e Reino Unido, e de todas as fontes pontuais nos países em vias de aceder à EU, à data da publicação (República Checa, Estónia, Letónia, Lituânia e República Eslovaca).

Figura 3.11 – Indicador de descarga da CBO de ETAR (traduzida de EEA, 2003a)



Descarga de fósforo e azoto de ETAR

Figura 3.12 – Indicadores de descargas de nutrientes de ETAR (traduzida de EEA, 2003a)

Indicadores ambientais para avaliação da qualidade da água nos Estados Unidos da América

A Agência Americana de Protecção do Ambiente (USEPA) desenvolveu um sistema de 18 indicadores para avaliar a qualidade da água nos Estados Unidos da América, com a finalidade de medir o progresso, em relação aos objectivos nacionais americanos, que se traduzem em águas limpas (*Clean Waters*) e segurança para as águas de consumo (*Safe Drinking Waters*) (USEPA, 1996). A avaliação foca os seguintes cinco aspectos tomados como objectivos de qualidade da água: conservação e melhoria da saúde pública, incluindo 6 indicadores; conservação e melhoria dos ecossistemas aquáticos, considerando 3 indicadores; usos da água designados pelos Estados nas suas normas de qualidade da água, incluindo 4 indicadores; conservação e melhoria das condições ambientais, considerando 5 indicadores, e redução ou prevenção cargas poluentes ou outros factores de pressão, incluindo 3 indicadores.

Existe um indicador mais directamente relacionado com a drenagem das águas residuais que se apresenta de seguida:

- Fontes pontuais de cargas poluentes para as águas superficiais – carga anual descarregada pelas estações de tratamento de águas residuais, instalações industriais, descargas de tempestade de sistemas de drenagem unitários de águas residuais, descargas de sistemas drenagem de águas residuais domésticos e pluviais, tendo em

conta diversos poluentes tóxicos e convencionais definidos no sistema americano de licenças de descarga (*Permit Compliance System*), tais como a CBO e o chumbo.

A Figura 3.13 apresenta valores das cargas de vários poluentes descarregadas por diferentes fontes com origem pontual, em 1992 e 1995.

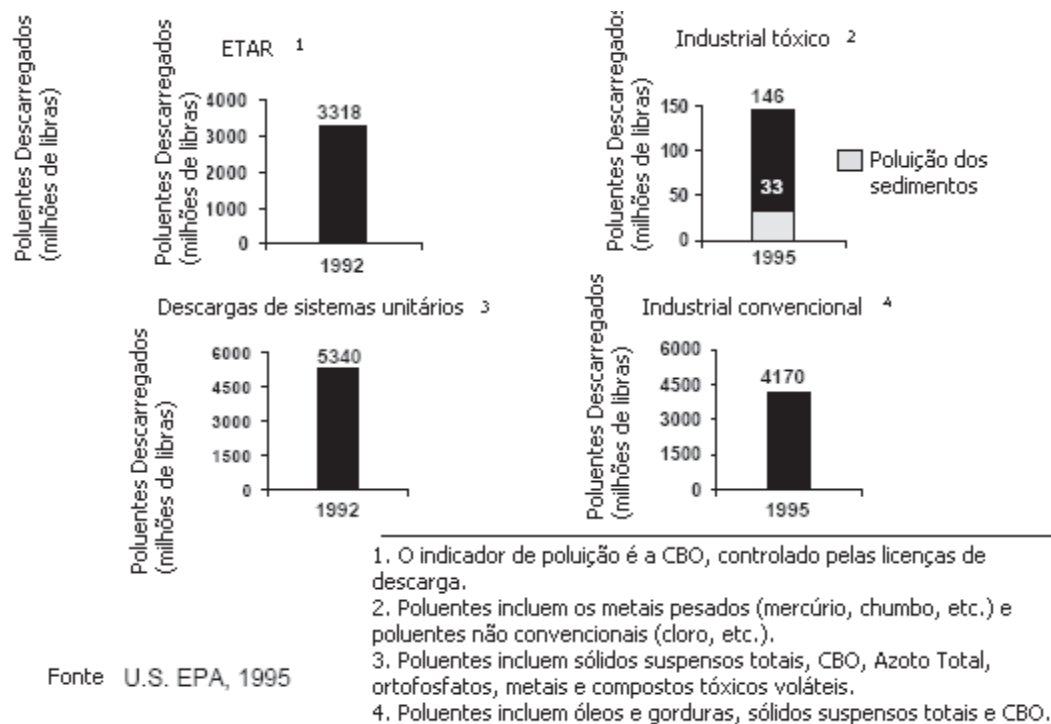


Figura 3.13 – Carga anual de poluição descarregada por fontes com origem pontual (traduzida de USEPA, 1996)

Indicadores para avaliação da qualidade da água na Austrália

Liston e Maher (1997) apresentam dois tipos de indicadores para avaliação da qualidade da água na Austrália, distinguindo os indicadores gerais e os indicadores de descargas pontuais. Os indicadores gerais destinam-se a uma aplicação a bacias australianas, por exemplo com uso rural, e que identificam impactos alargados, tais como a eutrofização e as alterações nos ecossistemas aquáticos, sendo considerados os seguintes:

- Condutividade – dá informação sobre a concentração de substâncias dissolvidas na água.
- Fósforo total (Ptot) – fornece indicação sobre os usos do solo que contribuem com fósforo para os sistemas aquáticos e está relacionado com a eutrofização.
- Razão entre o Ptot e o azoto total (Ntot) – informa sobre a propensão de uma massa de água poder vir a ter um desenvolvimento rápido de cianobactérias.

- CBO – dá informação sobre a acessibilidade global biológica de um conjunto de compostos de carbono na coluna de água, indicando a carga de carbono rapidamente biodegradável nos ecossistemas aquáticos.
- Turvação – informa sobre a transparência da água através da quantidade de componentes particulados e dissolvidos no sistema, que dependem dos usos do solo;
- Sólidos suspensos – dá indicação de alterações do uso dos solos e da gestão das bacias com consequências na sua erosão.
- Clorofila – fornece informação sobre a extensão em que o ecossistema é afectado por disponibilidade de nutrientes.
- Pesticidas nos sedimentos – indicam o tipo de práticas agrícolas que são utilizadas.

Os indicadores de descargas pontuais devem ser aplicados a locais particulares e geograficamente restritos, identificando impactos localizados, sendo considerados os seguintes:

- Metais pesados nos sedimentos – dão indicação do impacto de descargas de efluentes de bacias urbanas e de algumas actividades como minas e indústrias diversas.
- Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – fornecem informação sobre o impacto de algumas indústrias, em especial refinarias, nos meios receptores.

No que respeita aos aspectos relacionados com as descargas dos sistemas de drenagem urbana são identificados os seguintes indicadores: N_{tot} e P_{tot} – relativos aos nutrientes; turvação, sólidos suspensos e CBO – relativos aos sedimentos; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – relativos aos óleos, petróleo e hidrocarbonetos; metais pesados – cádmio, chumbo, zinco e cobre; pesticidas e surfactantes – produtos químicos de uso doméstico. Os indicadores devem ser calculados para o período de duração entre os relatórios, que tenha em conta a variabilidade episódica e sazonal, e tendo por base o mínimo de vinte medições. O seu cálculo deve ser efectuado tendo em conta a mediana e os percentis 10% e 90%.

Indicadores para avaliação do acesso a água potável e saneamento da OMS e UNICEF

A Organização Mundial de Saúde (OMS/WHO) e a *United Nations Children's Fund* (UNICEF) prepararam um programa conjunto de avaliação do acesso a água potável e saneamento em 189 países membros das Nações Unidas, com base na meta de desenvolvimento do milénio formulada em 2000, no que respeita ao objectivo de assegurar uma sustentabilidade ambiental, que inclui a redução para metade da proporção de pessoas sem acesso a água potável e saneamento, até 2015. Essa avaliação é feita através de quatro indicadores (UNICEF e WHO, 2004): melhoria nas condições das origens de água potável, inexistência de melhoria nas condições das origens de água potável, melhoria nas condições das instalações de saneamento

de águas residuais, inexistência de melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais. Os indicadores directamente relacionados com a drenagem das águas residuais apresentam-se seguidamente:

- Melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais – percentagem da população com ligação a uma rede pública de drenagem de águas residuais, a uma fossa séptica ou a latrinas.
- Inexistência de melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais – percentagem da população com ligação a uma latrina.

Na Figura 3.14 e na Figura 3.15 apresenta-se a comparação, por diferentes regiões e por quintis de riqueza dos países, da cobertura com melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais entre 1990 e 1992, respectivamente. Na Figura 3.14, podem observar-se grandes diferenças entre as várias regiões e, também, que o maior esforço de melhoria se verificou na Ásia (Sul e Oriental), embora a cobertura fosse de 37% e 45%, respectivamente. A discrepância de cobertura entre as regiões desenvolvidas e as restantes é elevada, como se pode observar em ambas a figuras.

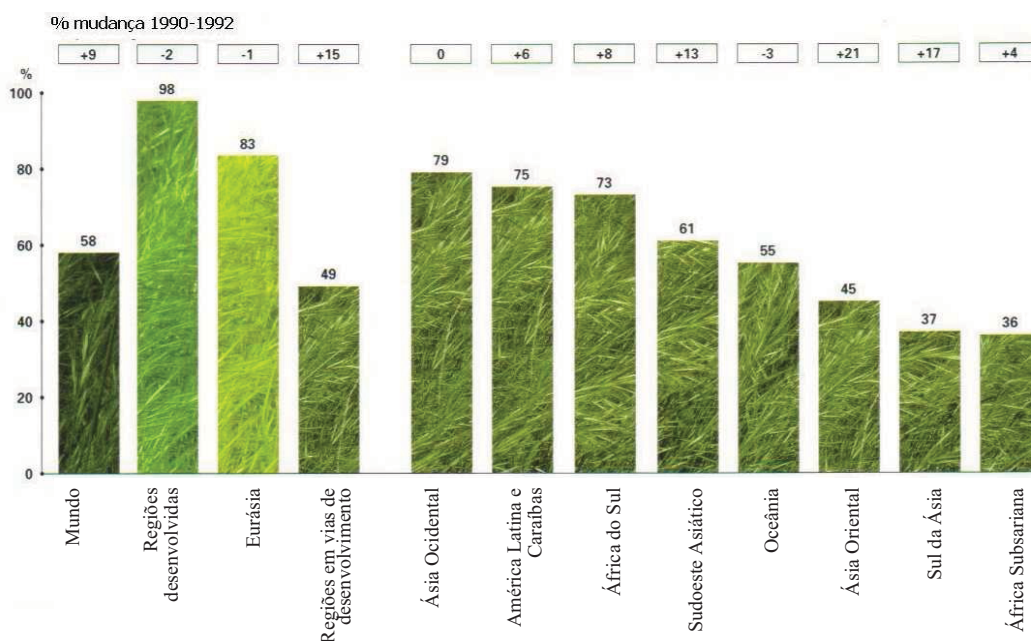


Figura 3.14 – Melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais, por regiões (traduzida de UNICEF e WHO, 2004)

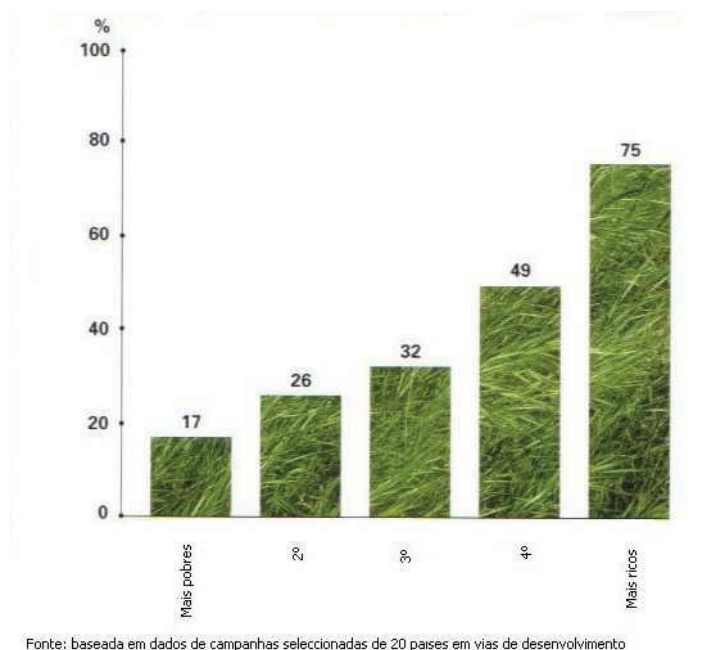


Figura 3.15 – Melhoria nas condições das instalações de saneamento de águas residuais, por riqueza dos países (traduzida de UNICEF e WHO, 2004)

Direccionando o âmbito da aplicação dos indicadores para o desempenho na indústria da água, apresentam-se, seguidamente, alguns exemplos de sistemas de indicadores de desempenho, desenvolvidos com o objectivo de avaliar o serviço prestado pelas entidades gestoras dos sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais, detalhando mais este último aspecto, por ser este o domínio de enquadramento do presente trabalho.

Indicadores de desempenho para serviços de águas residuais da IWA

A *International Water Association* (IWA) publicou o Manual de Boa Prática relativo a “Indicadores de Desempenho para Serviços de Abastecimento de Água” (Alegre *et al.*, 2000), com o objectivo de criar um quadro de referência comum para os indicadores de desempenho, estruturados de forma a satisfazer as necessidades comuns dos principais tipos de utilizadores (entidades gestoras, administração nacional e regional, reguladores, entidades financiadoras, utilizadores directos, indirectos e pró-activos, organizações supranacionais), com especial ênfase para as entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água.

Este sistema considera que cada indicador de desempenho deve (Alegre *et al.*, 2000):

- ser único e, no conjunto, apropriado para representar todos os aspectos relevantes do desempenho da entidade gestora de águas residuais, de forma fidedigna e não distorcida, reflectindo a actividade de gestão;

- ser claramente definido, com um significado conciso e uma interpretação única, de fácil compreensão, facilmente verificável (auditável), auto-explicativo e sempre relacionado com áreas e períodos de tempo bem definidos;
- ser um valor expresso por uma razão entre variáveis (dados da entidade gestora),
- ter uma unidade específica, que pode ser adimensional (por exemplo, em percentagem) ou intensiva, (por exemplo, Euros/m³).

O sistema é constituído por 133 indicadores, divididos em seis grupos, por forma a cobrir todos os aspectos relevantes do desempenho das entidades gestoras: indicadores de recursos hídricos, de recursos humanos, infra-estruturais, operacionais, de qualidade de serviço e financeiros. Uma vez que a interpretação do desempenho de uma entidade gestora não pode ser feita sem se ter em consideração o seu contexto próprio, bem como as características mais relevantes do sistema e da região em causa, estes devem ser também definidos através da informação de contexto.

As entidades gestoras não têm que utilizar, necessariamente, todos os indicadores propostos, em simultâneo. Na implementação do sistema de indicadores, as entidades gestoras devem realizar um processo de selecção dos indicadores de desempenho e da informação de contexto que sejam particularmente relevantes para a sua avaliação do desempenho, de acordo com os objectivos estabelecidos. Este sistema de indicadores tem suscitado um grande interesse por parte de variadas entidades tanto a nível nacional como internacional.

No âmbito de um projecto internacional, o sistema de indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água da IWA foi testado, entre 2000 e 2004, por cerca de 70 entidades gestoras da Europa, América do Sul, Ásia, África e Oceânia, do qual resultou a segunda edição do manual, apresentada em Alegre *et al.* (2006). A componente nacional deste projecto, designado por PI-Waters, integrou um conjunto de entidades interessadas em adoptar este sistema como ferramenta de gestão, nomeadamente, sete das empresas participadas pela Águas de Portugal S. A., a Luságua, as Águas da Figueira, os Serviços Municipalizados (S.M.) de Beja, os S.M. de Castelo Branco, os S.M. de Esposende, os S.M. de Loures, os S.M. de Oeiras e Amadora, os S.M. de Sintra e a Câmara Municipal do Barreiro. O IRAR também participou no projecto, tendo promovido a tradução do manual para português (Alegre *et al.*, 2004).

Na sequência do trabalho realizado para os serviços de abastecimento de água e da oportunidade e interesse que, reconhecidamente, a matéria suscitou, a IWA decidiu promover o desenvolvimento de um sistema de indicadores para serviços de águas residuais. Optou por uma abordagem similar do ponto de vista metodológico e funcional, pelas claras sinergias e

paralelismo existentes, em particular ao nível de alguns tipos de indicadores, nomeadamente os financeiros e os de recursos humanos (Matos *et al.*, 2001).

Para assegurar um bom serviço, a entidade gestora de sistemas de águas residuais utiliza recursos ambientais, humanos, tecnológicos e financeiros. De caso para caso variam as características dos recursos disponíveis, a eficiência com que são utilizados, os objectivos de qualidade de serviço a prestar aos utilizadores e a eficácia com que esses objectivos são atingidos. É a abordagem sistematizada destes aspectos que está na base da estruturação e organização dos 182 indicadores de desempenho propostos, que são agrupados como se detalha no Quadro 3.2. Na implementação do sistema de indicadores, as entidades gestoras devem realizar, tal como referido para o abastecimento de água, um processo de selecção dos indicadores de desempenho, de acordo com os objectivos estabelecidos.

Ao analisar-se o desempenho da entidade gestora através de indicadores de desempenho, a interpretação deve atender às características específicas de cada caso. Assim, a apresentação de resultados de desempenho deve ser sempre precedida de informação explicativa destinada a inserir cada situação no respectivo contexto. As características climatológicas, geográficas e demográficas da região em causa, sendo factores não controláveis pela entidade gestora, não podem ser alvo de medidas de desempenho. Contudo, constituem condicionantes que devem ser tidas em conta na interpretação dos indicadores, em particular sempre que se pretenderem estabelecer comparações entre diferentes sistemas, sejam eles geridos pela mesma entidade ou por entidades distintas.

Quadro 3.2 – Grupos de indicadores de desempenho da IWA para serviços de águas residuais

Indicadores	Objectivo
Ambientais	Avaliar a eficiência e a eficácia dos sistemas de drenagem e de tratamento das águas residuais, no que diz respeito ao cumprimento de normas de descarga, à reutilização das águas residuais tratadas, às características das descargas de tempestade, à deposição ou utilização de sedimentos removidos dos sistemas de drenagem e à deposição ou valorização de lamas resultantes dos processos de tratamento.
Recursos humanos	Avaliar a eficiência e a eficácia de utilização dos recursos humanos da entidade gestora.
Infra-estruturais	Avaliar o estado da infra-estrutura, em termos de capacidade de utilização ou “folga” disponível, incluindo aspectos relativos às instalações de tratamento, à rede de colectores, às instalações elevatórias e, ainda, ao nível de automação. São particularmente importantes no âmbito da elaboração ou avaliação de planos directores e de auditorias internas ou externas das infra-estruturas.
Operacionais	Avaliar o desempenho no âmbito da operação e da manutenção dos sistemas de águas residuais.
Qualidade de serviço	Avaliar a qualidade do serviço efectivamente prestado, independentemente dos meios utilizados para o efeito, focando na eficácia do serviço.
Económico-financeiros	Avaliar a situação económico-financeira da entidade gestora.

Também as características específicas da entidade gestora e dos próprios sistemas em observação podem influenciar a eficiência e a eficácia da gestão, como factores externos ou só indirectamente controláveis. A informação explicativa que constitui a informação de contexto deve, portanto, contemplar o perfil da entidade gestora, o perfil do sistema de águas residuais e perfil da região (Matos *et al.*, 2002).

O perfil da entidade gestora tem como objectivo transmitir de forma sucinta as características dominantes. De modo simplificado, deve conter a informação que qualquer gestor transmite normalmente a terceiros para apresentar a sua companhia (âmbito e tipo de actividade, figura institucional, recursos humanos próprios, investimento e custos de operação anuais). O perfil do sistema tem um objectivo semelhante, devendo conter informação correspondente ao sistema propriamente dito e aos serviços prestados (tipo ou tipos de sistema, população servida, extensão total da rede, número e tipo de instalações de tratamento, etc.). O perfil da região destina-se a dar o enquadramento em termos de demografia, de recursos económicos, de geografia e clima (relevo, precipitação e temperatura), de ambiente (meios receptores e nível de protecção requerido).

Apresenta-se, na Figura 3.16, um esquema ilustrativo da articulação entre indicadores e informação de contexto no sistema de indicadores da IWA. No Quadro 3.3 apresentam-se alguns destes indicadores, aqueles que estão relacionados com aspectos de avaliação técnica do desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais.

Tal como para as águas de abastecimento, também, em Portugal, o IRAR manifestou interesse neste sistema de indicadores, tendo promovido a tradução do manual para português (Matos *et al.*, 2004a).

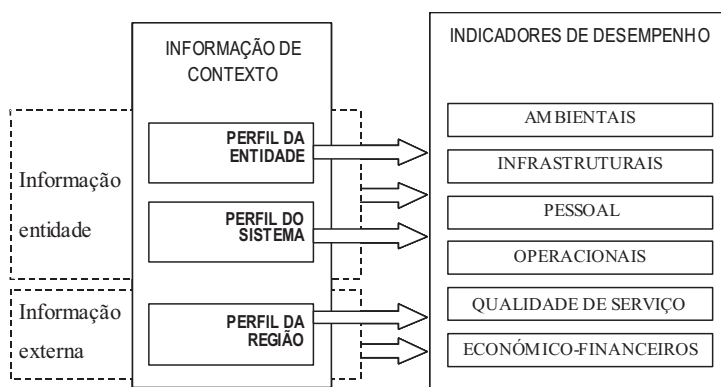


Figura 3.16 – Articulação entre a estrutura de indicadores e a informação de contexto (Matos *et al.*, 2002)

Quadro 3.3 – Excerto dos indicadores de desempenho para serviços de águas residuais do sistema da IWA (Matos *et al.*, 2004a)

INDICADORES	Unidade
AMBIENTAIS (wEn)	
Águas residuais	
wEn3 - Frequência de descargas de excedentes	(n.º/d Descarregador de tempestade/ano)
wEn4 - Volume de descargas de excedentes	(m ³ /descarregador de tempestade/ano)
wEn5 - Volume de descargas de excedentes originadas por precipitação	(%)
Resíduos sólidos	
wEn12 - Remoção de sedimentos de colectores	(ton/km colector/ano)
wEn13 - Remoção de sedimentos de órgãos complementares da rede	(ton/km colector/ano)
INFRA-ESTRUTURAIS (wPh)	
Drenagem por colectores	
wPh5 - Entrada em carga de colectores em tempo seco	(%)
wPh6 - Entrada em carga de colectores em tempo de chuva	(%)
wPh8 - Entrada em carga significativa de colectores	(%)
OPERACIONAIS (wOp)	
Inspecção e manutenção do sistema de drenagem	
wOp1 - Inspecção de colectores	(%/ano)
wOp2 - Limpeza de colectores	(%/ano)
wOp3 - Inspecção de câmaras de visita	(-/ano)
wOp4 - Inspecção de dispositivos de entrada	(-/ano)
wOp5 - Limpeza de dispositivos de entrada	(-/ano)
wOp6 - Frequência de inspecção de estruturas de armazenamento e de descarregadores de tempestade	(n.º/estrutura de armazenamento ou descarregador/ano)
wOp7 - Inspecção de estruturas de armazenamento e de descarregadores de tempestade	(-/ano)
wOp8 - Inspecção de grades de estruturas de armazenamento e de descarregadores de tempestade	(-/ano)
wOp9 - Limpeza de grades de estruturas de armazenamento e de descarregadores de tempestade	(-/ano)
wOp10 - Frequência de inspecção de instalações elevatórias	(n.º/instalação elevatória/ano)
wOp11 - Inspecção de grupos electrobomba	(-/ano)
Reabilitação do Sistema de Drenagem	
wOp21 - Reabilitação de colectores	(%/ano)
wOp22 - Renovação de colectores	(%/ano)
wOp23 - Substituição de colectores	(%/ano)
wOp24 - Reparação de colectores	(n.º /100 km/ano)
wOp25 - Substituição, reconstrução, renovação ou reparação de câmaras de visita	(%/ano)
wOp26 - Substituição de tampas de câmaras de visita	(%/ano)
wOp27 - Reabilitação de ramais de ligação	(%/ano)

Quadro 3.3 (cont.) – Excerto dos indicadores de desempenho para serviços de águas residuais do sistema da IWA (Matos *et al.*, 2004a)

INDICADORES	Unidade
Reabilitação de grupos electrobomba	
wOp28 - Recuperação de grupos electrobomba	(%/ano)
wOp29 - Substituição de grupos electrobomba	(%/ano)
Infiltração/Exfiltração/Ligações Indevidas	
wOp30 - Infiltração/exfiltração e ligações indevidas	(%)
wOp31 - Ligações indevidas	(m ³ /km/ano)
wOp32 - Infiltração	(m ³ /km/ano)
wOp33 - Exfiltração	(m ³ /km/ano)
Falhas	
wOp34 - Obstruções em colectores	(n.º/100 km/ano)
wOp35 - Locais de obstrução em colectores	(n.º/100 km/ano)
wOp36 - Obstruções em instalações elevatórias	(n.º/instalação elevatória/ano)
wOp37 - Inundações provenientes de redes de águas residuais domésticas	(n.º/100 km/ano)
wOp38 - Inundações provenientes de redes unitárias de águas residuais	(n.º/100 km/ano)
wOp39 - Inundações provenientes de escorrências superficiais	(n.º/100 km/ano)
wOp40 - Colapsos estruturais	(n.º/100 km/ano)
wOp41 - Falhas de bombagem	(horas/bomba/ ano)
wOp42 - Falhas do fornecimento de energia	(horas/instalação elevatória/ano)
Regulação de descarregadores	
wOp43 - Descarregadores com regulação	(%)
Monitorização da qualidade das águas residuais e das lamas	
wOp44 - Análises realizadas	(-/ano)
wOp45 - Análises da CBO	(-/ano)
wOp46 - Análises da carência química de oxigénio (CQO)	(-/ano)
wOp47 - Análises de sólidos suspensos totais (SST)	(-/ano)
wOp48 - Análises de fósforo total	(-/ano)
wOp49 - Análises de azoto total	(-/ano)
wOp48 - Análises de Escherichia Coli	(-/ano)
wOp50 - Outras análises	(-/ano)
INDICADORES DE QUALIDADE DE SERVIÇO (WQS)	
População servida	
wQS1 - População residente com ligação ao sistema de drenagem	(%)
wQS2 - População residente servida com ETAR	(%)
Inundações	
wQS10 - Inundação de alojamentos com origem em rede separativa de águas residuais domésticas em tempo seco	(n.º/1000 alojamentos/ano)
wQS11 - Inundação de alojamentos com origem em rede separativa de águas residuais domésticas em tempo de chuva	(n.º/1000 alojamentos/ano)
wQS12 - Inundação de alojamentos com origem em rede unitária de águas residuais em tempo seco	(n.º/1000 alojamentos/ano)

Quadro 3.3 (cont.) – Excerto dos indicadores de desempenho para serviços de águas residuais do sistema da IWA (Matos *et al.*, 2004a)

INDICADORES	Unidade
wQS13 - Inundação de alojamentos com origem em rede unitária de águas residuais em tempo de chuva	(n.º/1000 alojamentos/ano)
wQS14 - Inundação de alojamentos por água de escorrência pluvial	(n.º/1000 alojamentos/ano)
Interrupções do serviço	
wQS15 - Interrupções do serviço de drenagem	(%)
Resposta a solicitações de clientes	
wQS16 - Eficiência de instalação de novos ramais de ligação	(dias/novo ramal)
wQS17 - Eficiência de reparação de ramais de ligação existentes	(dias/ramal reparado)
Perturbações no Tráfego	
wQS29 - Perturbações no tráfego	(km/interrupção de tráfego)

Particularizando a aplicação dos indicadores de desempenho da indústria da água a utilizações mais específicas, apresentam-se, seguidamente, alguns exemplos de sistemas de indicadores de desempenho que foram desenvolvidos com o objectivo de avaliar o funcionamento dos serviços e dos sistemas relativamente a aspectos particulares, como é o caso da regulação e da reabilitação.

Indicadores para avaliação dos níveis de serviço na indústria da água em Inglaterra e País de Gales

A entidade inglesa reguladora dos serviços de abastecimento de água e de águas residuais Office of Water Services (OFWAT) realiza anualmente uma avaliação do desempenho de 12 entidades gestoras de abastecimento de água e 10 de águas residuais, relativamente a vários aspectos do serviço prestado. Em OFWAT (2006) é reportada a revisão do desempenho na indústria inglesa da água entre 1990-1991 e 2005-2006. Esta avaliação é realizada anualmente, com base em indicadores de serviço, relativamente ao serviço de abastecimento de água, serviço de águas residuais, serviço de clientes e impacto ambiental. Os principais objectivos da avaliação são comparar a qualidade do serviço global prestado entre as várias entidades gestoras dos sistemas, em períodos quinquenais e, com base nesta avaliação, estabelecer os limites de preços para o período quinquenal seguinte.

Os indicadores relacionados com o serviço de drenagem de águas residuais, apresentados em OFWAT (2000) e OFWAT (2003) são os seguintes:

- Risco de inundação – número total de alojamentos considerados em risco de serem inundados, pelo interior, por águas residuais domésticas, mais do que duas vezes em 10 anos.

- Inundação interior por insuficiência dos colectores – número de alojamentos inundados, pelo interior, por insuficiência de colectores.
- Colapsos em colectores – número de colapsos em colectores.

Os indicadores relacionados com o impacto ambiental de águas residuais são (OFWAT, 2003):

- População equivalente servida por ETAR – equivalente populacional (incluindo a população servida e a carga equivalente não doméstica que chega à ETAR) servido por ETAR.
- População equivalente servida por ETAR que não cumpre os requisitos legais (ingleses) – equivalente populacional (incluindo a população servida e a carga equivalente não doméstica que chega à ETAR) servido por ETAR que não cumpre os requisitos legais.
- População equivalente servida por ETAR que não cumpre os requisitos da Directiva do Tratamento das Águas Residuais Urbanas (Directiva Europeia 91/271/CEE) – equivalente populacional (incluindo a população servida e a carga equivalente não doméstica que chega à ETAR) servido por ETAR que não cumpre a Directiva Europeia 91/271/CEE.
- Descargas de tempestade insatisfatórias – percentagem de descargas de tempestade insatisfatórias, definidas como as que (FWR, 1994):
 - causam impacto visual ou estético significativo devido, designadamente, aos sólidos, fungos ou com histórico de reclamações públicas justificadas;
 - causam a deterioração da qualidade química ou biológica dos rios, estuários e costas;
 - causam ou contribuem significativamente para o incumprimento da normas de qualidade das águas balneares;
 - operam em condições de tempo seco;
 - operam em incumprimento de condições regulamentares;
 - causam incumprimento de normas de qualidade da água ou outras directivas europeias.
- Águas balneares que não cumprem a Directiva Europeia 76/160/CEE (em vigor à data) – percentagem de águas balneares que não cumprem a directiva da águas balneares, na época banhar.

- Incidentes de poluição relacionados com águas residuais – número de incidentes de poluição relacionados com águas residuais.

Na Figura 3.17 apresenta-se a evolução dos indicadores de inundação, colapso e incidentes de poluição em Inglaterra e País de Gales entre os anos 1979-1980 e 1999-2000. Pode verificar-se uma melhoria significativa no que respeita às inundações, em especial na década de 90 relativamente à de 80, uma ligeira melhoria no que respeita aos incidentes de poluição e uma estabilidade relativamente aos colapsos em colectores.

O relatório anual da avaliação do desempenho das entidades gestoras em Inglaterra e País de Gales, relativo ao ano 2005-2006, apresenta algumas alterações nos indicadores considerados, relativos às águas residuais (OFWAT, 2006). Este relatório altera a probabilidade de ocorrência do indicador *risco de inundação*, para uma vez em dez anos, e não determina o indicador *colapsos em colectores*.

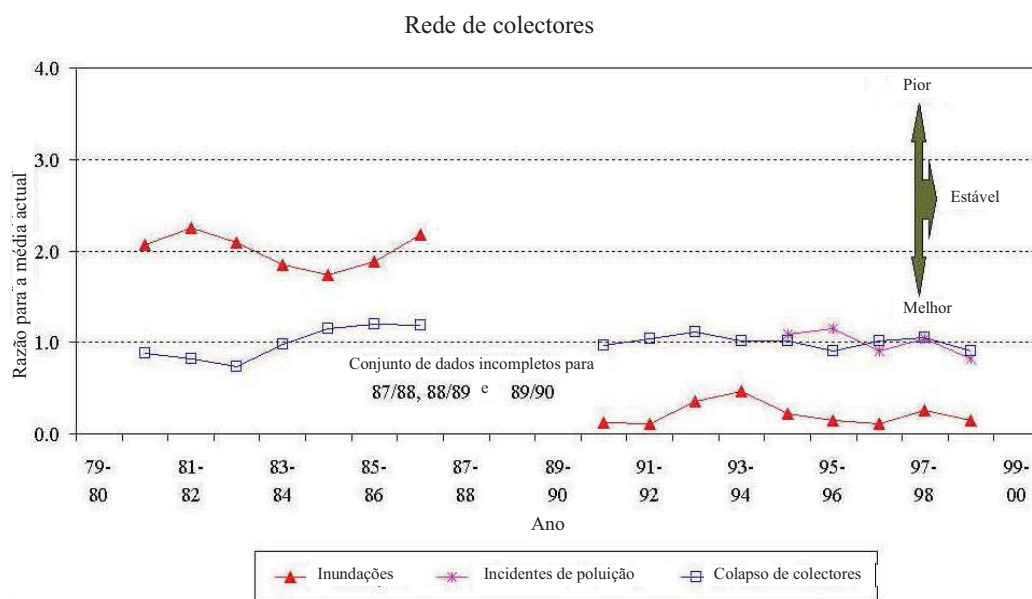


Figura 3.17 – Evolução dos indicadores de inundação, colapso e incidentes de poluição em Inglaterra e País de Gales (traduzida de OFWAT, 2000)

Da avaliação apresentada, verifica-se um esforço das entidades gestoras na redução do risco de inundação, assim como das inundações ocorridas, podendo dever-se esta última à existência de condições climáticas mais secas do que nos anos anteriores. No que respeita aos indicadores relacionados com o impacto ambiental de águas residuais, verifica-se uma melhoria geral do desempenho, com excepção do número de incidentes de poluição relacionados com águas residuais que aumentou (OFWAT, 2006).

Indicadores para avaliação do desempenho das entidades gestoras de serviços de águas e resíduos em Portugal

O IRAR é a entidade responsável pela regulação das entidades gestoras concessionárias de serviços de abastecimento de água, de saneamento de águas residuais e de gestão de resíduos sólidos urbanos em Portugal Continental. O IRAR tem como principal preocupação a protecção dos interesses dos utilizadores, através da promoção da qualidade do serviço prestado pelas entidades gestoras e da garantia do equilíbrio dos tarifários praticados, materializada nos princípios de essencialidade, indispensabilidade, universalidade, equidade, fiabilidade e de custo-eficácia.

O modelo de regulação do IRAR passa por dois grandes planos de intervenção: um primeiro ao nível da regulação estrutural do sector e, um segundo, ao nível da regulação dos comportamentos das entidades gestoras a actuar nesse sector, dos pontos de vista económico e de qualidade de serviço (Baptista *et al.*, 2004).

A regulação da qualidade de serviço é uma forma de regulação dos comportamentos indissociável da regulação económica, condicionando os comportamentos permitidos às entidades gestoras, relativamente à qualidade de serviço que prestam aos utilizadores. Porém, essa qualidade de serviço é, actualmente, de difícil quantificação, sendo indispensável que se evolua no estabelecimento de instrumentos que permitam abordar este aspecto de forma mais quantificada. Foi neste contexto que o IRAR decidiu estabelecer um sistema de avaliação do desempenho para apoio à regulação da qualidade de serviço. Este sistema constitui uma peça nuclear do modelo de regulação implementado (Baptista *et al.*, 2004).

Os sistemas de avaliação do desempenho contemplam 20 indicadores para cada um dos sectores de actividade (abastecimento de água, saneamento de águas residuais urbanas e gestão de resíduos sólidos urbanos), descritos em IRAR (2005a). Durante o segundo semestre de 2004 houve uma fase de aplicação experimental do sistema de avaliação do IRAR. A fase de aplicação de rotina iniciou-se em 2005, consubstanciando-se num relatório anual de desempenho de divulgação pública (IRAR, 2005c). Os conceitos adoptados no desenvolvimento do sistema de indicadores do IRAR coincidem, na sua quase totalidade, com as recomendações da IWA (Alegre *et al.*, 2000; Matos *et al.* 2003), embora devidamente adaptados.

De forma a dispor de instrumentos adequados à avaliação do desempenho do operador relativamente aos objectivos da regulação anteriormente referidos, foram definidos três grupos de indicadores de desempenho:

- Defesa dos interesses dos utilizadores – com este grupo de indicadores pretende-se avaliar o nível de salvaguarda dos interesses dos utilizadores, nomeadamente ao nível da maior ou menor acessibilidade ao serviço e da qualidade com que o mesmo lhes é fornecido.
- Sustentabilidade do operador – com este grupo de indicadores pretende-se avaliar o nível de salvaguarda da viabilidade económica dos operadores e dos seus legítimos interesses, independentemente do seu estatuto público, privado ou misto. Este grupo subdivide-se em aspectos económico-financeiros, infra-estruturais, operacionais e de recursos humanos.
- Sustentabilidade ambiental – com este grupo de indicadores pretende-se avaliar o nível de salvaguarda dos aspectos ambientais associados às actividades do operador.

Os indicadores do IRAR para a drenagem de águas residuais urbanas apresentam-se no Quadro 3.4.

O IRAR avaliou a qualidade do serviço prestado, em 2004, pelas entidades concessionárias multimunicipais e municipais de drenagem de águas residuais urbanas, com base nos indicadores atrás definidos (IRAR, 2005c). Na Figura 3.18, na Figura 3.19 e na Figura 3.20, apresentam-se os resultados da avaliação realizada, relativamente aos indicadores *AR 03b - Ocorrência de inundações*, *AR 13 - Obstruções em colectores* e *AR 18 - Cumprimento dos parâmetros de descarga*. Cada figura corresponde a um indicador de cada grupo definido, relacionado com o desempenho do sistema de drenagem de águas residuais. O intervalo de referência adoptado, para cada indicador, encontra-se representado nas referidas figuras por uma banda com a classificação de desempenho bom e mediano.

Numa apreciação global do indicador *Ocorrência de inundações*, a média ponderada do número de propriedades afectadas por inundações é de 0,7 propriedades/100 km de colector/ano, o que corresponde a um desempenho global ligeiramente acima do valor de referência definido. Verifica-se uma dispersão significativa dos valores de desempenho, com máximo e mínimo de, respectivamente, 2,3 e 0,0 propriedades/100 km de colector/ano. Um número significativo (7) de entidades gestoras apresenta um bom desempenho (IRAR, 2005c).

Relativamente à apreciação global do indicador *Obstruções em colectores*, a média ponderada da ocorrência de obstruções em colectores destas entidades gestoras é de 118 obstruções/100 km de colector/ano, o que corresponde a um desempenho global insatisfatório, indiciando um número significativo de obstruções em colectores. Constata-se uma dispersão significativa dos valores do desempenho, com valores máximo e mínimo de, respectivamente, 191 e 15

obstruções/100 km de colector/ano. Realça-se que o número total de obstruções registadas pelas nove entidades foi de 2 861. Verifica-se que apenas duas entidades gestoras apresentam um bom desempenho, dentro do intervalo de referência definido. Apenas uma entidade gestora apresenta um desempenho próximo do intervalo de referência, e um número significativo (6) de entidades gestoras apresenta um desempenho insatisfatório, acima do valor de referência. Este desempenho tende a reflectir o estado de degradação dos sistemas (IRAR, 2005c).

Quadro 3.4 – Indicadores de desempenho para drenagem de águas residuais urbanas (Baptista *et al.*, 2005)

INDICADORES DE DESEMPENHO PARA SANEAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS	Alta	Baixa	Misto
Defesa dos interesses dos utilizadores			
▪ <u>Acessibilidade e qualidade de serviço ao utilizador</u>			
AR 01 - Cobertura do serviço (%)	●	●	●
AR 02 - Preço médio do serviço (€/m ³)	●	●	●
▪ <u>Qualidade do serviço prestado aos utilizadores</u>			
AR 03 - Ocorrência de inundações (m ² /100 km de colec./ano ou n.º/100 km colec./ano)	●	●	●
AR 04 - Resposta a reclamações escritas (%)	●	●	●
Sustentabilidade da entidade gestora			
▪ <u>Sustentabilidade económico-financeira da entidade gestora</u>			
AR 05 - Rácio de cobertura dos custos correntes (-)	●	●	●
AR 06 - Custos correntes unitários (€/m ³)	●	●	●
AR 07 - Rácio de solvabilidade (-)	●	●	●
▪ <u>Sustentabilidade infra-estrutural da entidade gestora</u>			
AR 08 - Utilização de estações de tratamento (%)	●	-	●
AR 09 - Tratamento de águas residuais recolhidas (%)	●	-	●
AR 10 - Capacidade de bombeamento das águas residuais (%)	●	●	●
AR 11 - Reabilitação de colectores (%/ano)	●	●	●
AR 12 - Reabilitação de ramais de ligação (%/ano)	-	●	●
▪ <u>Sustentabilidade operacional da entidade gestora</u>			
AR 13 - Obstruções de colectores (n.º/100 km/ano)	●	●	●
AR 14 - Falhas em grupos electrobomba (horas/grupo electrobomba/ano)	●	●	●
AR 15 - Colapsos estruturais em colectores (n.º/100 km colector/ano)	●	●	●
▪ <u>Sustentabilidade em recursos humanos da entidade gestora</u>			
AR 16 - Recursos humanos (n.º/(10 ⁶ m ³ /ano) ou n.º/100 km colector/ano)	●	●	●
Sustentabilidade ambiental			
AR 17 - Análises de águas residuais realizadas (%)	●	-	●
AR 18 - Cumprimento dos parâmetros de descarga (%)	●	-	●
AR 19 - Utilização dos recursos energéticos (kWh/m ³)	●	●	●
AR 20 - Destino final de lamas de tratamento (%)	●	-	●

(●) Aplicável; (-) Não aplicável

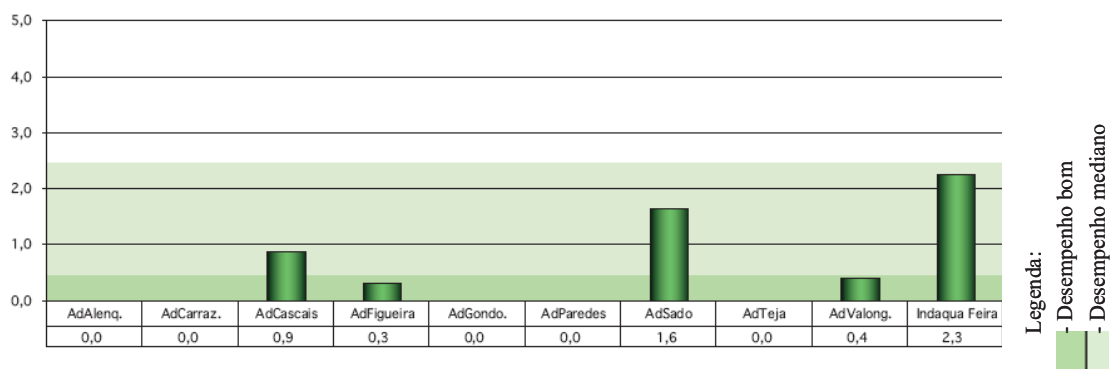


Figura 3.18 – AR 03b-Ocorrência de inundações (n.º/100 km colector/ano) (IRAR, 2005c)

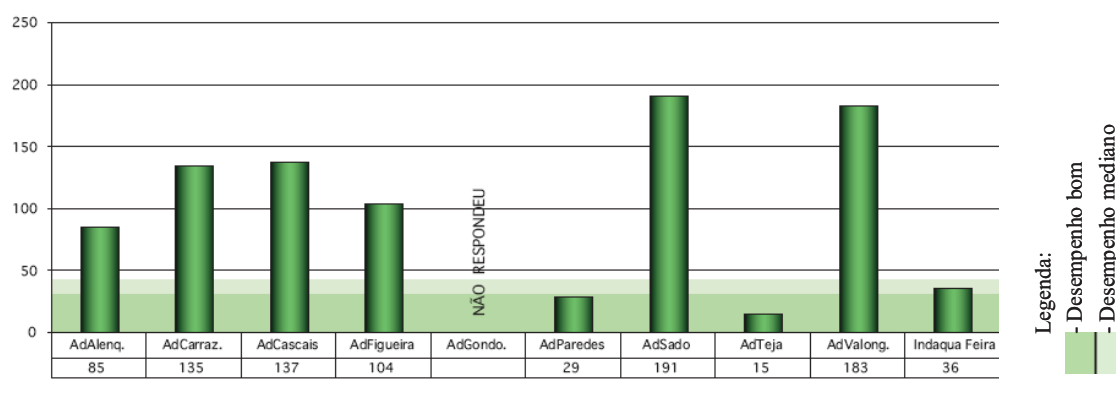


Figura 3.19 – AR 13-Obstruções em colectores (n.º/100 km colector/ano) (IRAR, 2005c)

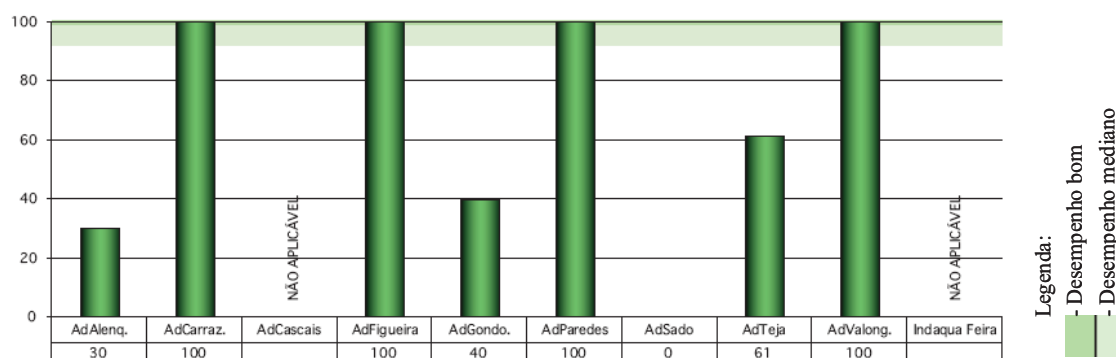


Figura 3.20 – AR 18-Cumprimento dos parâmetros de descarga (%) (IRAR, 2005c)

Numa apreciação global do indicador *Cumprimento dos parâmetros de descarga*, a média ponderada destas entidades gestoras é de 59%, o que corresponde a um desempenho global insatisfatório, indiciando insuficiência no cumprimento dos parâmetros de descarga. Observa-se uma dispersão significativa do desempenho das entidades gestoras, com valores máximo e mínimo de, respectivamente, 100 e 0%. Verifica-se que um número significativo (4) de

entidades gestoras apresenta um bom desempenho, e um número significativo (4) de entidades gestoras apresenta um desempenho insatisfatório, abaixo do valor de referência (IRAR, 2005c).

Indicadores de desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais com vista à reabilitação dos sistemas

O projecto CARE-S, financiado pela UE e com a participação de 16 parceiros europeus e 20 entidades gestoras europeias, teve como finalidade desenvolver um sistema de apoio à decisão, que permitisse apoiar o gestor de sistemas de águas residuais na resposta à questão de *onde, quando, quanto e como reabilitar redes de drenagem de águas residuais*. No âmbito deste projecto, desenvolvido de Outubro de 2003 a Outubro de 2005, foi definido um sistema de indicadores de desempenho para apoio à reabilitação. Estes indicadores têm como principal objectivo caracterizar o desempenho das redes de drenagem urbana sob os pontos de vista hidráulico, ambiental e estrutural, evidenciando as áreas a que corresponde um comportamento mais deficiente e uma maior vulnerabilidade para a ocorrência de deficiências de funcionamento (Matos *et al.*, 2004b). O sistema CARE-S de indicadores de desempenho para a reabilitação adoptou os conceitos, a concepção geral e a base do sistema de indicadores da IWA (Alegre *et al.*, 2000; Matos *et al.* 2003), embora devidamente adaptados. Este sistema apresenta-se no Quadro 3.5, estando integrado na aplicação computacional *PITool/S*. A metodologia para a sua definição e o teste de campo realizado, são descritos em Matos *et al.* (2004b), Matos *et al.* (2004c), Cardoso *et al.* (2004b), Cardoso *et al.* (2005a) e Cardoso *et al.* (2005c).

Quadro 3.5 – Indicadores de desempenho para a reabilitação do sistema CARE-S

INDICADORES	Unidade
AMBIENTAIS (sEn)	
Águas residuais	
sEn1 - Frequência de descargas de tempestade	(nº/d Descarregador de tempestade)
sEn2 - Volume de descargas de tempestade	(m ³ /descarregador de tempestade)
sEn3 - Duração de descargas de tempestade	(horas/d Descarregador de tempestade)
sEn4 - Volume de descargas de tempestade originadas por precipitação	(%)
Sedimentos	
sEn5 - Remoção de sedimentos da rede de colectores	(ton MS/ km)
INFRA-ESTRUTURAIS (sPh)	
Colectores	
sPh1 - Entrada em carga de colectores em tempo seco	(%)
sPh2 - Entrada em carga de colectores em tempo de chuva	(%)
sPh3 - Entrada em carga significativa de colectores (nível de água pelo menos 0,5 m acima do topo do colector)	(%)

Quadro 3.5 (cont.) – Indicadores de desempenho para a reabilitação do sistema CARE-S

INDICADORES	Unidade
OPERACIONAIS (sOp)	
Limpeza de colectores	
sOp1 - Limpeza de colectores	(%)
Reabilitação de colectores	
sOp2 - Reabilitação de colectores	(%)
sOp3 - Renovação de colectores	(%)
sOp4 - Substituição de colectores	(%)
sOp5 - Substituição, reconstrução, renovação ou reparação de câmaras de visita	(%)
sOp6 - Reabilitação de ramais de ligação	(%)
Infiltração/Exfiltração/Ligações Indevidas	
sOp7 - Infiltração/exfiltração e ligações indevidas (I/I/E)	(%)
sOp8 - Ligações indevidas	(m ³ /km)
sOp9 - Infiltração	(m ³ /km)
sOp10 - Exfiltração	(m ³ /km)
Falhas	
sOp11 - Obstruções em colectores	(n.º/100 km)
sOp12 - Locais de obstrução em colectores	(n.º/100 km)
sOp13 - Locais com repetição de obstrução em colectores	(n.º/100 km)
sOp14 - Obstruções em instalações elevatórias	(n.º/100 km)
sOp15a - Inundações provenientes de redes de águas residuais domésticas	(n.º/100 km)
sOp15b - Inundações provenientes de redes de águas residuais unitárias	(n.º/100 km)
sOp16a - Locais com inundações provenientes de redes de águas residuais domésticas	(n.º/100 km)
sOp16b - Locais com inundações provenientes de redes de águas residuais unitárias	(n.º/100 km)
sOp17a - Locais com repetição de inundações provenientes de redes de águas residuais domésticas	(n.º/100 km)
sOp17b - Locais com repetição de inundações provenientes de redes de águas residuais unitárias	(n.º/100 km)
sOp18 - Inundações de escorrências superficiais	(n.º/100 km)
sOp19 - Colapsos estruturais	(n.º/100 km)
QUALIDADE DE SERVIÇO (sQS)	
Inundações	
sQS1a - Inundação de alojamentos com origem em rede separativa de águas residuais domésticas em tempo seco	(nº/1000 alojamentos)
sQS1b - Inundação de alojamentos com origem em rede unitária de águas residuais em tempo seco	(nº/1000 alojamentos)
sQS2a - Inundação de alojamentos com origem em rede separativa de águas residuais domésticas em tempo de chuva	(nº/1000 alojamentos)
sQS2b - Inundação de alojamentos com origem em rede unitária de águas residuais em tempo de chuva	(nº/1000 alojamentos)
sQS3 - Inundação de alojamentos por água de escorrência pluvial	(nº/1000 alojamentos)
Interrupções de serviço	
sQS4 - Interrupções do sistema de drenagem	(%)
sQS5 - Reclamações sobre obstruções no sistema de drenagem	(nº /1000 habitantes)

Quadro 3.5 (cont.) – Indicadores de desempenho para a reabilitação do sistema CARE-S

INDICADORES		Unidade
sQS6	- Reclamações sobre inundações	(n° /1000 habitantes)
sQS7	- Reclamações sobre acidentes de poluição imputáveis ao funcionamento do sistema	(n° /1000 habitantes)
sQS8	- Reclamações sobre odores	(n° /1000 habitantes)
ECONÓMICO-FINANCEIROS (sFi)		
Custos		
(*) sFi1	- Custo unitário total por comprimento de colector	(€/km colector)
(*) sFi2	- custos unitários correntes por comprimento de colector	(€/km colector)
(*) sFi3	- custos unitários correntes de manutenção, limpeza e reparação por comprimento de colector	(€/km colector)
Investimento		
(*) sFi4	- Investimento unitário	(€/km colector)
sFi5	- investimento para construção de sistemas ou reforço dos existentes	(%)
sFi6	- investimento para substituição e renovação de infra-estruturas existentes	(%)

Nota: (*) se o custo se referir ao habitante o indicador pode vir expresso em €/habitante.

Na Figura 3.21 exemplifica-se a aplicação dos indicadores para reabilitação, comparando os indicadores *sOp1* e *sOp11* obtidos para vários sistemas, resultados do teste de campo do sistema de indicadores realizado no âmbito do projecto CARE-S. A análise conjunta destes indicadores permite verificar que a limpeza dos colectores, traduzido no indicador *sOp1*, tem efeito nas obstruções verificadas e traduzidas no indicador *sOp11*. É de realçar a importância da realização de uma análise global, e não individual, dos indicadores.

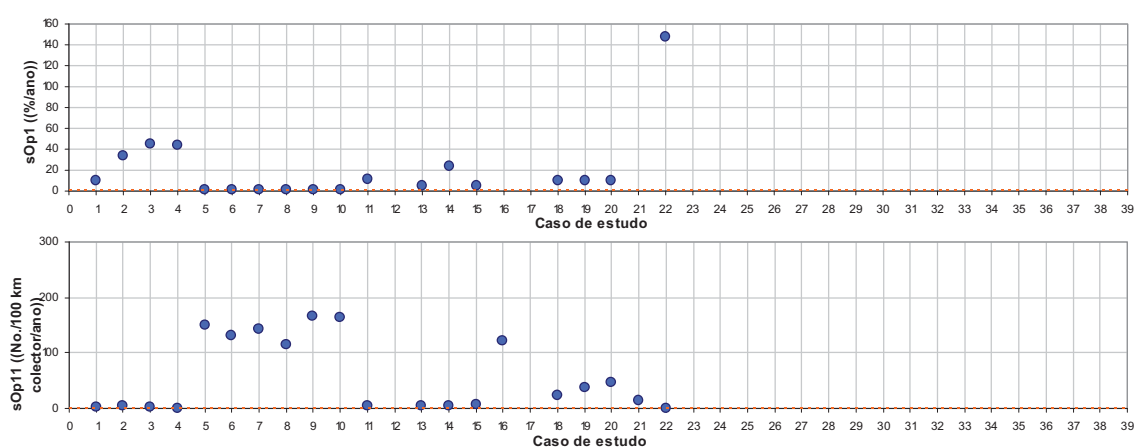


Figura 3.21 – Exemplo de aplicação de dois indicadores CARE-S, *limpeza de colectores e obstruções em colectores* (Cardoso et al., 2005a)

Referências a outros exemplos de sistemas de indicadores

No Quadro 3.6, apresentam-se, de forma sintética, outros sistemas de indicadores relacionados com o domínio da drenagem das águas residuais, destacando os objectivos, os aspectos relativos às águas residuais e as referências bibliográficas. Muitos destes sistemas têm como objectivo a realização de *benchmarking*, processo que se descreve na secção 3.3.4, desta dissertação.

Quadro 3.6 – Referências a sistemas de indicadores

Designação	Objectivos	Aspectos relativos às águas residuais	Referências bibliográficas
<i>Internacionais</i>			
Banco Mundial	Avaliar o desempenho dos serviços de águas e águas residuais no decurso da formulação e supervisão dos projectos financiados pelo Banco Mundial.	Extensão da rede, infiltração nos sistemas, composição da águas residual, eficiência de tratamento, aspectos económicos e financeiros e de recursos humanos.	Yepes e Dianderas (1996)
Egipto – USAID	Avaliar a sustentabilidade do investimento realizado pelo USAID (<i>United States Agency for International Development</i>) no sector das águas e águas residuais do Egipto.	Cobertura da população com serviço de drenagem e tratamento, volume de águas residuais recolhidas, aspectos económicos, expansão da rede, operação e manutenção preventiva, percentagem de águas residuais tratadas em ETAR, percentagem de águas residuais tratadas em ETAR conformes com as normas de projecto.	Laredo <i>et al.</i> (1996)
OCDE – Indicadores de consumos domésticos	Fornecer informação factual para as revisões dos programas de consumo sustentável e desempenho ambiental da OCDE, apoiar o desenvolvimento dos indicadores de desenvolvimento sustentável da OCDE.	Descargas domésticas de águas residuais, população servida por ETAR, aspectos económicos.	OECD (1998)
IBNET	Realizar <i>benchmarking</i> entre entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água ou de drenagem de águas residuais no mesmo país, ou entre países e regiões, aplicando esquemas que agregam a informação.	Aspectos económicos e financeiros, recursos humanos, reclamações, percentagem de água tratada por tipo de tratamento, cobertura da população com serviço de drenagem e tratamento e, no que respeita ao desempenho do sistema, é considerado o indicador número de obstruções por quilómetro de colector e por ano.	IBNET (2005)
<i>Nacionais</i>			
Australian Water Association	Reportar a avaliação do desempenho de serviços urbanos de águas e águas residuais de pequena dimensão, incluindo 57 serviços de drenagem e tratamento de águas residuais.	Cobertura da população com serviço de drenagem e tratamento, níveis de tratamento, aspectos económicos e financeiros, e ambientais.	AWA (2002)

Quadro 3.6 (cont.) – Referências a sistemas de indicadores

Designação	Objectivos	Aspectos relativos às águas residuais	Referências bibliográficas
Comité Nacional de Qualidade da ABES ⁽²⁾	Medir o desempenho e contribuir para uma definição normalizada de indicadores de desempenho no sector do saneamento no Brasil; melhorar competitivamente os serviços de saneamento através de comparação do desempenho ou <i>benchmarking</i> .	Aspectos económicos e financeiros, tempo de ligação à rede, cobertura da população com serviço de drenagem, redução de impactos ambientais, percentagem de águas residuais tratadas, eficiência do tratamento em ETAR.	ABES (2000)
USEPA	Criar um quadro de referência nacional (nos E.U.A.) para uma base de dados de indicadores de desempenho normalizados.	Odores, interrupção de serviço, eficiência e fiabilidade do sistema (tendo em conta obstruções, condição dos colectores, colapsos, inundações e descargas), impactos ambientais (incluindo incidentes de poluição e descargas), construção, manutenção, reabilitação e eficácia (tendo em conta os custos, taxas de obstruções e de falhas, infiltração e aflúncias indevidas, inspecção, trabalhos realizados).	USEPA (2002)
AWWA Qualseve	Realizar <i>benchmarking</i> entre serviços nos E.U.A..	Aspectos económicos e financeiros, reclamações, renovação do sistema, operação e manutenção, descargas, integridade do sistema de recolha das águas residuais, eficiência de tratamento e manutenção planeada.	Sjøvold <i>et al.</i> (2006)
AFERAS ⁽³⁾ - Argentina	Realizar <i>benchmarking</i> para comparação competitiva do sector regulado. Faz parte da ADERASA ⁽⁴⁾ .	Utiliza os mesmos descritos em ADERASA ⁽⁴⁾ .	GRTB (2005) e Sjøvold <i>et al.</i> (2006)
OFWAT - Comparação Internacional	Realizar comparação competitiva de entidades gestoras de Inglaterra e País de Gales com as de outros países industrializados (Austrália, para o caso das águas residuais).	Aspectos económicos e financeiros, inundações pelo interior dos alojamentos por insuficiência de colectores, renovação e substituição de colectores, colapsos, percentagem de tratamento por tipo de tratamento, factor de aflúncia à rede.	OFWAT (2004)
França	Avaliar o desempenho das entidades gestoras numa perspectiva de regulação e <i>benchmarking</i> , tendo tido aplicação a 434 entidades gestoras de sistemas de drenagem de águas residuais.	Os mais utilizados consideram inundações, obstruções no sistema e nas ligações domésticas, reparações preventivas, inspecção com CCTV, renovação dos sistemas, reparações de roturas, pontos críticos, extracção de lamas, disfunção das ETAR.	Guérin-Schneider (2001), Guérin-Schneider e Brunet (2002) e Guérin-Schneider <i>et al.</i> (2004)

⁽²⁾ ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (Brasil).

⁽³⁾ Asociación Federal de Reguladores de Agua y Saneamiento (Argentina).

⁽⁴⁾ Asociación de Entes Reguladores de Agua y Saneamiento de las Américas – inclui Argentina, Bolívia, Chile, Equador, Honduras, Paraguai, Peru, Costa Rica, Nicarágua, Panamá e Uruguai.

Quadro 3.6 (cont.) – Referências a sistemas de indicadores

Designação	Objectivos	Aspectos relativos às águas residuais	Referências bibliográficas
Canadá	Realizar <i>benchmarking</i> para estimular a melhoria dos serviços através dos resultados. Inclui 36 participantes, cerca de 50% das entidades canadianas.	Obstruções, falhas em instalações elevatórias, reparações em ligações domésticas, instalações elevatórias, colectores e câmaras de visita, inspecções, limpeza de colectores, aspectos económicos e financeiros, inundações e descargas, reclamações, acidentes, entrada em carga, utilização do sistema, cumprimento dos requisitos regulamentares, carga da CBO descarregada após tratamento.	NBC (2005) e Sjøvold <i>et al.</i> (2006)
Regionais			
Grupo Escandinavo das seis cidades ⁽⁵⁾	Identificar e utilizar os indicadores de desempenho num consórcio formado por um grupo de seis entidades gestoras de quatro países escandinavos, para melhorar o desempenho dos serviços. Aplicar e rever os indicadores anualmente. <i>Benchmarking</i> .	Aspectos económicos e financeiros, consumo de energia, obstruções nos colectores, inundações, reabilitação de colectores.	USEPA (2002), Stahre e Adamsson (2004) e Sjøvold <i>et al.</i> (2006)
ADERASA ⁽⁴⁾	Estabelecer um quadro comum de indicadores de desempenho para avaliar o desempenho dos sistemas e para comparação entre as diferentes entidades, sob o ponto de vista da regulação e <i>benchmarking</i> .	Cobertura da população com serviço de drenagem e tratamento, disponibilidade de tratamento secundário, roturas, obstruções análises realizadas e conformidade legal, reclamações, aspectos económicos e financeiros.	GRTB (2005) e Sjøvold <i>et al.</i> (2006)
Projectos com aplicações específicas			
RERAU ⁽⁶⁾	Avaliar o desempenho do sistema por observação e por estimação em duas escalas: colector e bacia, com o objectivo de apoiar o estabelecimento de prioridades de manutenção e reabilitação.	Indicadores de risco de deficiência, deficiência estimada, deficiência observada, vulnerabilidade ambiental ou do meio receptor, impactos estimados no ambiente, impactos observados, pontos críticos. Catorze tipos de deficiências (infiltração, exfiltração, redução da velocidade, entrada em carga, inundações, descargas para o meio receptor, assoreamento, obstruções, produção de gás sulfídrico, deterioração do suporte do solo, deterioração do colector (por corrosão, por intrusão de raízes, por abrasão/erosão, colapsos).	Le Gauffre <i>et al.</i> (2002)

⁽⁵⁾ Scandinavian 6-Cities Group - Copenhaga na Dinamarca, Oslo na Noruega, Helsínquia na Finlândia, Estocolmo, Gotemburgo e Malmo na Suécia.

⁽⁶⁾ Programa de Investigação e Desenvolvimento Francês - *Réhabilitation des Réseaux d'Assainissement Urbains*.

Quadro 3.6 (cont.) – Referências a sistemas de indicadores

Designação	Objectivos	Aspectos relativos às águas residuais	Referências bibliográficas
USEPA	Avaliação interna e <i>benchmarking</i> entre 13 entidades de gestoras de sistemas separativos domésticos de águas residuais, para melhoria do seu desempenho, focando a análise na operação e manutenção dos sistemas.	N.º de interrupções e volume de inundações, inspecção, monitorização e capacidade das instalações e condutas elevatórias; falhas, reparações, eficiência de manutenção de instalações e das condutas elevatórias; inspecção, falhas e manutenção de válvulas; eficiência na resposta a problemas, manutenção do sistema gravítico, reclamações, controlo de infiltração, aflúncias indevidas e descargas, por inspecção, teste, reparação e reabilitação; equipamento, aspectos financeiros, recursos humanos, certificação, segurança e cumprimento de requisitos regulamentares.	Arbour e Kerri (1998)
Países em desenvolvimento	Avaliação do desempenho de sistemas de drenagem de águas residuais em países em desenvolvimento, aplicado a uma bacia em Indore, na Índia.	Considera a distinção entre medida de desempenho (altura, área e duração da inundação), indicador de desempenho (acumulação de sólidos, capacidade de acumulação de sólidos, entupimento das sarjetas e sumidouros), indicador de processo (frequência de limpeza, recursos humanos afectos à operação, custos).	Kolsky e Butler (2002)

Dos trabalhos desenvolvidos com o objectivo de avaliar a sustentabilidade dos sistemas de drenagem urbana, referem-se os seguintes, relativos ao estabelecimento de indicadores de sustentabilidade:

- 5 indicadores propostos por Lundin (1999) – razão entre o volume total de água residual tratada e o volume de água consumida; cargas da CBO, de fósforo e de azoto descarregadas para os meios receptores e percentagem de área impermeável.
- 8 indicadores propostos por Parkinson (1999) – velocidade média do escoamento para o caudal de tempo seco, combinada com a frequência de ocorrência, podendo usar-se, alternativamente, a massa de sedimentos acumulados; caudal e frequência das descargas de tempestade dos sistemas unitários; cargas da CBO, da CQO, da amónia e de azoto Kjeldahl descarregadas pelos descarregadores de tempestade dos sistemas unitários.

Em Portugal, refere-se o seguinte trabalho, relacionado com aspectos da drenagem urbana:

- Silva (2002) define um sistema de indicadores ambientais, como instrumento de apoio à gestão sustentável de estuários, utilizando o modelo *Pressão-Estado-Resposta* e recorrendo a critérios de avaliação baseados em valores de referência e valores objectivo. Como indicadores de pressão considera a susceptibilidade à poluição, a conformidade com valores limites de emissão, a carga de poluição e os acidentes de poluição; os indicadores de estado definidos são a eutrofização e o estado de oxigenação; os indicadores de resposta dependem das respostas do sistema sócio-económico e institucional às exigências de protecção ambiental como, por exemplo, a cobertura da população com tratamento de águas residuais. A avaliação final resulta numa classificação de classes de qualidade.

3.3.3.3. Normalização internacional da avaliação do desempenho para serviços de abastecimento de água e de águas residuais

Um sinal claro da relevância mundial de uma estrutura integradora de indicadores de desempenho no âmbito da prestação dos serviços de abastecimento de água e de águas residuais, decorre dos desenvolvimentos recentes no domínio da normalização internacional, como parte do trabalho desenvolvido pela Comissão Técnica ISO/TC 224, relativa às actividades relacionadas com serviços de abastecimento de água e de águas residuais e aos critérios de qualidade de serviço e indicadores de desempenho.

O âmbito da ISO/TC 224 é o da normalização de um quadro de referência tendo em vista a caracterização e a avaliação das actividades relacionadas com os sistemas de abastecimento de água e de águas residuais. A normalização inclui a definição das características dos elementos do serviço de acordo com as expectativas do utilizador, e respectiva terminologia, uma lista de requisitos a cumprir para a gestão dos sistemas de abastecimento de água e de águas residuais, a definição de critérios de qualidade do serviço e correspondente sistema de indicadores de desempenho, sem definir metas ou valores limite. Estão excluídos do âmbito de trabalhos da Comissão Técnica o projecto e a construção dos sistemas de abastecimento de água e de águas residuais, as técnicas de manutenção, os limites de aceitabilidade da qualidade da água para consumo e das descargas de águas residuais em meio receptor, e os métodos analíticos (ISO/TC 224 N 97, 2003).

A ISO/TC 224 estabeleceu os seguintes quatro Grupos de Trabalho: WG1-Terminologia; WG2-Serviço aos consumidores; WG3-Gestão de sistemas de água para consumo humano; e WG4-Gestão de sistemas de águas residuais.

Encontra-se em finalização a seguinte série de três normas, relativas ao desempenho dos serviços de águas de abastecimento e águas residuais (ISO/TC 224 N 270, 2006; ISO/TC 224 N 271, 2006) cuja publicação está prevista para 2007:

- ISO 24510 – Actividades do serviço relacionado com águas de abastecimento e águas residuais – orientações para a melhoria e para a avaliação do serviço aos utilizadores (norma orientada para o serviço);
- ISO 24511 – Actividades do serviço relacionado com águas de abastecimento e águas residuais – orientações para a gestão das entidades gestoras de sistemas de águas residuais e para a avaliação do serviço de águas residuais (norma orientada para a gestão);
- ISO 24512 – Actividades do serviço relacionado com águas de abastecimento e águas residuais – orientações para a gestão das entidades gestoras de sistemas de águas de consumo e para a avaliação do serviço de águas de consumo (norma orientada para a gestão).

Esta série de normas tem como objectivo estabelecer um quadro de referência, consistente com os objectivos fixados pelas autoridades nacionais competentes e pelas organizações intergovernamentais internacionais, para a definição e avaliação dos serviços prestados e para a gestão das entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água e de águas residuais (ISO/TC 224 N 269, 2006). As normas adoptam como abordagem o princípio “*plan-do-check-act* (PDCA)” (planear-realizar-avaliar-actuar), propondo o seguinte processo de implementação passo a passo:

- identificar as componentes do serviço aos utilizadores (ISO 24510);
- identificar componentes do sistema físico e de gestão (ISO 24511 e ISO 24512);
- definir critérios de avaliação;
- definir indicadores de desempenho.

Esta série de normas inclui: uma breve descrição das infra-estruturas físicas e das componentes institucionais e de gestão das entidades gestoras; os objectivos principais dos serviços de abastecimento de águas e de águas residuais; orientações para a gestão das entidades gestoras; exemplos de acções que podem ser tomadas para atingir os objectivos; critérios de avaliação relacionados com os objectivos; e exemplos de indicadores de desempenho, relacionados com os critérios, que podem ser utilizados para avaliar o desempenho do serviço. Como exemplo, é apresentado como um dos critérios de avaliação a minimização dos efeitos de inundações,

considerando como indicador de desempenho, por exemplo, a inundação de alojamentos devido à falta de capacidade dos colectores.

A ISO/TC 224 conta com vinte países-membro participantes (África do Sul, Alemanha, Argentina, Áustria, Bélgica, Canadá, Eslováquia, Espanha, Estados Unidos da América, Federação Russa, França, Holanda, Japão, Malásia, Marrocos, México, Noruega, Portugal, Reino Unido, República da Coreia) e com vinte países-membro observadores (Austrália, Bulgária, Col mbia, Cuba, Dinamarca, Equador, Finlândia, Hungria, Irlanda, Israel, Itália, Jugoslávia, Nigéria, Nova Zelândia, Pol nia, República Checa, Suécia, Suíça, Turquia, Zimbabué). Assim sendo, estão representados a maioria das nações industrializadas e um número significativo de países em vias de desenvolvimento. A ISO/TC 224 tem, também, ligações a uma vasta gama de organizações internacionais, tais como a *Consumers International*, *Eureau*, *Norm APME (European Office of Crafts*, comércio e pequenas e médias empresas de normalização), Banco Mundial, Organização Mundial de Saúde, Associação Internacional da  gua (IWA) e as comissões técnicas europeias de normalização CEN/TC 164, relativa ao abastecimento de água e a CEN/TC 165, relativa às águas residuais.

3.3.4. “Benchmarking”

3.3.4.1. Considerações gerais

A palavra *benchmark* significa a marca 100% numa escala de medição (Gee *et al.*, 2001). O *benchmarking* pode ser definido como um processo sistemático da procura das melhores práticas, da inovação e dos procedimentos operativos mais eficazes que conduzam a um desempenho superior e a adaptação desses elementos para a melhoria da própria organização. Este processo é uma forma contínua de atingir e ultrapassar níveis pré-estabelecidos de desempenho (Patrick *et al.*, 1997). Existem dois tipos de *benchmarking*: o *benchmarking de processo* e o *benchmarking métrico*.

O *benchmarking de processo*   a medição e a comparação do desempenho de uma determinada organização, relativa a um certo processo, em relação ao desempenho de organizações identificadas como as melhores, em processos comparáveis.

O *benchmarking métrico* foca a análise quantitativa do desempenho e a comparação com outras organizações. Ambos os tipos podem ser aplicados, separada ou complementarmente, fornecendo o *benchmarking métrico* pistas para o *benchmarking de processo*. O *benchmarking métrico* requer um planeamento e uma correcta definição dos indicadores, a identificação

daqueles que são comparáveis, e a análise e comparação dos resultados deve ser cuidadosa (Cabrera, 2001).

Conforme o objecto da comparação, pode ainda haver as seguintes classificações:

- o *benchmarking interno* respeita a operações internas dentro da mesma organização;
- o *benchmarking competitivo* é relativo a comparações de produtos ou serviços específicos entre competidores;
- o *benchmarking funcional* refere-se a funções semelhantes na mesma indústria;
- o *benchmarking genérico* tem em conta funções de negócios ou processos que são os mesmos independentemente da actividade;
- o *benchmarking de desempenho* é a medição e comparação de produtos ou serviços contra os melhores produtos ou serviços do mesmo tipo existentes, no que respeita ao preço, à qualidade técnica, às características ou funcionalidades adicionais e à fiabilidade;
- o *benchmarking de estratégia* é a comparação da forma como as empresas competem, identificando quais as empresas boas, influenciando os padrões competitivos das empresas no longo prazo.

O maior benefício do *benchmarking* é o alargamento da visão do desempenho dos processos uma vez que, na comparação com outros, podem mais facilmente identificar-se as deficiências, as suas causas e possíveis soluções. Por outro lado, aumenta o estímulo de inovação, de melhoria e de utilização das melhores práticas existentes (Patrick *et al.*, 1997).

O *benchmarking* deve ser uma actividade estruturada e de equipa, onde cada membro da equipa deve assumir um papel bem definido. Por exemplo, o papel de patrocinar ou suportar financeiramente o projecto, ser responsável pelo projecto, ser consultor, ser operativo no sentido de proceder à obtenção e análise dos dados. Uma possível metodologia de implementação de *benchmarking métrico* é a apresentada na Figura 3.22.

O *benchmarking* deve ser visto como um investimento, uma vez que acarreta custos para a empresa, mas o retorno financeiro pode ser elevado. No entanto, não se deve optar pelo *benchmarking* em todas as situações como, por exemplo, em casos onde não há informação sobre como se deve comparar o desempenho, ou sobre o que os clientes/consumidores/utilizadores requerem, ou quando existe apenas uma pessoa a conduzir o estudo (Patrick *et al.*, 1997). Por outro lado, a selecção dos indicadores e dos dados a recolher deve ser parcimoniosa e centrar-se na informação-chave para traduzir o desempenho da organização, do processo ou do sistema.

Podem considerar-se como base de referência para o *benchmarking métrico* os ID, pois permitem a avaliação do desempenho quantitativa e comparativa (Larsson *et al.*, 2002).

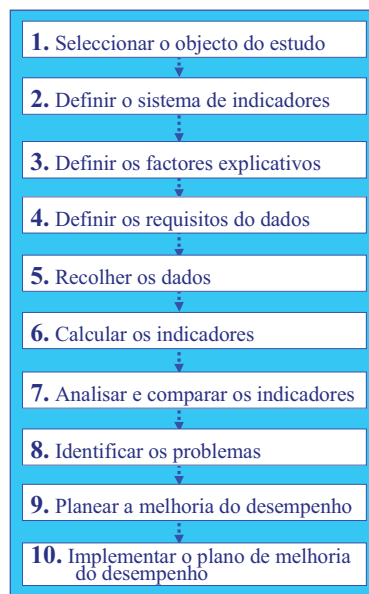


Figura 3.22 – Possível metodologia para implementação do *benchmarking métrico* (adaptada de Patrick *et al.*, 1997 e Cabrera, 2001)

3.3.4.2. Exemplos de aplicação

IBNET

A iniciativa *IBNET* é um exemplo de uma iniciativa internacional de *benchmarking* de grande abrangência, relacionada com aplicações à drenagem das águas residuais, considerando também as águas de abastecimento. A *IBNET* foi originalmente criada pelo Banco Mundial em 1999 e, em 2003, a companhia inglesa WRC foi contratada com o objectivo de melhorar e expandir o sistema, e encontrar uma via para que este se pudesse auto-sustentar, após o final do contrato. A *IBNET* é acessível via Internet (IBNET, 2005) e inclui uma base de dados que contém os seguintes aspectos: níveis de desempenho, de acordo com a sua definição de indicador, desde 1995 a 2003; informação em formato livre, de acordo com o país de origem; no total apresenta dados de cerca de 800 entidades de 86 países. Contém, ainda, uma aplicação (*Benchmarking Toolkit*), que pode ser descarregada e que inclui a definição dos dados e dos indicadores, folhas de cálculo e instruções de utilização. A aplicação permite utilizar o *benchmarking* numa só entidade ou agregar a informação em bases de dados nacionais ou regionais. Na *IBNET* podem encontrar-se os esquemas de *benchmarking* de um só país ou de múltiplos países que constam do Quadro 3.7.

Quadro 3.7 – Esquemas de *benchmarking* existentes na IBNET

Esquema	Países
<i>Um só país</i>	Austrália
	Dinamarca (Danish Water and Wastewater Association)
	Inglaterra e País de Gales
	Etiópia
	Geórgia
	Índia
	Indonésia
	Kazaquistão
	República Kyrgyz
	Lituânia
	Malásia
	Moldova
	Perú
	Rússia
	Escócia
	Tajiquistão
	Ucrânia
Uruguai	
Estados Unidos da América	
Vietname	
<i>Múltiplos países</i>	<i>Asian Cities Handbook</i> (Banco de Desenvolvimento Asiático)
	Estados Bálticos (BUBI Group)
	Water Utilities Partnership (África)
	América do Sul - Andes
	América do Sul- Atlântico
	América Central
Sudeste Asiático (Water Utilities Network - SEAWUN)	

Os indicadores relacionados com as águas residuais encontram-se já apresentados no Quadro 3.6.

Water Environmental Research Foundation

A *Water Environmental Research Foundation* (WERF) desenvolveu um projecto de *benchmarking* para a operação dos sistemas de drenagem, tratamento de águas residuais e gestão de lamas (WERF, 1997). O objectivo principal era identificar, definir e recolher dados comparáveis de custos de operação e manutenção, e informação de práticas correntes, por forma a orientar as entidades gestoras a utilizarem essa informação para melhorarem as suas eficiência e eficácia, na operação dos sistemas. WERF (1997) considera as seguintes sete áreas funcionais de análise: automação, sistema de drenagem de águas residuais, serviço de clientes, gestão de lamas, financeiro-administrativa e de planeamento, recursos humanos e tratamento de águas residuais. Para a área funcional do sistema de drenagem de águas residuais, considera os seguintes três tipos de medidas de desempenho: resultados (relacionados com a qualidade de serviço), eficiência (relacionada com os custos) e eficácia (relacionada com a operação). No Quadro 3.8 apresentam-se as medidas de desempenho, definidas para a realização do *benchmarking métrico*, no que respeita aos sistemas de drenagem de águas residuais.

Quadro 3.8 – Medidas de desempenho para sistemas de drenagem de águas residuais da WERF (1997)

Designação	Medidas de desempenho
Resultados	Número de reclamações
	Número de pedidos anual
	Número descargas anual
	Tempo de reparação de colapsos (horas)
	Percentagem do sistema inspeccionado por ano
	Moratórias devido ao sistema
Eficiência	Custos de manutenção por milha de colector
	Custos de manutenção por Mgal/dia de água residual recolhida
	Custos de manutenção por kWh instalado
Eficácia	Número de empregados por milha de colector
	Número de empregados por Mgal de água residual recolhida
	Nível de infiltração/afluências indevidas
	Número de obstruções anual por milha de colector
	Número de colapsos anual por milha de colector
	Percentagem de ordens de trabalho cumpridas em x dias

WERF (1997) define, ainda:

- factores explicativos gerais, tais com o clima, a condição estrutural do sistema, requisitos legais a cumprir, demografia, capacidade de projecto do sistema, idade do sistema, percentagem de contribuições residenciais e industriais;
- factores explicativos para cada área funcional como, por exemplo para o sistema de drenagem de águas residuais, responsabilidade do sistema, tipo de sistema, nível freático, comprimento da rede de colectores, nível de infiltração e afluências indevidas, materiais dos colectores e ligações domésticas, número de instalações de bombagem, número de descarregadores de tempestade, profundidade dos colectores, topografia;
- requisitos para recolha dos dados necessários por forma a serem comparáveis;
- um modelo para comparar o desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais em termos de custos.

Com base no valor de custo previsto para cada entidade gestora, calculado através de um modelo proposto, cada entidade é classificada num grupo de custos. As entidades de baixo custo apresentam custos reais inferiores aos do modelo. Contrariamente, as entidades de alto custo apresentam custos reais superiores aos do modelo. No modelo proposto em WERF (1997), o custo é função do comprimento da rede, da percentagem de colectores inspeccionados por ano, do número de instalações elevatórias, do salário médio anual de um trabalhador e do custo de

kWh de energia. Este sistema foi aplicado a 105 entidades gestoras de sistemas de drenagem de águas residuais, permitindo o desenvolvimento de dois modelos de custos de operação, para os sistemas de drenagem e águas residuais e para o tratamento de águas residuais e lamas. Este estudo permitiu identificar importantes diferenças nas práticas correntes das entidades e nas características físicas dos sistemas.

Alguns outros exemplos de iniciativas de *benchmarking* relacionados com a drenagem das águas residuais encontram-se sumariamente descritos no Quadro 3.6.

3.3.5. Sistemas de avaliação do desempenho técnico

3.3.5.1. Considerações gerais

Nesta secção descrevem-se vários sistemas de avaliação do desempenho técnico, desenvolvidos em diferentes domínios de engenharia. O objectivo é apresentar as diferentes abordagens existentes, o tipo de aplicações, identificar as suas características, designadamente no que respeita às vantagens, às limitações e à informação que fornecem, para permitir identificar os aspectos relevantes e as lacunas existentes na aplicação à avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana.

3.3.5.2. Avaliação da condição de estruturas em engenharia civil

O *United States Army Corps of Engineers* (USACE) financiou o desenvolvimento de ferramentas e de metodologias de avaliação da condição das estruturas de engenharia civil, sob a sua responsabilidade, com o principal objectivo de prolongar a vida útil das construções existentes e avaliar o benefício económico e a eficácia dos trabalhos de operação e manutenção das construções, de uma forma consistente e unificada para os diferentes tipos de estruturas (por exemplo, muros de retenção, barragens, comportas) (Mckay *et al.*, 1999).

Mckay *et al.* (1999) propõem uma metodologia de avaliação da condição de estruturas em engenharia civil, com a finalidade de estabelecer prioridades de manutenção e de reparação das infra-estruturas. A metodologia baseia-se na atribuição de um Índice de Condição (IC) a cada estrutura, relativamente à sua integridade estrutural e capacidade de desempenhar a função que lhe é devida. O IC tem uma escala de 0 a 100, representando 100 a melhor condição e 0 a pior, e tem três zonas de acção e sete níveis de condição, descritos no Quadro 3.9.

O objectivo é de que o IC indique o que realmente se está a passar presentemente, e não o que irá acontecer no futuro, evitando incorporar informação sobre previsões. O IC considera a

informação sobre a segurança e o serviço das estruturas, não devendo ser encarado como um indicador absoluto da necessidade de reparação da estrutura, mas deve ser sempre avaliado por um especialista, na tomada de decisão.

Quadro 3.9 – Escala do Índice de Condição (traduzido de McKay *et al.*, 1999)

Zona	Índice de condição	Descrição da condição	Ação recomendada
1	85-100	<i>Excelente</i> : sem anomalias notórias. Uso ou idade podem ser visíveis.	Não requer acção imediata.
2	70-84	<i>Boa</i> : apenas são evidentes pequenas anomalias ou deterioração	Análise económica das alternativas de reparação para escolher a acção apropriada.
	55-69	<i>Razoável</i> : apenas são evidentes pequenas anomalias ou deterioração mas o funcionamento não está significativamente afectado.	
	40-54	<i>Marginal</i> : deterioração moderada. Funcionamento ainda adequado.	
3	25-39	<i>Fraca</i> : deterioração grave em, pelo menos, algumas partes da estrutura. Funcionamento inadequado.	Avaliação detalhada para determinar a necessidade de reparação, reabilitação ou reconstrução. Avaliação de segurança.
	10-24	<i>Muito fraca</i> : deterioração extensiva. Funcionamento mau.	
	0-9	<i>Falha</i> : sem funcionamento. Falha geral ou completa de uma componente importante da estrutura.	

O cálculo do IC é realizado com base em fórmulas propostas com base em dados de inspecção e de um inquérito realizado em cerca de 100 locais diferentes. Com base neste estudo, McKay *et al.* (1999) identificaram a relação causa/efeito das disfunções, os parâmetros que permitiam descrever essas disfunções e os métodos para medição desses parâmetros. Após a realização de testes de campo e de calibrações, a metodologia que propõem consiste em calcular o IC através da expressão empírica dada pela Equação (3.8).

$$IC_i = 100 \times (0,4)^{Y_i / Y_{i \max}} \quad (3.8)$$

em que IC_i é o índice de condição da disfunção i , Y_i é a medição que quantifica a disfunção i (por exemplo, a resposta estrutural dada por movimentos ou deslocações da estrutura, relativamente a uma determinada carga) e $Y_{i \max}$ é o valor de Y em que a condição da disfunção i atinge a classificação de *fraca* (cf. Quadro 3.9). A expressão resulta num IC de 100, quando não existe disfunção (i.e. $Y=0$); fornece o resultado de IC de 40, se a disfunção atingir o seu limite (i.e. $Y=Y_{\max}$); e dá um resultado de IC decrescente, mas positivo, se a disfunção (Y) aumentar.

Os mesmos autores identificaram entre 5 e 15 disfunções aplicáveis a cada estrutura, propondo um IC combinado, calculado através de uma média pesada, dada pela Equação (3.9):

$$IC_{comb} = \sum_{Disfunção=i} W_i IC_i \quad (3.9)$$

em que W_i é o peso que estabelece a importância relativa de cada disfunção, aconselhando a que este valor deva ser atribuído por especialistas. No entanto, os autores referem que W_i não é constante, uma vez que, quanto pior for a disfunção, aproximando-se de um valor crítico (i.e. IC_i aproxima-se de zero), a sua importância aumenta, i.e. o seu peso W_i na Equação (3.9) aumenta. Assim, os valores de IC_i devem ser ajustados, através de um factor de ajustamento do peso, FA_i , de:

- 1 - para valores de IC_i correspondentes à Zona 1 (Quadro 3.9);
- valor obtido pela Equação (3.10) - para valores de IC_i correspondentes à Zona 2 (Quadro 3.9);
- 8 - para valores de IC_i correspondentes à Zona 3 (Quadro 3.9).

$$FA_i = 8 - 7 \left[\frac{IC_i - 40}{30} \right], \text{ para } 40 \leq IC_i \leq 69 \quad (3.10)$$

Também nos casos em que se observam disfunções críticas, estas são preponderantes, pelo que IC_{comb} toma o valor do IC destas disfunções, e não é calculado com base na Equação (3.9).

O cálculo dos índices propostos para as diferentes estruturas permite apoiar o estabelecimento de prioridades de acções de operação e manutenção. A utilização destes índices tem vindo a ser aplicada e integrada na estratégia da gestão das estruturas de engenharia civil do USACE.

Considera-se que esta metodologia pode ter aplicabilidade na avaliação do desempenho estrutural de órgãos e estruturas dos sistemas de drenagem. No entanto, esta metodologia restringe-se à condição estrutural presente, não permitindo estabelecer previsões, uma vez que o IC , para cada deficiência, é definido com base numa expressão de relação de causa-efeito, baseada em dados de inspecção. Tal significa que a sua aplicação está condicionada às características dos dados utilizados. Pensa-se, ainda, que o estabelecimento de relações causa-efeito para as disfunções em colectores, pode ser complexa, uma vez que as características dos colectores e as causas e efeitos das disfunções podem variar significativamente, o que pode inviabilizar a aplicação da metodologia aos colectores dos

sistemas de drenagem. Adicionalmente, esta metodologia tem a limitação de não ser aplicável à avaliação do desempenho técnico hidráulico e ambiental destes sistemas, vez que o funcionamento dos sistemas depende de solicitações com grande variabilidade temporal.

3.3.5.3. Avaliação do desempenho em sistemas de distribuição de água

Em Alegre (1992), Coelho (1996) e Coelho (1997), é apresentada uma metodologia para avaliação do desempenho em sistemas de distribuição de água, baseada em indicadores de desempenho calculados a partir da análise, sob pontos de vista específicos, das características ou comportamento da rede em causa. Esta metodologia consiste na selecção e desenvolvimento de três componentes, para cada aspecto de comportamento analisado:

- o valor numérico de uma propriedade ou variável de estado da rede, que se considere representativo do aspecto em apreciação;
- uma curva de penalidade que traça a relação entre os valores dessa variável e uma escala de classificação do desempenho, para cada elemento da rede;
- um operador que permite a agregação espacial dos valores elementares, por forma a poderem ser obtidos valores globais para a totalidade do sistema ou para um dado subsistema.

Através desta metodologia são produzidos valores do desempenho tanto para cada elemento da rede como para a rede como um todo. Existe assim, por um lado, um valor global que é obtido através de um operador específico e representa o desempenho global da rede, e por outro lado, uma população de valores elementares que se presta a um tratamento estatístico básico. Os dois tipos de valores são combinados graficamente em diagramas em que o desempenho técnico do sistema é traçado contra uma gama de condições operacionais, tipicamente simulações de 24 horas ou uma gama de factores de carga de consumo.

O objectivo principal é complementar a análise clássica e simulação das redes com uma ferramenta técnica de apoio à gestão operacional dos sistemas de abastecimento e distribuição de água. Por esta razão, todas as simplificações e considerações realizadas na análise das redes, estão, por inerência, associadas a este método.

Relativamente à propriedade ou variável de estado para medir o desempenho, a selecção deve ser feita ao nível elementar do nó ou da conduta. No que diz respeito à curva de penalidade, esta representa os valores do desempenho, traduzidos pela propriedade ou variável de estado, ao nível do elemento. O desempenho varia entre a situação de ausência de serviço e a de serviço óptimo. Esta curva deve penalizar as situações de desvio, relativamente à situação óptima,

baseando-se no conceito de nível de serviço. Por outro lado, esta curva deve ter uma natureza flexível, por forma a que possa ser definida de acordo com os objectivos do desempenho de quem opera o sistema, e suficientemente simples para que a interpretação dos resultados seja fácil. A escala do desempenho definida, cujo exemplo se apresenta na Figura 3.23, é a seguinte: serviço óptimo – 4, serviço adequado – 3, serviço aceitável – 2, serviço inaceitável – 1 e ausência de serviço – 0.

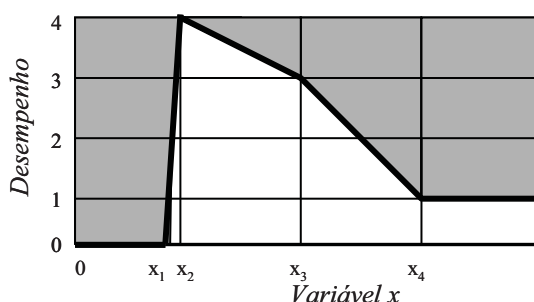


Figura 3.23 – Exemplo de curva de penalidade (adaptada de Coelho, 1997)

Após o cálculo do valor de desempenho para cada elemento da rede, é calculado um valor global do desempenho para o sistema. Define-se uma *função de generalização* através da Equação (3.11), que permite passar dos valores elementares para os da rede.

$$D = W(dm_i) \tag{3.11}$$

onde D é o valor de desempenho global da rede, dm_i é o valor de desempenho do elemento i e W é uma função de transformação que pode ser, por exemplo, uma média simples, uma média pesada, um valor máximo ou mínimo.

Os aspectos considerados na avaliação e as medidas de desempenho apresentam-se no Quadro 3.10.

A representação do desempenho pode ser feita graficamente através de *gráficos do sistema*, que representam a variação do desempenho com os factores de carga, e através de *gráficos de simulação*, que representam a variação do desempenho ao longo de períodos de 24 horas. Na representação gráfica, para além do valor médio de desempenho podem representar-se as bandas dos percentis de 25%, por exemplo, como representadas na Figura 3.24.

Considera-se que esta metodologia permite cobrir vários domínios de avaliação no campo da distribuição da água, baseia-se em indicadores de desempenho e obtém valores de desempenho

quer elementares, quer agregados, a partir da informação elementar, usando a informação contínua, temporal e espacialmente.

Quadro 3.10 – Medidas de desempenho de sistemas de distribuição de água (Coelho, 1997)

Ponto de vista	Aspecto	Medida de desempenho
<i>Hidráulico</i>	<i>Pressão</i>	Pressão nos nós
		Flutuação de pressão nos nós
	<i>Velocidade</i>	Velocidade nas condutas
	<i>Energia</i>	Potência dissipada na rede
Potência fornecida à rede		
<i>Qualidade da água</i>	<i>Substâncias indesejáveis</i>	Concentração
	<i>Substâncias desejáveis</i>	Concentração
	<i>Tempo de permanência na rede</i>	Tempo de percurso
<i>Fiabilidade</i>	<i>Entropia</i>	Alternativas de abastecimento
		Entropia do consumo

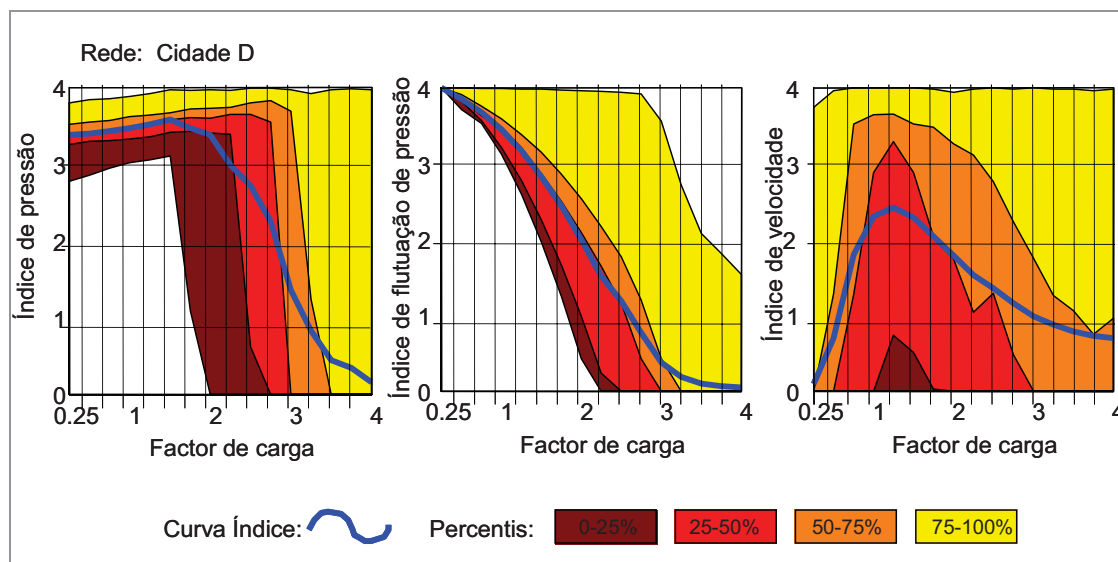


Figura 3.24 – Gráficos do sistema com bandas de percentis (Coelho, 1997)

Esta metodologia normaliza, sintetiza e classifica o desempenho, através de curvas de penalidade, e permite analisar graficamente o desempenho do sistema global quer em função de

factores de carga, quer ao longo do tempo. Esta metodologia é abrangente e tem mostrado resultados eficazes nas suas aplicações aos sistemas de distribuição de água. Estes sistemas, apesar de terem aspectos significativamente distintos dos sistemas de drenagem urbana, apresentam algum paralelismo nas características topológicas, no funcionamento e no tipo de informação de monitorização e de modelação matemática, independentemente das especificidades de cada tipo de sistema. Por estas razões, considera-se que esta metodologia, embora não possa ser aplicada aos sistemas de drenagem urbana, pode servir de base para o desenvolvimento de uma metodologia aplicável a estes sistemas.

3.3.5.4. Avaliação do funcionamento hidráulico de um sistema de drenagem de águas residuais
Blanpain *et al.* (1998) apresentam um método de avaliação do funcionamento hidráulico de um sistema de drenagem de águas residuais, para aplicação na comparação de várias soluções de reabilitação ou de extensão dos sistemas, com base em simulações hidráulicas. Estes autores decompõem o problema a analisar em três componentes:

- a) avaliação da qualidade elementar de funcionamento de um troço;
- b) avaliação da qualidade global do funcionamento do sistema, a partir da qualidade elementar de cada troço;
- c) comparação de cada solução com base na qualidade global.

Segundo este método, é definido um critério global de avaliação *repercussões globais sobre o existente*, que representa as consequências da extensão do sistema sobre o tecido urbano que lhe está associado, com base na agregação de critérios elementares. Esta agregação é feita com base em dois aspectos. Por um lado, a importância do caudal de cada troço (Q_i), justificando que a falha num troço que transporta um caudal baixo provoca menor impacto do que um troço que transporta um caudal elevado; por outro lado, a sensibilidade do tecido urbano relativamente à disfunção dum troço, uma vez que, por exemplo, os impactos de uma inundação numa zona habitada são diferentes dos verificados em zonas não habitadas.

As *repercussões globais sobre o existente* são avaliadas determinando, em primeiro lugar, um *período de insuficiência*, que corresponde ao período de retorno da precipitação que provoca a disfunção no sistema, como por exemplo uma inundação. O funcionamento de cada colector (elemento) é avaliado com base na altura de água de escoamento. Se esta for inferior à profundidade do colector, não existe inundação e o estado do colector corresponde a 1; caso contrário, o estado do colector é 2, o que corresponde à ocorrência de inundação. Posteriormente, determina-se o período de retorno correspondente à insuficiência de cada troço.

Seguidamente, classifica-se o colector utilizando uma função de satisfação, com base no período de retorno da precipitação que causou insuficiência como, por exemplo a função de satisfação linear em que a satisfação (S_{t_i}) é 1 para o período de retorno da precipitação que causa insuficiência de 50 anos e, para valores de período de retorno de precipitação que causam insuficiência menores que 1 ano, a satisfação é 0. Esta avaliação é realizada para o estado actual do sistema e para a proposta de extensão ou reabilitação.

Para a determinação do grau de sensibilidade do tecido urbano a uma falha hidráulica do sistema é necessário um conhecimento detalhado do local, nomeadamente no que respeita à densidade de população, de tráfico e de uso do solo (sendo esta última dependente da componente residencial, comercial ou outras). O cálculo do grau de sensibilidade do tecido urbano (R_i) é realizado através de uma abordagem de “fuzzy sets” estabelecendo regras de atribuição de valores em função das variáveis referidas e é apresentado em detalhe em Blanpain *et al.* (1998).

Seguidamente, calcula-se para cada troço (i) a diferença entre a classificação da *satisfação* do estado actual e da proposta de extensão ou reabilitação (ΔS_{t_i}), após o que se calculam as *repercussões globais sobre o existente* (C) segundo a Equação (3.12):

$$C = \sum_{i=1}^n Q_i R_i \Delta S_{t_i} \quad (3.12)$$

A comparação das alternativas de expansão ou reabilitação é realizada com base no valor do factor C .

Considera-se que o objectivo desta metodologia é restrito, uma vez que se limita à comparação de soluções de projecto (incluindo a reabilitação e expansão dos sistemas) e tem em conta, unicamente, o aspecto hidráulico da inundação, através da avaliação da altura de água e em função de precipitações com determinados períodos de retorno. No entanto, pensa-se que a metodologia tem a vantagem de permitir efectuar o cálculo do desempenho, quer elementar do colector, quer do sistema global, considerando como peso da agregação o caudal do troço. Esta metodologia também tem em conta a consequência de inundações no solo, em função das diferentes ocupações, embora recorra a uma análise muito detalhada e de utilização complexa.

3.3.5.5. Avaliação do desempenho de sistemas de drenagem urbana na Holanda

Geerse e Lobbrecht (2002) apresentam uma metodologia de avaliação do desempenho que foi aplicada a um sistema de drenagem urbana da cidade de Roterdão, Holanda. Consideram

diferentes interesses, objectivos e requisitos de funcionamento, com importâncias diferentes na análise, traduzidas por pesos, cujos exemplos se apresentam no Quadro 3.11.

Quadro 3.11 – Objectivos operacionais para os sistemas de drenagem urbana da cidade de Roterdão (traduzido de Geerse e Lobbrecht, 2002)

Interesse	Prioridade	Objectivo (O)	Peso (w_o)
Prevenção de inundações (bens comuns)	1	Segurança e saúde das pessoas	Absoluto
	2	Redução de perdas materiais	Absoluto
Ecologia/natureza/fim recreativo (interesses sectoriais)	3	Redução da poluição das águas superficiais	
	3a	Canais e lagos	30
	3b	Rios	3
	3c	Descarga de poluentes de ETAR	9
Gestão da água (interesses operacionais)	4	Redução de custos de operação	3
	5	Redução da sedimentação em colectores	1
	6	Redução de odores	Não incluído por falta de medições

Estes autores propõem o cálculo de indicadores de desempenho através da Equação (3.13), para condições de tempo seco e para eventos de precipitação.

$$ID_{cd} = \sum_{i=1}^n O_i w_{oi} \text{ , sendo } \sum_{i=1}^n w_{oi} = 1 \quad (3.13)$$

onde ID_{cd} é um índice de desempenho adimensional para a condição da solicitação ao sistema cd (tempo seco ou evento de precipitação), n é o número de objectivos, O é o objectivo e w_o é o peso do objectivo O .

O cumprimento dos objectivos é avaliado com base em variáveis do sistema, podendo aplicar-se pesos às variáveis. O cumprimento dos objectivos CO pode ser determinado usando a Equação (3.14).

$$CO = \sum_{i=1}^m ID_i W_i \text{ , sendo } \sum_{i=1}^m W_i = 1 \quad (3.14)$$

em que CO é a proporção do cumprimento dos objectivos, m é número de indicadores de desempenho, ID é o indicador de desempenho, W é o peso do indicador.

Geerse e Lobbrecht (2002) separam a análise para condições de tempo seco e eventos de precipitação, uma vez que o sistema tem um desempenho diferente para cada condição referida. Estes autores consideram como inaceitáveis as condições de funcionamento de descargas de sistemas unitários em tempo seco. Consideram, ainda, que para a situação de tempo seco, devem ser optimizados os seguintes aspectos: o padrão de caudais na ETAR, com vista à operação de instalações elevatórias e válvulas, o consumo de energia, os custos de electricidade e, entre outros, a sedimentação de lamas em colectores.

No que respeita aos eventos de precipitação, Geerse e Lobbrecht (2002) consideram que a redução dos custos de electricidade e a variação gradual dos caudais na ETAR não são relevantes. O principal objectivo é prevenir as descargas em canais, lagos e rios e, também, não exceder a capacidade máxima da ETAR.

Os mesmos autores definiram 5 indicadores de desempenho para avaliar as condições de tempo seco, dos quais classificaram 3 como indicadores de processo ($I_{DWF1.1}$, $I_{DWF1.2}$ e $I_{DWF1.3}$) e 2 como indicadores técnicos ($I_{DWF2.1}$ e $I_{DWF2.2}$). Definiram, também, 4 indicadores para avaliar as condições na ocorrência de precipitação (I_{SWF1} , I_{SWF2} , I_{SWF3} e I_{SWF4}), que seguidamente se descrevem. Nas condições de ocorrência de precipitação, fizeram uma comparação entre resultados medidos e calculados para a situação óptima. A diferença entre os dois conjuntos de valores fornece o desempenho do sistema, sendo que, quanto menor é esta diferença melhor é o desempenho, e vice-versa. A situação optimizada é calculada através de programação linear utilizada de forma sucessiva, indicando uma estratégia óptima de controlo do sistema, em cada instante.

$I_{DWF1.1}$ – Nível de água

Este indicador está relacionado com os objectivos de prevenção de descargas do sistema para canais, bacias e rios (prioridade 3a e 3b do Quadro 3.11) e com o objectivo de deposição de sedimentos nos colectores (prioridade 5 do Quadro 3.11). Geerse e Lobbrecht (2002) explicam que, em tempo seco, por um lado é inaceitável que o nível de água aumente de forma a provocar descargas, por outro lado, o aumento do nível de água cria condições favoráveis à deposição de sedimentos, por descarregar para outros colectores (drenos secundários) em que as velocidades do escoamento são baixas. Neste indicador, o nível de água deve ser mantido abaixo de um determinado valor (nível de soleira do dreno secundário), o que corresponde ao melhor desempenho tomando a classificação de 1.

I_{DWF1.2} – Nível de água

Este indicador está relacionado com o objectivo de redução dos custos operacionais (prioridade 4 do Quadro 3.11) e permite verificar se o sistema é descarregado, pelo menos uma vez por dia, uma vez que se as águas residuais se mantêm paradas podem causar a deterioração do sistema, provocando a corrosão dos colectores e câmaras de visita. Este aspecto é importante para o sistema de drenagem de Roterdão, devido à sua complexidade e ao facto da bombagem de águas residuais ser intensivamente utilizada, existindo trinta instalações elevatórias que descarregam para cinco ETAR.

I_{DWF1.3} – Caudal

Este indicador está relacionado com os objectivos de descargas de poluentes da ETAR (prioridade 3c do Quadro 3.11) e redução dos custos operacionais (prioridade 4 do Quadro 3.11). O caudal que chega à ETAR não deve apresentar variações rápidas para que, por um lado, se possa manter a elevada eficiência de tratamento e, por outro, reduzir o consumo de energia da parte da rede sob pressão.

I_{DWF2.1} – Número de arranques de bombas por hora

Este indicador está relacionado com o objectivo de redução dos custos operacionais (prioridade 4 do Quadro 3.11) visto que, de cada vez que a bomba arranca, existem perdas de energia adicionais, sendo mais eficiente manter um caudal contínuo do que o funcionamento intermitente das bombas.

I_{DWF2.2} – Consumo de energia e caudal

Este indicador está relacionado com o objectivo de redução dos custos operacionais (prioridade 4 do Quadro 3.11) uma vez que a eficiência das bombas deve ser o mais elevada possível.

I_{SWF1} – Sobrecarga hidráulica da ETAR

Este indicador está relacionado com o objectivo de descargas de poluentes da ETAR (prioridade 3c do Quadro 3.11), e pretende avaliar se, em situações em que ocorreram descargas do sistema, o caudal chegado à ETAR, anteriormente à descarga, era ou não superior à capacidade hidráulica da ETAR. Existe um mau desempenho no caso de uma redução da descarga de excedentes, à custa da sobrecarga hidráulica da ETAR.

I_{SWF2} – Caudal máximo da bacia

Este indicador está relacionado com os objectivos de prevenção de descargas do sistema para canais, bacias e rios (prioridade 3a e 3b do Quadro 3.11). Pretende

avaliar se a saída de caudal do sistema está a funcionar de forma óptima, anteriormente à ocorrência de uma descarga (por exemplo, se não se verificou a paragem de bombas).

I_{SWF3} – Descargas nas estações de bombagem

Este indicador está relacionado com os objectivos de prevenção de descargas do sistema para rios (prioridade 3b do Quadro 3.11). Pretende comparar o volume de descargas nas estações de bombagem na situação real e optimizada. Se o primeiro volume for maior do que o segundo, significa que houve descargas de poluentes para os rios.

I_{SWF4} – Descargas de sistemas unitários por ocorrência de precipitação

Este indicador está relacionado com os objectivos de prevenção de descargas do sistema para canais e lagos (prioridade 3a e 3b do Quadro 3.11). Permite verificar qual a percentagem de enchimento do sistema na ocorrência de descargas de sistemas unitários em tempo de chuva, que deveria ser 100%.

Pode dizer-se que esta metodologia considera diferentes pontos de vista de análise, tais como: o hidráulico, no que respeita às inundações e à acumulação de sedimentos; o ambiental, relativo às descargas e à eficiência de tratamento; e o económico, no que concerne o arranque e a eficiência das bombas.

Considera-se que a metodologia apresentada apresenta a desvantagem de ter sido desenvolvida especificamente para um sistema da cidade de Roterdão. Adicionalmente, o facto de a avaliação ser feita de forma distinta, para tempo seco e para a ocorrência de precipitação, torna a sua utilização mais complexa. Relativamente à apreciação dos indicadores que são propostos nesta metodologia, pode dizer-se que a utilização da altura de escoamento para avaliar a deposição de sedimentos, não parece ser a melhor opção para aplicar a outros sistemas, uma vez que a deposição de sedimentos depende, também, de outras características do escoamento como, por exemplo, a velocidade. Adicionalmente, a consideração do esvaziamento do sistema, para avaliar a ocorrência de águas estagnadas, não parece ser a situação mais indicada, uma vez que é possível ocorrer estagnação das águas, sem que o sistema esvazie. No entanto, deve ter-se em conta a situação particular do sistema em que foi desenvolvida e realizada esta aplicação.

Fazendo uma apreciação relativamente ao funcionamento por ocorrência de precipitação, constata-se que a situação real é comparada com o funcionamento optimizado do sistema, sendo a avaliação feita unicamente em relação às descargas. Por este motivo, considera-se que esta avaliação pode ser redutora, uma vez que não entra em conta com as consequências de possíveis

inundações. Por outro lado, a necessidade de recorrer à optimização dificulta a aplicação da avaliação, e torna a classificação menos objectiva, uma vez que depende apenas das condições óptimas de funcionamento do sistema. Por este motivo, a comparação do desempenho de diferentes sistemas poderá não ser clara. Relativamente a este aspecto, considera-se ser importante incluir na classificação do desempenho as características do sistema, e os critérios regulamentares ou de operação, podendo estes ser distintos de sistema para sistema.

3.3.5.6. Avaliação do desempenho por observação e estimação para a reabilitação de sistemas de drenagem urbana

A metodologia proposta em Le Gauffre *et al.* (2002) e Breysse *et al.* (2004) é baseada num conjunto de indicadores de desempenho para aplicações específicas de reabilitação. Estes indicadores encontram-se apresentados no Quadro 3.6, e correspondem aos do projecto REREAU, que adopta esta metodologia. Na presente 3.3.5.6 faz-se a descrição desta metodologia, uma vez que ela é, também, aplicável à avaliação técnica dos sistemas de drenagem urbana.

Os indicadores considerados estão divididos nos seguintes tipos, aos quais estão associadas aplicações à escala do colector ou da bacia:

- risco de deficiência (escala do colector);
- deficiência estimada (escala do colector);
- deficiência observada (escala do colector e da bacia);
- vulnerabilidade do ambiente urbano ou do meio receptor (escala do colector e da bacia);
- impactos ambientais estimados (escala do colector e da bacia);
- impactos observados (escala do colector e da bacia);
- pontos críticos (escala do colector e da bacia).

Esta metodologia assume que o desempenho depende do nível de deterioração e das anomalias dos colectores, que podem ser quantificadas através de inspecção directa. As anomalias causam deficiências de funcionamento, que podem ser ou não permitidas, em função do grau e das respectivas consequências. Desta forma, estes autores definem o nível de desempenho, com base no conceito de impacto, como uma combinação do nível de deficiência e da vulnerabilidade, dada através da Equação (3.15). O desempenho de um colector pode ser deficiente, quer por existência de uma anomalia grave e baixa vulnerabilidade do colector, quer por existência de uma anomalia moderada em ambiente de grande vulnerabilidade.

$$\text{Nível de desempenho} = \text{Nível de deficiência} \times \text{Vulnerabilidade}^\gamma \quad (3.15)$$

Sendo γ um coeficiente que permite definir o peso relativo do objectivo da avaliação face à deficiência e à vulnerabilidade. Os valores mais altos de γ correspondem a dar mais peso à vulnerabilidade do que à deficiência e vice-versa.

São consideradas as catorze deficiências, já apresentadas no Quadro 3.6, relativamente ao projecto REREAU. Cada deficiência e vulnerabilidade são classificadas em quatro níveis:

- Nível 1 – o colector obedece a todos os requisitos;
- Nível 2 – o colector comporta-se de forma satisfatória, de acordo com os critérios do gestor do sistema;
- Nível 3 – o colector necessita de atenção;
- Nível 4 – o colector necessita de intervenção com prioridade.

O desempenho do sistema de drenagem é avaliado relativamente aos vários critérios, ou deficiências, e a classificação global de cada colector é calculada com base na média pesada da classificação de cada critério. A classificação global do sistema, relativa a cada critério, é calculada a partir do número de colectores que apresentam, respectivamente, os níveis 1, 2, 3 e 4, atrás apresentados. Pode, assim, obter-se uma matriz com a classificação combinada, da vulnerabilidade e da deficiência.

Esta metodologia dirige-se, essencialmente, ao estabelecimento de prioridades de reabilitação, baseando-se, fundamentalmente, na observação (inspecção visual ou medições) e na previsão, do envelhecimento do sistema, através de modelos com uma relativa complexidade. A utilização destes modelos requer a existência de um conjunto de dados históricos. Como apreciação desta metodologia, pensa-se que as características referidas podem dificultar a sua aplicação prática, para a maioria das entidades gestoras, no que respeita à comparação do desempenho entre sistemas diferentes e para a avaliação ou previsão da evolução do desempenho ao longo do tempo.

3.3.5.7. Avaliação do desempenho de sistema de drenagem de águas residuais com vista à optimização de acções de reabilitação

Bennis *et al.* (1998) descrevem um método de avaliação do desempenho de sistemas de drenagem urbana com vista à optimização de acções de reabilitação. Estes autores consideram que a avaliação do desempenho é feita ao nível do colector, obtido através da média pesada do desempenho estrutural, com base em inspecções, e dos desempenhos hidráulico e ambiental, com base em modelos de simulação, para cada técnica de reabilitação considerada.

O desempenho estrutural é calculado com base numa média pesada das classificações da estabilidade da estrutura, funcionamento hidráulico e estanquidade.

A avaliação do desempenho hidráulico é feita considerando a capacidade do colector escoar o caudal de projecto, sem entrada em carga. A classificação do desempenho hidráulico faz-se numa escala de 1 a 9, segundo a Equação (3.16).

$$D_i = D_{\min} + (D_{\max} - D_{\min}) \left[1 - \left(\frac{PR_i - \Delta H_i + dh}{PR_i} \right)^n \right] \quad (3.16)$$

$$\text{em que, se } \left(\frac{PR_i - \Delta H_i + dh}{PR_i} \right) > 1 \text{ então } \left(\frac{PR_i - \Delta H_i + dh}{PR_i} \right) = 1$$

em que D_i é a classificação do desempenho do colector i , D_{\min} corresponde ao melhor desempenho (com um valor de 1), D_{\max} corresponde ao pior desempenho (com um valor de 9), ΔH_i é a carga de água no colector i , referida ao topo do colector, na sua secção de montante, PR_i é a diferença entre a cota do terreno e a cota do topo do colector, dh é o aumento da cota piezométrica devido a efeitos de jusante, ou a perda de carga do colector de jusante (valor igual a zero quando não têm lugar efeitos de jusante), n é um parâmetro que permite dar uma maior ou menor importância à entrada em carga ou à ocorrência de inundação.

Deste modo, a avaliação em cada colector inicia-se de jusante para montante. Se não existir influência de jusante, dh é nulo; se o escoamento se faz em superfície livre, ΔH_i é também nulo e o desempenho é adequado, tomando o valor 1; quando ΔH_i é igual a PR_i , ocorre inundação e o desempenho toma o pior valor, igual a 9. O parâmetro n permite dar maior ou menor importância à entrada em carga ou inundação, podendo depender da vulnerabilidade do local. Por exemplo, se n é zero, a entrada em carga ou a inundação não são relevantes para a classificação do desempenho. Quando existem condições de jusante que influenciem o escoamento (por exemplo, causando regolfos), dh não é nulo, tendo-se em conta, na avaliação desta situação, que o mau desempenho do colector é causado por um mau funcionamento do colector a jusante e não resulta, necessariamente, do comportamento hidráulico do próprio colector.

A avaliação do desempenho ambiental é feita considerando o desempenho de toda a bacia de drenagem, tendo em conta o volume total descarregado de águas residuais, a sua concentração em poluentes e o local da descarga. Determina-se inicialmente um índice de desempenho para

cada poluente considerado, que pode ser a CBO₅, a CQO, os SST, os metais pesados ou os coliformes. O factor de desempenho ambiental é uma média pesada dos índices calculados. O cálculo de cada índice é feito de acordo com a Equação (3.17).

$$E^{pl} = \sum_{l=1}^{nd} \frac{l}{ne} \sum_{k=1}^{ne} RV_l Z_{k,l}^p \quad (3.17)$$

em que E^{pl} é o índice ambiental do poluente pl , nd o número de descargas, l o local de descarga, ne o número de eventos, k o evento de precipitação, RV_l o índice de vulnerabilidade do local l (por exemplo, toma o valor 2 para locais muito vulneráveis, 1 para locais vulneráveis, 0,5 para locais pouco vulneráveis) e $Z_{k,l}^p$ um coeficiente que traduz a importância de ultrapassar a carga máxima permitida do poluente p , no local l , para o evento de precipitação k .

A definição de $Z_{k,l}^p$ pode ser, por exemplo, a seguinte:

$$\begin{aligned} Z_{k,l}^p = 0, \text{ o que corresponde a um impacto negligenciável, se} & \quad 0 \leq \frac{CH_{k,l}^p}{CH_{adm}^p} < 1 \\ Z_{k,l}^p = 3 & \quad 1 \leq \frac{CH_{k,l}^p}{CH_{adm}^p} < 2 \\ Z_{k,l}^p = 9 & \quad 2 \leq \frac{CH_{k,l}^p}{CH_{adm}^p} < 5 \\ Z_{k,l}^p = 27, \text{ o que corresponde a um impacto muito grave, se} & \quad 5 \leq \frac{CH_{k,l}^p}{CH_{adm}^p} \end{aligned}$$

em que:

$$\frac{CH_{k,l}^p}{CH_{adm}^p} = Cn_{k,l}^p \times V_{k,l} \quad (3.18)$$

sendo $CH_{k,l}^p$ a carga do poluente p descarregada no local l , para evento de precipitação k ; $Cn_{k,l}^p$ a concentração do poluente p do volume descarregado no local l , para o evento de precipitação k ; $V_{k,l}$ o volume descarregado no local l , para evento de precipitação k e CH_{adm}^p é calculado pela Equação (3.19):

$$CH_{adm}^p = V_{jus} \times Cn_{adm}^p - V_{mon} \times Cn_{mon}^p \quad (3.19)$$

sendo V_{jus} o volume transportado, durante o evento, pelo curso de água imediatamente a jusante do ponto de descarga; V_{mon} o volume transportado, durante o evento, pelo curso de água imediatamente a montante do ponto de descarga; Cn_{adm}^p a concentração admissível do poluente p e Cn_{mon}^p a concentração do poluente p a montante do ponto de descarga.

O factor de desempenho ambiental calcula-se através da média ponderada dos índices dos diferentes poluentes p .

Para além da avaliação do desempenho descrita, Bennis *et al.* (1998) consideram os custos de manutenção e sociais, como funções a minimizar, na optimização das acções de reabilitação dos sistemas.

Esta metodologia avalia o desempenho ao nível elementar, do colector, relativamente a intervenções de reabilitação. Considera-se que, do ponto de vista hidráulico, a classificação do desempenho, utilizando como base unicamente a comparação com a situação de projecto, pode ser limitada, uma vez que, na prática, se verificam frequentemente alterações às condições de projecto. Nestes casos, o desempenho do sistema pode manter-se adequado. Por outro lado, os desempenhos hidráulico e ambiental podem ser considerados adequados, na situação de projecto, quando, na realidade, se pode verificar a ocorrência de descargas indesejáveis no sistema. Desta forma, a avaliação do desempenho do sistema real para condições distintas como, por exemplo, a previsão de outras solicitações, fica condicionada. Esta metodologia aplica-se, essencialmente, ao estabelecimento de prioridades de reabilitação, não permitindo comparar o desempenho entre diferentes sistemas nem a evolução do desempenho ao longo do tempo.

3.3.6. A avaliação do desempenho e a gestão da qualidade

Tradicionalmente, o objectivo de uma empresa era fornecer produtos ou serviços atempadamente, com uma boa qualidade e ao menor preço, satisfazendo as exigências dos consumidores ou utilizadores e assegurando vendas a curto, médio e longo prazos. O controlo da qualidade baseava-se essencialmente na inspecção e correcção do produto ou serviço à *posteriori*.

A definição de *qualidade* não é única. Ernst e Young (1990, *op. cit. in* Males, 1991) definem *qualidade* como sendo simultaneamente “*a conformidade de um produto ou serviço com as especificações, ou seja a ausência de defeitos, e a satisfação dos requisitos do cliente ou utilizador pelo produto ou serviço fornecidos*”. De acordo com a norma NP EN ISO 8402

(1997), “*qualidade é um conjunto de características de uma entidade que lhe conferem aptidão para satisfazer as necessidades explícitas ou implícitas*”. Nesta definição, é condição necessária à existência de boa qualidade a satisfação do cliente ou utilizador. No entanto, esta condição não é suficiente uma vez que o facto de satisfazer o cliente ou utilizador não garante a existência de qualidade num produto ou serviço. Braz (1995) descreve a qualidade de um produto como sendo a conformidade deste com os requisitos que permitem satisfazer as expectativas dos clientes, a um preço considerado por estes aceitável.

A garantia da qualidade baseia-se no princípio de que a prevenção traz maiores benefícios do que as correcções, ou seja, é mais benéfico realizar correctamente de início e não ter que corrigir, refazendo. A garantia da qualidade permite o controlo de qualidade de um processo, produto ou serviço desde o planeamento até à pós-venda, passando pelo projecto, produção e venda. A implementação de um sistema de garantia da qualidade deve fazer parte da política de qualidade de uma empresa envolvendo todos os elementos da empresa que, de uma forma responsável, deverão assegurar que uma boa qualidade é atingida logo na primeira iteração (IQA, 1980).

Desta forma, a conformidade do produto com os requisitos traduz-se pela *eficácia* e o estabelecimento de um preço aceitável pressupõem a existência de *eficiência*. A satisfação do cliente ou utilizador pode traduzir-se no nível de serviço. Estes aspectos podem ser apreciados através da avaliação do desempenho.

A gestão da qualidade é o aspecto da actividade geral de gestão que define, determina e implementa a política da qualidade. Tem como objectivo principal garantir a qualidade, ou seja, proporcionar a confiança num produto ou serviço através de um conjunto de acções programadas e sistemáticas indispensáveis (Tomé, 1991, *op. cit. in* Matos, 1993a).

A implementação de sistemas de gestão da qualidade é vista como uma forma de aumentar a competitividade das empresas, factor cada vez mais importante numa época de internacionalização de mercados, de aumento concorrencial e de exigências a todos os níveis (clientes, reguladores, ambientais e legais). Como instrumentos para a sua implementação referem-se as normas ISO. A norma ISO 9001 (2000) é um documento de referência internacional que pretende promover e normalizar a implementação de sistemas de gestão da qualidade nas empresas, por forma a garantir a melhoria da satisfação do cliente ou utilizador, por aproximação aos requisitos por ele pretendidos. A norma ISO 14001 (2004) especifica os requisitos para a implementação de um sistema de gestão ambiental, visando permitir que uma organização possa desenvolver e implementar uma política, e definir objectivos, que tenham em

conta os requisitos legais, e outros subscritos pela organização, e outra informação sobre os aspectos ambientais relevantes. Desta forma permite satisfazer as necessidades de um conjunto de partes interessadas e de protecção do ambiente. A norma ISO/IEC 17000 (2004) especifica os termos gerais e as definições relacionadas com a avaliação da conformidade, incluindo a acreditação da conformidade das entidades ou laboratórios.

No que se refere às entidades gestoras dos sistemas de águas residuais, os principais problemas que afectam a qualidade global dos serviços são de diversos âmbitos, referindo-se os aspectos técnicos, como aqueles que mais se relacionam com o presente trabalho, mas percorrendo, também, aspectos institucionais, organizacionais, económicos, ambientais e sociais. Relativamente aos aspectos técnicos podem considerar-se todas as fases, tais como o planeamento, projecto, construção, operação e manutenção, reabilitação e a monitorização dos sistemas (Matos e Baptista, 2000).

A avaliação do desempenho faz parte da implementação dos sistemas de gestão da qualidade, permitindo definir objectivamente os níveis de variação dos processos, a definição dos critérios da qualidade do cliente ou utilizador e os níveis de serviço, assim como os valores guia ou objectivo a atingir. O *benchmarking* pode, ainda, permitir que as melhores práticas identificadas entre os competidores sejam incorporadas como procedimentos da operação da entidade (WERF, 1997) apoiando, assim, uma gestão da qualidade.

3.3.7. A avaliação do desempenho e a qualidade dos dados

3.3.7.1. Considerações gerais

A qualidade da avaliação do desempenho depende, naturalmente, da qualidade dos dados utilizados. É, deste modo, importante conhecer a fiabilidade e exactidão dos dados para se ter informação sobre a qualidade da avaliação realizada.

O estudo de *benchmarking*, reportado em WERF (1997), refere que neste tipo de estudos deve haver a preocupação de recolher dados consistentes, comparáveis e completos. No entanto, existem obstáculos à realização de comparações de desempenho no que se refere aos dados, porque se verificam dificuldades na obtenção de dados financeiros comparáveis e, muitas vezes, os dados operacionais não têm a fiabilidade mínima requerida. A análise da qualidade dos dados foi feita através de verificações cruzadas de dados e, nos casos onde se verificou baixa fiabilidade, esses dados não foram considerados.

Em Jordan *et al.* (2001) são apresentados os seguintes aspectos que se devem ter em conta na verificação da qualidade dos dados utilizados numa avaliação do desempenho: exactidão dos dados, inconsistências obtidas por cruzamento de dados, enfiamento no processo de recolha dos dados, erros de amostragem e comparabilidade dos dados. A forma de o fazer não é descrita com detalhe.

Em OFWAT (2002) é apresentado um esquema de atribuição de graus de confiança associados à informação disponível, para uso no cálculo dos indicadores de desempenho em Inglaterra e no País de Gales, a ser aplicado, actualmente, com sucesso, em alguns países. Nos sistemas de indicadores de desempenho da IWA, para avaliação dos serviços de águas (Alegre *et al.*, 2002) e de águas residuais (Matos *et al.*, 2003), esta metodologia é utilizada, com a proposta de análise adicional de cálculo dos graus de confiança quer para as variáveis, quer para os indicadores de desempenho.

Em EEA (2003b) são apresentados procedimentos a ter em conta no controlo da qualidade dos dados dos Estados-membros, aos níveis regional e nacional, que fazem parte da Eurowaternet. A Eurowaternet é um processo de recolha de informação de recursos hídricos (rios, lagos, águas subterrâneas, estuários, costeiras e marinhas, emissões e quantidade) da Agência Europeia do Ambiente. A Eurowaternet é baseada em redes de estações de monitorização concebidas para fornecer os dados relevantes para a legislação europeia e políticas de desenvolvimento, ao nível Europeu, e é com base nesta informação que são calculados os indicadores europeus.

A Agência Europeia do Ambiente (AEA) identificou como um aspecto importante a qualidade dos dados, traduzida pela sua fiabilidade. Por esta razão, desenvolveu um índice de qualidade dos dados para permitir aos utilizadores da informação decidirem sobre a comparabilidade e qualidade dos dados e estimular os países a melhorarem os procedimentos de recolha de dados. Assim, ao nível regional, descrevem procedimentos para o controlo da qualidade da amostragem e para o controlo da qualidade das análises; ao nível nacional, apresentam verificações a efectuar ao nível lógico e de cruzamento de informação, estatístico e genéricas para cada origem de dados; ao nível europeu, descrevem a forma de validação dos dados, incluindo o tipo e a quantidade de informação, o formato, as falhas de informação e valores espúrios. O índice de qualidade dos dados é determinado com base num inquérito com oito questões sobre o procedimento de recolha dos dados, atribuindo uma classificação a cada categoria dos dados. O valor mais alto é 12 e corresponde à existência de rotinas de controlo de qualidade, o valor mais baixo é zero quando estas não existem.

3.3.7.2. Graus de confiança

Para as entidades gestoras, os graus de confiança constituem um método racional para qualificar a fiabilidade e a exactidão da informação disponibilizada. Os graus de confiança devem ser atribuídos de forma a reflectir o estado real e actual dos dados, e não o estado futuro que, eventualmente, se pretenda que atinjam (Turrell, 1995, *op. cit. in Matos et al.*, 2004a). Segundo OFWAT (2002) podem definir-se bandas de fiabilidade e de exactidão, de acordo com o Quadro 3.12 e com o Quadro 3.13, respectivamente.

A fiabilidade dos dados descreve a qualidade da informação, com base na origem dos dados e nos procedimentos utilizados para a sua obtenção.

A exactidão é definida como sendo a aproximação entre o resultado de uma dada medição e o valor (convencionalmente) correcto da variável a ser medida é, assim, uma medida da incerteza dos dados. A exactidão contabiliza o erro relativo ao conjunto de processos de aquisição e processamento do dado, incluindo o erro decorrente de eventual extrapolação entre medidas pontuais e o valor global fornecido.

As bandas de exactidão que a seguir se apresentam baseiam-se no sistema adoptado em Inglaterra e no País de Gales. Estas bandas devem ser aplicadas à medição e não ao equipamento de medida – por exemplo, nalguns casos o equipamento pode apresentar uma elevada exactidão, mas ser utilizado fora da respectiva gama de medição ou em condições de instalação inadequadas. Sempre que a exactidão da medição não puder ser avaliada, deve ser considerada como superior a 100% (Matos *et al.*, 2004a).

Os graus de confiança dos dados consistem num código alfanumérico, que associa a banda de fiabilidade e a banda de exactidão – por exemplo:

A2 – Dados baseados em registos fidedignos (Banda A, Muito Fiável), que se estima estarem dentro de $\pm 5\%$ (Banda de exactidão 2).

C4 – Dados baseados em extrapolação a partir de uma amostra limitada (Pouco Fiável, Banda C), que se estima estarem dentro de $\pm 25\%$ (Banda de exactidão 4).

As bandas de fiabilidade e de exactidão formam a matriz de graus de confiança apresentada no Quadro 3.14.

Os graus de confiança devem ser avaliados para cada entidade gestora e para cada medida de avaliação, variável e indicador.

Quadro 3.12 – Bandas de fiabilidade (Matos *et al.*, 2004a)

Bandas de fiabilidade	Dados reais	Previsões
A – MUITO FIÁVEL	Baseados em registos fiáveis, procedimentos, investigações ou análises devidamente documentadas e reconhecidas como correspondendo aos melhores métodos de avaliação disponíveis.	Baseadas em extrapolações de registos de elevada qualidade, cobrindo, ou sendo aplicáveis a 100% da área de influência da entidade gestora, mantidos e actualizados durante o período mínimo de 5 anos. A previsão terá sido revista durante o período de referência.
B – FIÁVEL	De uma forma geral, como na banda A, mas com limitações menores como, por exemplo, a falta de alguma da documentação, a antiguidade da avaliação, alguma confiança em registos não confirmados, ou a realização de algumas extrapolações.	Baseadas em extrapolações de registos cobrindo, ou sendo aplicáveis a mais de 50% da área de influência da entidade gestora, mantidos e actualizados durante o período mínimo de 5 anos. A previsão terá sido revista durante os dois anos anteriores.
C – POUCO FIÁVEL	Baseados na extrapolação a partir de uma amostra limitada para a qual está disponível a banda A ou B.	Baseadas em extrapolações de registos cobrindo mais de 30% da área de influência da entidade gestora. A previsão terá sido revista durante os cinco anos anteriores.
D – SEM FIABILIDADE	Baseados em relatos orais não confirmados e/ou em inspecções ou análises sumárias.	Baseadas em informação extrapolada não conforme com as bandas A, B ou C.

Quadro 3.13 – Bandas de exactidão (Matos *et al.*, 2004a)

Designação	Bandas de exactidão
1	$-1\% \leq \text{exactidão} \leq +1\%$.
2	$-5\% \leq \text{exactidão} < -1\%$ ou $+1\% < \text{exactidão} \leq +5\%$.
3	$-10\% \leq \text{exactidão} < -5\%$ ou $+5\% < \text{exactidão} \leq +10\%$.
4	$-25\% \leq \text{exactidão} < -10\%$ ou $+10\% < \text{exactidão} \leq +25\%$.
5	$-50\% \leq \text{exactidão} < -25\%$ ou $+25\% < \text{exactidão} \leq +50\%$.
6	$-100\% \leq \text{exactidão} < -50\%$ ou $+50\% < \text{exactidão} \leq +100\%$.
X	Exactidão $< -100\%$ ou exactidão $> +100\%$, ou pequenos números.

Para que sejam possíveis comparações entre entidades gestoras, os graus de confiança devem ser escolhidos de forma adequada e aplicados de forma consistente. As descrições acima apresentadas constituem valores mínimos expectáveis para atingir a qualidade da informação pretendida. Claramente, os graus de confiança A1 ou A2 podem ser atingidos para algumas das variáveis de entrada, embora possam não ser atingíveis na generalidade. As entidades gestoras são encorajadas a desejar atingir um grau B2 (i.e., bom ou excelente) ou melhor.

Quadro 3.14 – Matriz de graus de confiança (Matos *et al.*, 2004a)

Bandas de Exactidão (%)	Bandas de fiabilidade			
	A	B	C	D
[0; 1]	A1	++	++	++
]1; 5]	A2	B2	C2	++
]5; 10]	A3	B3	C3	D3
]10; 25]	A4	B4	C4	D4
]25; 50]	++	++	C5	D5
]50; 100]	++	++	++	D6

Nota: “++” indica graus de confiança considerados como incompatíveis

Em Alegre *et al.* (2006) é apresentada uma evolução, como resultado do teste de campo do sistema de indicadores de desempenho da IWA, da análise dos graus de confiança dos dados. Nesta segunda versão do manual de indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água são consideradas apenas três bandas de exactidão, apresentadas no Quadro 3.15, e três bandas de fiabilidade correspondentes às bandas A, B e C do Quadro 3.12.

Quadro 3.15 – Bandas de exactidão adoptadas por Alegre *et al.* (2006)

Designação	Bandas de exactidão
0 - 5%	$-5\% \leq \text{exactidão} \leq +5\%$.
5 - 20%	$-20\% \leq \text{exactidão} < -5\%$ ou $+5\% < \text{exactidão} \leq +20\%$.
20 - 50%	$-50\% \leq \text{exactidão} < -20\%$ ou $+20\% < \text{exactidão} \leq +50\%$.
> 50%	Exactidão < -50% ou exactidão > +50%.

Os mesmos autores referem que a fiabilidade e a exactidão devem ser determinadas para cada dado utilizado e que a exactidão dos resultados deve também ser calculada, preferencialmente de uma forma quantitativa, de acordo com a lei de propagação das incertezas das medições definida em ISO/GUM (1995, *op. cit. in Alegre et al.*, 2006).

Exemplos de graus de confiança

Apenas alguns dados são elegíveis para a classificação *A1*, tipicamente informação devidamente auditada e passível de ser contabilizada automaticamente por um sistema computacional (por exemplo, o número de reclamações ou o número de facturas emitidas). Também podem ser classificados com o grau de confiança *A1* certos ID económicos extraídos directamente de contabilidades auditadas. Constituem exemplos o custo anual do investimento ou os proveitos do serviço. No entanto, dificuldades em compreender o sistema de graus de confiança, ou uma

atitude demasiado optimista ao avaliar a fiabilidade e a exactidão dos dados, podem resultar na tendência para atribuir indevidamente a classificação *A1*.

Outros dados podem basear-se em registos de qualidade elevada e auditados, mas a exactidão da medição pode não ser baixa. Caudais afluentes ou volumes de lamas tratadas em ETAR constituem exemplos de dados que podem ser correctamente classificados com *A2* a *A4*.

No caso de ID avaliados com base em dados relativos a infra-estruturas enterradas, que requerem avaliações de comprimento, tipo de material ou idade, podem existir registos históricos, geralmente não verificados, relatórios não confirmados ou extrapolações que exigem a classificação de fiabilidade *B*, *C*, ou ainda inferior. Os dados de pessoal equivalente a tempo inteiro por função também são susceptíveis desta mesma classificação.

Algumas entidades gestoras podem não dispor, ainda, de quaisquer registos de dados para ID em particular, mas podem extrapolar estimativas de outra informação a que tenham acesso, até que possam obter determinações mais precisas. Neste caso, serão aplicáveis as classificações *D3* a *DX*.

Dado que muitos dos ID são determinados a partir da combinação de dois ou mais dados individualizados, o seu grau de confiança não poderá ser superior ao grau de confiança atribuído a qualquer um dos dados individuais. O grau de confiança do ID não poderá, assim, ser melhor do que o grau de confiança mais baixo de entre os atribuídos aos seus dados constituintes (Matos *et al.*, 2004a).

3.3.7.3. Incerteza dos dados

A incerteza de medição de uma determinada grandeza é um parâmetro, associado ao resultado da medição, que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser razoavelmente atribuídos à grandeza a medir. A incerteza reflecte as lacunas do conhecimento completo da grandeza que se está a medir (IPQ, 1998) e constitui uma forma de expressar a exactidão das medições, definida em 3.3.7.2. Por este motivo, uma medição deve conduzir a um valor e a uma medida do rigor com que foi executada, i.e., a toda a medição está associada uma determinada incerteza, caracterizada por um intervalo e nível de confiança.

Os fenómenos que contribuem para a incerteza são designados por fontes de incerteza e, não sendo necessariamente independentes, podem ser os seguintes (IPQ, 1998):

- definição incompleta da grandeza a medir;
- imperfeita definição da grandeza a medir;

- amostragem não-representativa, quando a amostra medida pode não representar da grandeza definida;
- influência das condições ambientais mal conhecida ou deficientemente medida;
- erros de leitura dos instrumentos analógicos;
- resolução finita dos instrumentos ou limites de mobilidade;
- valores inexactos dos padrões e dos materiais de referência;
- valores inexactos das constantes e outros parâmetros obtidos na bibliografia e utilizados no algoritmo matemático;
- aproximações e hipóteses contidas no método e procedimento de medição;
- variações nas observações repetidas da grandeza a medir, aparentemente nas mesmas condições.

Aos dados provenientes da modelação matemática está, também, associada uma incerteza que pode ter diversas origens, nomeadamente, a estrutura do modelo, os parâmetros de calibração, os dados de calibração, a natureza estocástica de certas variáveis e os erros numéricos. A análise das incertezas nos modelos é, geralmente, estimada com base na propagação da variância de primeira ordem ou da análise pelo método de Monte Carlo (Korving *et al.*, 2002). O primeiro método não requer a definição de nenhuma distribuição, mas pressupõe que as variáveis são normalmente distribuídas; o segundo método, método de Monte Carlo, não requer que o modelo seja linear e faz uma amostragem de variáveis de entrada, com distribuições definidas *à priori* e simulações sucessivas para todas as amostras de variáveis de entrada do modelo. Uma estimativa da incerteza global é obtida através da análise estatística dos resultados de todas as simulações do modelo e, geralmente, expressa pelo coeficiente de variação e pelo tipo de distribuição (Johnson, 1996). A grande desvantagem deste método é a necessidade de realizar um elevado número de simulações, tornando o processo tanto mais moroso quanto a complexidade do modelo (Korving *et al.*, 2002).

A calibração dos modelos pretende reduzir a incerteza, combinando as incertezas das várias origens na incerteza dos parâmetros de calibração. A incerteza do parâmetro é a variação do valor do parâmetro devido à incapacidade de o quantificar. Muitas vezes, efectua-se uma análise de sensibilidade para se obter informação sobre a influência que a variação dos parâmetros do modelo têm nos seus resultados. Esta análise é importante, embora não quantifique a incerteza.

Bertrand-Krajewski *et al.* (2002) enfatizam a importância de se avaliar a incerteza na aplicação de indicadores de desempenho e na tomada de decisão, uma vez que se baseiam em informação proveniente de diversas origens, ela própria sujeita a várias origens de erros, assim como os próprios indicadores de desempenho e o seu cálculo. Os mesmos autores apresentam dois casos

de estudo em que mostram como a avaliação da incerteza pode ter influência na tomada de decisão. Relativamente aos sistemas de drenagem urbana, estes autores referem que a origem da incerteza pode ser variada, incluindo o equipamento de monitorização, com falhas e incertezas associadas; os métodos de monitorização, incluindo o número de pontos, as escalas temporal e espacial, entre outros; a estimação de parâmetros e hipóteses dos modelos utilizados; a subjectividade da pessoa que está a fazer a avaliação. A importância de se ter em conta a incerteza é enfatizada, sobretudo no que diz respeito à análise multicritério e à tomada de decisão, uma vez que, quando este aspecto pode ser quantificado e incluído na análise, pode impossibilitar chegar a uma tomada de decisão sobre as estratégias a seleccionar.

O cálculo da incerteza vem descrito em detalhe em IPQ (1998) e deve ser tido em conta na utilização dos dados, sempre que possível, porque fornece informação relevante na utilização dos resultados das medições e dos modelos, podendo mesmo interferir em conclusões e no resultado de decisões importantes.

3.4. DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

3.4.1. Considerações gerais

Os sistemas de drenagem urbana são concebidos e construídos para desempenhar uma determinada função em certas condições definidas. Durante a vida útil dos sistemas, o seu funcionamento vai sendo, previsivelmente, modificado devido a diversos factores, tais como as alterações das condições do próprio sistema decorrentes do seu envelhecimento, mudanças nas solicitações ao sistema que podem ser provocadas, por exemplo, pelo desenvolvimento e expansão das bacias de drenagem, por alterações do regime de precipitação ou das características das águas residuais que recolhe, quer em quantidade quer em qualidade.

Os sistemas de drenagem urbana têm sofrido uma evolução ao longo dos tempos, assim como os conceitos associados aos seus objectivos e ao seu planeamento, concepção, análise, dimensionamento, construção, exploração e reabilitação.

Nesta secção pretende dar-se, por um lado, uma perspectiva da evolução histórica dos sistemas de drenagem urbana, de forma a demonstrar que os objectivos e as exigências associados ao desempenho da sua função não se mantiveram ao longo do tempo, tendo sofrido alterações relevantes; por outro lado, descrever-se o funcionamento dos sistemas de drenagem urbana, em condições de bom desempenho; e, ainda, descrever-se as principais deficiências de funcionamento dos sistemas que podem afectar o seu desempenho, nomeadamente no que

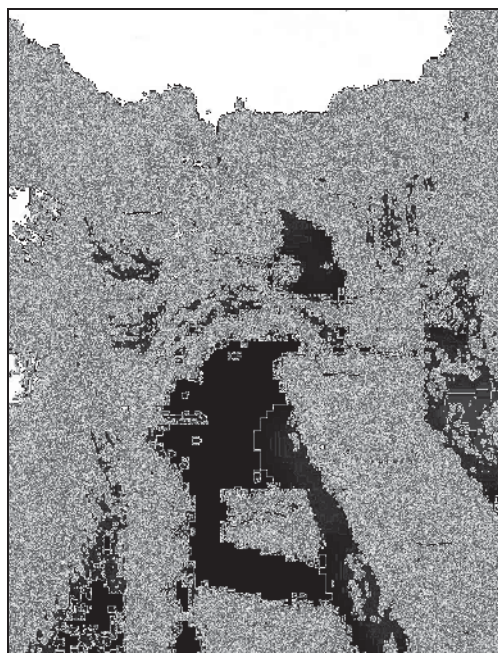
respeita aos aspectos hidráulicos, de qualidade da água e ambientais, estruturais e socio-económicos.

3.4.2. Nota histórica sobre a drenagem urbana

A drenagem urbana consiste no conhecimento científico e técnico, na tecnologia e nas actividades que lidam com a quantificação e gestão técnica de todas as origens de águas residuais, nomeadamente as águas pluviais (resultantes da precipitação), as águas residuais domésticas (águas usadas de origem doméstica) e águas residuais industriais (águas usadas de origem industrial) de um aglomerado urbano, águas de infiltração e fugas dos sistemas de drenagem, descargas dos sistemas de drenagem e de ETAR, incluindo os seus efeitos nas áreas urbanas e nos meios receptores (Ellis *et al.*, 2004).

Desta forma, na drenagem urbana incluem-se a recolha e o transporte, tanto das águas pluviais como das águas residuais domésticas e industriais de um aglomerado urbano, até um local adequado para tratamento ou descarga, minimizando os impactos negativos nas áreas urbanas e nos meios receptores, quer no que respeita aos aspectos de quantidade e de qualidade, quer das infra-estruturas.

Desde as primeiras civilizações que o homem teve que lidar com o problema da drenagem urbana. Os aglomerados humanos foram-se desenvolvendo, em regra, junto aos rios ou corpos de água, uma vez que estes forneciam elementos fundamentais para a vida, tais como a água, os alimentos, um meio de transporte e materiais para a construção. Como contrapartida natural, surgiu a necessidade de protecção das cheias e inundações. Nos deltas do rio Eufrates, Mesopotâmia, e do Nilo, Egipto, foram construídos há vários milénios sistemas de irrigação e de drenagem, que utilizavam canais que permitiam simultaneamente retirar a água em excesso das zonas de cheia, e conduzi-la para zonas secas nos territórios vizinhos (Rouse e Ince, 1980; Marqués, 1993). Rouse e Ince (1980) referem, ainda, que a existência da planície da Babilónia só foi possível devido à conquista das zonas pantanosas, utilizando processos de drenagem. Também referem que foram encontrados vestígios, na Índia e no Paquistão, de cerca de 3000 A.C., revelando a existência de banhos em muitas casas, com condutas de cerâmica sob o centro das ruas para a drenagem das águas. Alguns exemplos são ilustrados na Figura 3.25 e na Figura 3.26. Os mesmos autores apontam, ainda, que na China, há cerca de 3000 anos, a irrigação tinha atingido um estado avançado e que existem registos de que os egípcios utilizavam já dispositivos de controlo de caudal, como os sifões.



Fonte: U.S. National Archives para <http://www.sewerhistory.org>

Figura 3.25 – Colector descoberto nas ruínas da antiga Babilónia



Fonte: Cortesia do Professor Jonathan Mark Kenoyer, Universidade Wisconsin, Madison, EUA, para <http://www.sewerhistory.org>

Figura 3.26 – Colector na cidade de Harappa, Índia

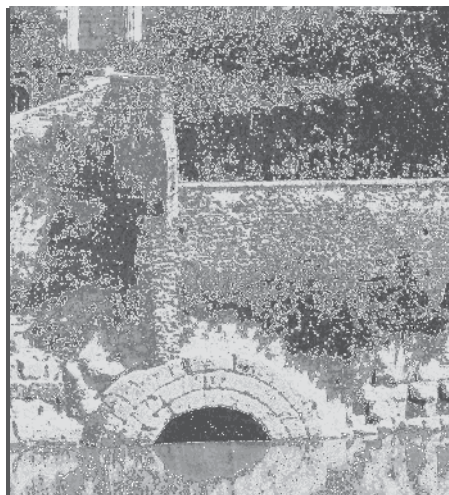
Marqués (1993) apresenta uma resenha histórica sobre a drenagem urbana onde relata que os primeiros vestígios de redes encontrados incluem Cnossos, em Creta, no palácio de Minos, onde ainda hoje se pode encontrar uma rede de drenagem completa, que simula a que existiu há mais de 5000 anos, composta por tubos tronco cónicos de cerâmica. Na cultura grega, em especial em Atenas e Corinto, já se dispunha de sistemas de drenagem subterrâneos de pedra, do século IV A.C.. O palácio de Korsab na Babilónia onde, por baixo das habitações e dos pátios, se desenvolviam grandes galerias de evacuação com cerca de 1,40 x 1,20 m remontando ao ano 2000 A.C.. Os romanos, com base em técnicas de drenagem etruscas, desenvolveram as redes de drenagem em pedra, da qual é famosa a “Cloaca Máxima” de Roma, Itália, e estabeleceram impostos para suportar os encargos com a sua manutenção, nos anos 64 A.C. a 12 A.C. (ver Figura 3.27 e Figura 3.28). Com a queda do império romano, e até ao primeiro milénio, não só não houve desenvolvimentos significativos das práticas sanitárias como estas se chegaram a deteriorar, ao ponto das vias de drenagem superficial, incluindo as ruas, serem utilizadas para recolher todo o tipo de águas residuais. Neste período, os dejectos eram considerados como fertilizantes orgânicos e, em muitos lugares, as águas pluviais eram recolhidas e guardadas em cisternas, sendo um recurso considerado como muito importante. No entanto, esta gestão das águas residuais, foi, em parte, responsável pelo aparecimento e desenvolvimento de grandes epidemias. Após a peste de 1348, em Paris, foi publicado em 1350 o primeiro regulamento da política de saneamento da cidade (Chocat, 1997). O primeiro colector coberto data de 1370 e

recolhia as águas residuais de parte desta cidade, numa das margens do rio Sena, tendo a sua saída para o rio junto ao palácio do Louvre, onde provocava maus odores (Burian e Edwards, 2002).



Fonte: Keith Chapman, Laboratory Program Manager, Willow Lake Treatment Plant, Salem, Oregon, para <http://www.sewerhistory.org>

Figura 3.27 – Latrinas públicas em Corinto, Grécia



Fonte Marion Elizabeth Blake, Ancient Roman Construction in Italy from the Prehistoric Period to Augustus (Washington, D.C.: Carnegie Institution of Washington, 1947) <http://www.sewerhistory.org>

Figura 3.28 – Saída da Cloaca Máxima, Roma.

Houve também alguns outros desenvolvimentos na Europa como, por exemplo, em Valência onde o rei Jaime I de Espanha concluiu em 1258 as obras da rede de drenagem da cidade. Também o rei Pedro III de Espanha fez com que se redigisse um plano da rede cuja conservação era financiada através de um imposto (Marqués, 1993).

Durante a revolução industrial no século XIX a rápida urbanização e a industrialização tiveram como consequência o aumento da produção e das descargas de águas residuais, o que acelerou a degradação da qualidade das águas nos cursos de água. Em toda a Europa e nos Estados Unidos da América, epidemias como a cólera e a febre tifóide assumiram proporções devastadoras, nomeadamente entre os anos 1830 e 1890. A partir do século XIX, na Europa, começou a adoptar-se a visão *higienista* de Edwin Chadwick. Este engenheiro britânico defendeu intensamente, contra muitos opositores, que a poluição, a sujidade e acumulação de detritos e lixos do ar, da água e do solo, estavam fortemente relacionados com a propagação das doenças, em especial nas áreas urbanas. Na sua actividade em defesa desta premissa, conseguiu que fosse aprovado o “*British Public Health Act*” em 1848 (UCL, 2002). Foi nesta época que, através da visão *higienista* urbana, as infra-estruturas foram encaradas como elemento de prevenção das epidemias e de garantia da saúde pública. Esta visão defendia a rápida circulação e transporte das águas residuais, sem estagnação, estabelecendo um paralelo com a circulação sanguínea no corpo humano. Assim, após a aprovação do “*British Public Health Act*” deu-se início ao planeamento e construção da rede de drenagem da cidade de Londres, Inglaterra.

Um dos primeiros sistemas de drenagem do tipo unitário, integrado num plano nacional da autoria de William Lindley, foi construído em Hamburgo, em 1843, durante a reconstrução da cidade, em consequência de um grande incêndio (Chocat, 1997). Em Leamington, Estados Unidos da América, foi construído o primeiro sistema separativo, em 1870. Antes de 1900, William Lindley realizou também o plano geral de esgotos da cidade de Frankfurt e de muitas outras cidades alemãs, mas também de Basileia (Suíça), Praga (República Checa), Varsóvia (Polónia) e Sydney (Austrália) (Brombach, 2002a). Em 1850, em Paris (França), foi construída uma rede de drenagem visitável. Em 1891, em Espanha, Pedro Garcia Faria finalizou o projecto de saneamento da cidade de Barcelona. Em 1884, Ressano Garcia desenvolveu um plano para a rede geral de esgotos da cidade de Lisboa (Matos, 1987). Por volta de 1914, quase todas as cidades alemãs, de média ou grande dimensão, tinham sistemas unitários (Brombach, 2002a). Em meados do século XIX foram projectados os sistemas de drenagem de Chicago e de Brooklyn, nos Estados Unidos da América.

No entanto, as preocupações urbanísticas foram-se alterando e a prioridade passou a estar relacionada com o que é esteticamente visível, o que prejudicou a drenagem urbana.

Em Portugal, segundo Matos (1987), as primeiras indicações históricas remontam ao século XV. O rei D. João II, em resultado da peste, mandou proceder a acções de limpeza dos canais, originalmente destinados à drenagem das águas pluviais mas que, na época, drenavam também todo o tipo de detritos e dejectos. Do século XVI ao Século XVIII, o aumento da população na capital levou ao agravamento dos problemas de inundações, de limpeza e de higiene da cidade, tal como, então, se verificava em toda a Europa. Em Lisboa, com o terramoto de 1755 a reconstrução de cidade tornou-se um imperativo, o que beneficiou a sua drenagem urbana, através do estabelecimento das redes de drenagem construídas para o efeito. Actualmente, nas zonas mais antigas da cidade ainda se utilizam as redes construídas nesta época, onde os colectores são essencialmente unitários e construídos sob a forma de malhas, seguindo o percurso das ruas característico da época pombalina, tendo ligação ao estuário do rio Tejo (Matos, 1991).

O primeiro sistema separativo doméstico construído no país foi o da cidade do Porto, tendo sido projectado por ingleses. Em meados do século XX, já a maioria dos aglomerados urbanos do país dispunham de colectores pluviais ou unitários. Entre 1950 e 1970 um grande número de sistemas unitários existentes foi remodelado com base em planos gerais de saneamento. Ressano Garcia, Arantes e Oliveira e Celestino da Costa contribuíram, de forma relevante, para a concepção e o dimensionamento de grande parte da rede de drenagem de Lisboa, onde o sistema unitário foi, em regra, mantido (de Campolide à Baixa Pombalina e da Ajuda a Santa Apolónia).

Foram executadas algumas redes de drenagem separativas nas zonas baixas (Algés a Belém) e nas novas urbanizações da época (Olivais e Benfica) (Matos, 1991). Ainda no século XX, outros casos, como o Barreiro (na década de quarenta), Beja (na década de cinquenta), Viseu e Tomar (na década de sessenta) e Elvas (nas décadas de sessenta e setenta) mantiveram, tal como em Lisboa, os colectores unitários nos núcleos urbanos mais antigos e com maior densidade populacional, complementando-os com descarregadores de tempestade e obras de desvio, para promover a ligação às condutas e emissários dos sistemas separativos adjacentes das áreas mais recentemente edificadas. Outras situações tais como em Almada, Cova da Piedade, Costa da Caparica, Setúbal e Espinho, foram projectados e construídos sistemas separativos. Desde as décadas de oitenta e noventa, até ao presente, tem havido um grande crescimento do investimento na área do saneamento, em especial nos grandes núcleos urbanos (Matos, 2002), conforme se apresenta na secção 2.3.1.

A primeira ETAR entrou em serviço em Londres (Inglaterra) em 1860. Em França as primeiras ETAR foram construídas antes da primeira grande guerra (Chocat, 1997). Na Alemanha, a primeira estação de tratamento para tratar as águas poluídas de um sistema unitário foi construída em 1913 (Brombach, 2002a). No entanto, durante a primeira metade do século XX, quer na Europa quer nos Estados Unidos da América, o tratamento das águas residuais domésticas manteve-se bastante limitado, apesar de haver um reconhecimento científico da relação entre os cursos de água poluídos e a transmissão de doenças (Burian e Edwards, 2002).

A segunda metade do século XX caracterizou-se, de uma forma generalizada, por grandes migrações das zonas rurais para as cidades o que levou a uma rápida e intensiva urbanização. As principais consequências para a drenagem urbana devem-se ao aumento, por um lado, da população servida e, por outro, da impermeabilização das superfícies, que conduziram a um aumento dos caudais domésticos e pluviais escoados. Muitas das redes de drenagem existentes foram prolongadas e, em determinadas situações, passaram a ser insuficientes para fazer face às solicitações, pelo que as inundações se tornaram mais frequentes. Surgiu, assim, a necessidade de reter, armazenar e infiltrar as águas pluviais de forma a reduzir os caudais afluentes às redes. A proliferação das actividades industriais e da utilização dos automóveis, em especial após da segunda grande guerra, provocaram um aumento das substâncias poluentes, que se reflectiu no agravamento dos problemas de poluição e de impactos negativos no ambiente.

Teve lugar, no entanto, na última década, a promulgação de diversos instrumentos legais na Europa, nos Estados Unidos da América e noutras zona do Mundo, com o objectivo de regular as actividades e funcionamento dos sistemas de drenagem urbanos. Durante o século XX foi-se alterando, progressivamente, a perspectiva e os objectivos da drenagem urbana que,

inicialmente consideravam apenas a protecção da saúde pública e das cheias e inundações, passando a incluir preocupações que englobam, além destas, a protecção integrada dos meios receptores (incluindo os ecossistemas naturais) e a sustentabilidade.

3.4.3. Funcionamento dos sistemas de drenagem urbana

3.4.3.1. Sistemas separativos pluviais

O projecto e dimensionamento dos sistemas separativos pluviais incluem o estabelecimento de objectivos de projecto, a preparação dos dados, o cálculo dos caudais de projecto e o dimensionamento e a concepção dos elementos do sistema de drenagem (Marsalek *et al.*, 1992). Tradicionalmente, os objectivos de projecto estão relacionados com aspectos de quantidade, estabelecendo níveis desejáveis de protecção contra cheias através da especificação de períodos de retorno dos eventos de precipitação de projecto, utilizados no cálculo dos caudais para o dimensionamento. No entanto, foram surgindo algumas alterações significativas em consequência da utilização do conceito de sistemas principais e secundários e da consideração de objectivos de qualidade e de protecção ambiental. Os sistemas secundários correspondem ao sistema enterrado de colectores e alguns canais a céu aberto para a drenagem local, e são geralmente dimensionados para períodos de retorno entre 1 a 10 anos. O sistema principal inclui os grandes colectores, a drenagem natural, as ruas, as estradas e outros caminhos de escoamento e são, geralmente, dimensionados para períodos de retorno de 10 anos ou superiores.

Embora, teoricamente, no sistema separativo pluvial não ocorra a interacção com as águas residuais domésticas, na prática é frequente a existência de ligações e afluências indevidas entre as duas redes de colectores, ocasionais ou provocadas, que podem estar na origem de descargas pluviais com uma componente não negligenciável de efluentes domésticos, por afluência indevida de caudais domésticos à rede separativa pluvial (Matos *et al.*, 1994).

Tradicionalmente, têm sido estabelecidos objectivos de emissão de substâncias poluentes nas descargas para o meio receptor. Mas, na última década, o conceito de sistema de drenagem integrado tem vindo a ganhar uma importância crescente (Marsalek *et al.*; 1992, Harremoes *et al.*, 1992; House *et al.*, 1992; Tyson *et al.*, 1992; FWR, 1994; Rauch *et al.*, 1998) considerando como um todo o sistema de drenagem, a estação de tratamento e o meio receptor, tendo em conta as suas interacções. Este conceito conduziu ao estabelecimento de objectivos de qualidade do meio receptor, em função das suas características e é implicitamente considerado na Directiva Europeia 2000/60/CEE – Directiva Quadro da Água (Erbe e Schütze, 2005).

Nas superfícies das bacias de drenagem acumulam-se sólidos, sedimentos e poluentes que entram nos sistemas pluviais, provenientes da lavagem dessas superfícies, na ocorrência dos eventos de precipitação. Os sedimentos que se acumulam nas superfícies das bacias urbanas e na soleira dos colectores têm sido identificados como os maiores contribuintes para o impacto da poluição nos meios receptores, por ocorrência de precipitação. Em particular, existe actualmente um reconhecimento generalizado de que no projecto e na análise dos sistemas de drenagem urbana devem ser considerados vários problemas relacionados com a acumulação, transporte e descarga de sedimentos tais como: a lavagem, durante os eventos pluviais, dos poluentes existentes nos sedimentos; o funcionamento com frequência elevada dos descarregadores de tempestade; a redução da capacidade hidráulica dos colectores; os custos elevados de operação e de manutenção relacionados com a limpeza dos colectores e estruturas de armazenamento (Verbanck, 1993).

Os poluentes transportados pelas águas pluviais urbanas são muito diversos e dependem da tipologia da bacia e das actividades e usos de ocupação do solo (residencial, comercial, industrial). As origens da poluição da água pluvial urbana são numerosas. Entre estas origens incluem-se as seguintes (Thévenot, 1993): veículos a motor (emissão de poluentes gasosos e particulados), revestimentos de pavimentos, actividade de construção, dejectos e detritos lançados nas vias públicas, actividades industriais, acidentes nas fases de transporte (rodoviários) e armazenamento de substâncias poluentes (como, por exemplo, hipoclorito e óleos), erosão do solo em jardins e parques, queda de folhas de árvores e utilização de herbicidas.

Em Desbordes (1985) é já considerado que a poluição das águas pluviais urbanas é um aspecto importante a ter em conta. Com efeito, em termos de concentração em chumbo e sólidos em suspensão é equivalente à dos efluentes domésticos. Em caudais rejeitados anualmente é comparável ou superior aos rejeitados pelas estações de tratamento. No Quadro 3.16 apresentam-se as gamas de concentrações médias de vários poluentes nas descargas de sistemas pluviais, unitários e domésticos.

Marsalek *et al.* (1992) descrevem como deve ser o correcto funcionamento destes sistemas, dependendo dos requisitos estabelecidos em cada país, uma vez que os critérios de dimensionamento não são universais.

A síntese apresentada em Matos (2002), refere que os sistemas separativos pluviais recolhem o escoamento das águas pluviais das superfícies da bacia, através dos dispositivos de entrada, transportam as águas pluviais recolhidas até ao ponto de descarga no meio receptor. Os

impactos destes sistemas, quer a nível hidráulico quer de qualidade devem ser considerados na concepção e dimensionamento dos sistemas, e podem ser minimizados através de medidas de controlo do escoamento pluvial desde técnicas de *controlo na origem*, que promovem o armazenamento e a infiltração das águas pluviais a montante da rede física, até estratégias de *controlo no interior do sistema de drenagem*, recorrendo a bacias de armazenamento e retenção, no sistema para reduzir e controlar as descargas directas para o meio receptor.

Quadro 3.16 – Qualidade média de efluentes de descarga directa de sistemas pluviais, unitários e domésticos (traduzido de Tchobanoglous *et al.*, 2003)

Parâmetro	Gama de concentrações para os parâmetros				
	Unidade	Precipitação	Efluentes pluviais	Efluentes unitários	Efluentes domésticos
SST	mg/l	<1	67-101	270-550	100-350
CBO ₅	mg/l	1-13	8-10	60-220	120-380
CQO	mg/l	9-16	40-73	260-480	260-900
Coliformes fecais	NMP/100 ml		1000-10000	10 ⁵ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁷
N _{tot}	mg/l		0,43-1,00	4-17	20-705
N Kjeldahl	mg/l		0,43-1,00		20-85
Nitritos	mg/l	0,05-1,0	0,48-0,91		0
P _{tot}	mg/l	0,02-0,15	0,67-1,66	1,2-2,8	4-12
Metais:					
Cobre	µg/l		27-33		
Chumbo	µg/l	30-70	30-144	140-600	
Zinco	µg/l		135-226		

Com base na descrição apresentada em Marsalek *et al.* (1992), complementada com os critérios em vigor em Portugal, salientam-se os seguintes aspectos principais:

- os colectores devem ter capacidade suficiente para drenar os caudais pluviais gerados por precipitações com o período de retorno seleccionado; em Portugal, os períodos de retorno mais frequentemente utilizados são de 5 ou 10 anos, que podem ser reduzidos para 2 ou mesmo 1 ano em situações criteriosamente estudadas de bacias muito planas, com uma percentagem elevada de terrenos permeáveis, ou aumentados para 20 ou 25 anos em grandes bacias densamente edificadas e declivosas (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- o nível de água nos colectores pluviais deve sempre ser inferior ao nível dos pavimentos, pois caso contrário pode causar inundações. Em Portugal considera-se que

- a altura máxima de escoamento deve se igual ao diâmetro do colector, o que corresponde ao escoamento em secção cheia (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- a secção transversal dos colectores não deve ser reduzida de montante para jusante, pois pode provocar problemas de insuficiente capacidade hidráulica, obstruções e propiciar condições de acumulação de sólidos e sedimentos (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
 - deve ser garantida a capacidade de auto-limpeza dos colectores, permitindo que o escoamento tenha capacidade de transporte de sedimentos, definindo velocidades mínimas de escoamento. Em Marsalek *et al.* (1992) é recomendado que esta velocidade esteja compreendida entre 0,5 m/s e 1 m/s, pelo menos durante eventos de precipitação com período de retorno de 1 mês. Em Portugal a velocidade de escoamento, para o caudal de ponta não deve ser inferior a 0,9 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
 - devem ser evitadas velocidades excessivas nos colectores, em especial em escoamentos com materiais abrasivos. Em Marsalek *et al.* (1992) são recomendados valores abaixo de 3,6 m/s a 6,0 m/s, que mostraram ser prejudiciais no escoamento de águas limpas. Em Portugal a velocidade de escoamento máxima admissível é de 5 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
 - nos casos de canais abertos, estes devem ter capacidade suficiente para drenar os caudais de projecto. A velocidade de escoamento, para evitar a sedimentação e reduzir o crescimento de plantas, deve ser superior a valores entre 0,6 m/s e 0,9 m/s (Marsalek *et al.*, 1992). Devem ser evitadas fugas nos casos de águas pluviais com cargas poluentes. Devem ser garantidos os aspectos estéticos e a protecção ecológica, prevenindo a erosão e destruição dos *habitats*.

3.4.3.2. Sistemas separativos domésticos

Os sistemas separativos domésticos têm por finalidade colectar as águas residuais domésticas e industriais e conduzi-las à ETAR para tratamento. O caudal máximo que pode ser transportado é o caudal de ponta doméstico, valor que, teoricamente, é atingido um número reduzido de vezes, não funcionando estes sistemas, em princípio, em plena carga (Matos, 2002).

Estes sistemas não devem receber águas pluviais nem devem funcionar por forma a que haja ocorrência de entrada em carga, de descargas ou inundações. Também nestes sistemas, teoricamente, não deve ocorrer a interacção entre as águas residuais e pluviais, embora na prática seja frequente a existência de ligações e afluições indevidas entre as duas redes de

colectores, ocasionais ou provocadas, que podem estar na origem de funcionamentos indesejáveis de *by-pass* à ETAR, por afluência indevida de caudais pluviais (Matos *et al.*, 1994).

É também desejável que o sistema funcione de forma estanque por forma a que não haja nem entrada de outros caudais não desejáveis, como por exemplo através da infiltração em falhas ou juntas, nem a saída de águas residuais poluídas, por fugas. A infiltração tem como consequência o aumento do caudal no sistema reduzindo, por um lado, a sua capacidade para recolher águas residuais, por outro lado, conduzindo a um aumento dos custos de transporte (bombagem) e tratamento. As fugas provocam a contaminação de solos e de águas subterrâneas envolventes, como adiante se descreve.

Neste tipo de sistemas, os caudais nocturnos são geralmente muito baixos, propiciando condições para a deposição de sedimentos. Esta deposição pode afectar o desempenho dos sistemas, porque reduz a sua capacidade de transporte, e favorecer condições de septicidade.

Com base na descrição apresentada em Marsalek *et al.* (1992), sobre o correcto funcionamento destes sistemas, complementada com os critérios em vigor em Portugal, salientam-se os seguintes aspectos principais:

- os colectores devem ter capacidade suficiente para drenar os caudais de águas residuais domésticas gerados na bacia de drenagem, correspondentes aos caudais de origem estritamente doméstica, comercial e industrial, e incluir a contribuição de alguma infiltração;
- por razões de ventilação, e para reduzir a formação de gás sulfídrico, o escoamento deve fazer-se em superfície livre, excepto em condições especiais, como transições, sistemas de elevação ou saídas submersas. Em Portugal, considera-se que a altura máxima de escoamento deve ser igual a 0,50 do diâmetro do colector, para colectores com diâmetro igual ou inferior a 500 mm, e 0,75 do diâmetro do colector, para colectores com diâmetro superior a 500 mm (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- a secção transversal dos colectores não deve ser reduzida de montante para jusante, pois pode provocar problemas de obstruções. Em Portugal, a secção de um colector nunca pode ser reduzida para jusante (Decreto-Regulamentar n.º 23/95).
- deve ser garantida a capacidade de auto-limpeza dos colectores, permitindo que o escoamento tenha capacidade de transporte de sedimentos que se acumulam nas horas de caudais mais baixos, definindo velocidades médias mínimas de escoamento; Marsalek *et al.* (1992) recomendam que estas atinjam entre 0,5 m/s e 1,0 m/s. Em

Portugal, a velocidade de escoamento para o caudal de ponta no início de exploração não deve ser inferior a 0,6 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);

- devem ser evitadas velocidades excessivas nos colectores, em especial em escoamentos com materiais abrasivos, recomendando valores abaixo de 3,6 m/s a 6,0 m/s, que mostraram ser prejudiciais no escoamento de águas limpas. Em Portugal a velocidade de escoamento máxima admissível é de 3 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95).

3.4.3.3. Sistemas unitários

Um sistema unitário, além da prevenção das inundações, tem como função recolher as águas residuais domésticas e industriais, cuja composição se caracteriza por serem fortemente poluídas, e conduzi-las a locais para tratamento, descarregando para o meio receptor apenas os efluentes tratados ou diluídos, menos poluídos. Nestes sistemas, e em condições normais de tempo seco, os caudais de águas residuais domésticas são recolhidos e transportados para a ETAR, onde são tratados e, posteriormente, lançados no meio receptor. Na ocorrência de precipitação, os caudais podem aumentar significativamente pelo que, aqueles que excedem a capacidade de transporte da rede de colectores ou a capacidade da ETAR são desviados, através de estruturas especiais. Estas estruturas podem dispor de dispositivos de retenção de sólidos e de capacidade de armazenamento. Nos casos em que não existem estes dispositivos os desvios da ETAR constituem descargas de excedentes, directas para o meio receptor, causando impactos adversos (Marsalek *et al.*, 1992).

Também no caso destes sistemas, os caudais nocturnos, por serem geralmente muito baixos em tempo seco, podem propiciar condições para a deposição de sedimentos, afectando o desempenho dos sistemas. A redução da capacidade de transporte decorrente do assoreamento conduz, em regra, a um aumento da probabilidade de entrada em carga, da ocorrência de inundações e de descargas poluídas para o meio receptor (Marsalek *et al.*, 1992). A probabilidade de formação de gás sulfídrico é mais elevada, o que pode ocasionar odores desagradáveis e corrosão do material dos colectores. Para além disso, nas primeiras chuvadas, após um período prolongado de tempo seco, afluem à estação de tratamento elevadas cargas poluentes. Os problemas da infiltração e das fugas nos sistemas são, também, comuns neste tipo de sistemas.

Com base na descrição de Marsalek *et al.* (1992) sobre o correcto funcionamento destes sistemas, complementada com os critérios e legislação em vigor em Portugal, salientam-se os seguintes aspectos principais:

- os colectores devem ter capacidade suficiente para drenar os caudais pluviais gerados por precipitações com o período de retorno seleccionado; em Portugal, os períodos de retorno mais frequentemente utilizados são de 5 ou 10 anos, que podem ser reduzidos para 2 ou mesmo 1 ano em situações criteriosamente estudadas de bacias muito planas, com uma percentagem elevada de terrenos permeáveis, ou aumentados para 20 ou 25 anos em grandes bacias densamente edificadas e declivosas (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- o nível de água nos colectores unitários deve sempre ser inferior ao nível dos pavimentos pois, caso contrário, pode causar inundações. Em Portugal considera-se que a altura máxima de escoamento deve se igual ao diâmetro do colector, o que corresponde ao escoamento em secção cheia (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- a secção transversal dos colectores não deve ser reduzida de montante para jusante, pois pode provocar problemas de insuficiente capacidade hidráulica, obstruções e propiciar condições de acumulação de sólidos e sedimentos (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- a ocorrência de infiltração nos sistemas deve ser minimizada através de procedimentos adequados de projecto, selecção de materiais e juntas e disposições construtivas (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- deve ser garantida a capacidade de auto-limpeza dos colectores, permitindo que o escoamento tenha capacidade de transporte de sedimentos, definindo velocidades mínimas de escoamento. Marsalek *et al.* (1992) recomendam que a velocidade esteja entre 0,5 m/s e 1 m/s, pelo menos durante eventos de precipitação com período de retorno de 1 mês. Em Portugal a velocidade de escoamento para o caudal de ponta não deve ser inferior a 0,9 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- devem ser evitadas velocidades excessivas nos colectores, em especial em escoamentos com materiais abrasivos, recomendando valores abaixo de 3,6 m/s a 6,0 m/s, que mostraram ser prejudiciais no escoamento de águas limpas (Marsalek *et al.*, 1992). Em Portugal a velocidade de escoamento máxima admissível é de 5 m/s (Decreto-Regulamentar n.º 23/95);
- é necessário controlar as descargas de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação, para minimizar os impactos dos poluentes nos meios receptores. Tradicionalmente, as ETAR têm sido dimensionadas, em termos hidráulicos, para tratar o caudal máximo de 3 a 6 vezes o caudal médio de tempo seco (Matos, 1993b).

3.4.3.4. Aspectos normativos relativos ao desempenho dos sistemas de drenagem urbana

A norma europeia EN 752-2 (1996) estabelece os seguintes requisitos de desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais:

- a tubagem deve funcionar sem obstruções;
- as frequências de inundações devem ser limitadas a valores prescritos;
- devem ser salvaguardadas a vida e a saúde pública;
- as frequências das sobrecargas hidráulicas nos colectores devem ser limitadas aos valores prescritos;
- devem ser salvaguardadas a saúde e a segurança do pessoal que trabalhe no sistema;
- os meios receptores devem ser protegidos contra a poluição dentro dos limites prescritos;
- os ramais e os colectores não devem danificar outras estruturas;
- devem ser conseguidas a duração de vida requerida e a integridade estrutural;
- os ramais e os colectores devem ser estanques nas condições de ensaios prescritas;
- não devem surgir problemas de odores incómodos e de toxicidade;
- deve ser previsto o acesso adequado para fins de manutenção.

A norma europeia EN 752-4 (1997), traduzida em NP EN 752-4 (2001), que estabelece o dimensionamento hidráulico e considerações ambientais, refere que:

- a sobrecarga hidráulica é indesejável em sistemas de drenagem de águas residuais;
- a qualidade, quantidade e frequência de qualquer descarga no meio receptor devem satisfazer os requisitos da entidade gestora;
- deve ser minimizada a septicidade num sistema de drenagem de águas residuais, podendo utilizar-se expressões empíricas para estimar a produção de sulfuretos, quer em condutas em pressão quer em superfície livre;
- os ramais de ligação e os colectores devem ser dimensionados hidraulicamente por forma a garantir a capacidade de auto-limpeza. Para colectores com diâmetro inferior a 300 mm a auto-limpeza pode ser garantida através da verificação de uma velocidade de 0,7 m/s, pelo menos uma vez por dia, ou de um declive superior ao inverso do diâmetro. Os documentos de referência nacionais poderão dar indicações locais dos valores ou fórmulas a utilizar;
- as frequências de precipitação e de inundação a considerar, para os sistemas pluviais e unitários, podem ser as apresentadas no Quadro 3.17, caso não haja valores estabelecidos pela entidade responsável;

- devem considerar-se as seguintes fontes poluentes, que podem dar origem a impactos ambientais: os emissários de descarga, os descarregadores de emergência, as fugas de efluentes para as águas subterrâneas, a infiltração de águas subterrâneas, a deposição de resíduos de operações de limpeza dos colectores; para o seu controlo devem ser estabelecidos limites aceitáveis pela entidade gestora.
- os requisitos das descargas de tempestade devem ser estabelecidos pela entidade gestora e a avaliação do seu impacto ambiental (EN 752-3, 1996) deve ser feito tendo em conta as estimativas de frequência, duração e volume no meio receptor, podendo utilizar-se, para tal, a modelação matemática. São recomendadas as seguintes duas abordagens simples para o dimensionamento dos descarregadores de tempestade: início da descarga dos excedentes a partir de uma intensidade de precipitação crítica, geralmente compreendida entre 10 l/s/ha (área impermeável) e 30 l/s/ha (área impermeável), consoante o grau de protecção necessário; ou diluição do caudal em tempo seco de 5 a 8 vezes, quando a capacidade de autodepuração do meio receptor não se encontre ameaçada.

Quadro 3.17 – Frequências recomendadas para o projecto dos sistemas de drenagem urbana (NP EN 752-4, 2001)

Frequência prevista de precipitação excepcional (*) (1 em <i>n</i> anos)	Local	Frequência prevista de inundações (1 em <i>n</i> anos)
1 em 1	Zonas rurais	1 em 10
1 em 2	Zonas residenciais	1 em 20
1 em 2	Centro de cidades, zonas comerciais ou industriais: - com controlo de inundações	1 em 30
1 em 5	- sem controlo de inundações	-
1 em 10	Metro subterrâneo/passagens subterrâneas	1 em 50

(*) Para esta frequência, não deve ocorrer sobrecarga hidráulica

3.4.4. Deficiências dos sistemas de drenagem urbana

3.4.4.1. Principais deficiências do funcionamento dos sistemas

Os sistemas de drenagem são concebidos e dimensionados para determinadas condições de funcionamento, correspondentes à situação de projecto. Todavia, pode acontecer que o projecto dos sistemas nem sempre seja desenvolvido e integrado, da melhor forma, numa situação já existente, frequentemente devido à utilização de informação com fraca qualidade, como

acontece, por exemplo, com informação desactualizada. Estes casos têm consequências, em regra negativas, no funcionamento dos sistemas.

Na situação de um projecto de boa qualidade é de esperar que os sistemas de drenagem urbana funcionem de acordo com o que atrás se descreveu. No entanto, por um lado, durante a construção destes sistemas é frequente verificarem-se condicionamentos à execução do projecto, o que torna necessário a introdução de alterações; por outro lado, a qualidade da construção dos sistemas deve ser verificada, pois é um factor determinante para a garantia do seu funcionamento de acordo com a situação de projecto. Acresce, ainda, que, como em qualquer estrutura física, a entrada em funcionamento destes sistemas dá início a um processo de degradação, que se vai agravando com a idade do sistema, mas que pode ser retardado se existirem boas práticas de operação, manutenção e reabilitação dos sistemas, como se descreveu nas secções 2.4.6 e 2.4.7. Ao longo da vida útil dos sistemas vão, também, ocorrendo alterações das condições do seu funcionamento devidas, por exemplo, à evolução da ocupação da bacia de drenagem ou expansão dos sistemas. Em síntese, os sistemas de drenagem apresentam deficiências de funcionamento, que podem resultar de: um projecto inadequado, da fraca qualidade de construção, da insuficiente manutenção, da degradação do material e das componentes, de alterações das condições de funcionamento e de deficiente operação.

As deficiências de funcionamento dos sistemas de drenagem urbana estão relacionadas com aspectos hidráulicos, ambientais, de qualidade da água e estruturais, como as que se ilustram da Figura 3.29 à Figura 3.38. Geralmente estes aspectos estão interrelacionados, e provocam consequências socio-económicas relevantes (WRc, 2001).

No Quadro 3.18 resumem-se as principais deficiências do funcionamento dos sistemas de drenagem urbana correspondentes aos diferentes domínios considerados e, seguidamente, descrevem-se com maior detalhe aquelas pertencentes aos domínios hidráulico, ambiental e de qualidade da água, por serem estes os que são objecto da presente dissertação.

Quadro 3.18 – Principais deficiências do funcionamento dos sistemas de drenagem urbana

Domínio	Deficiência	
Hidráulico	<ul style="list-style-type: none"> • Falta de capacidade hidráulica 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Entrada em carga de colectores. ○ Inundação. ○ Descarga para o meio receptor.
	<ul style="list-style-type: none"> • Acumulação de sedimentos 	
	<ul style="list-style-type: none"> • Afluências indevidas 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Infiltração. ○ Ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica.
Ambiental e de qualidade da água	<ul style="list-style-type: none"> • Descargas para o meio receptor 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Descargas directas para o meio receptor provenientes de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação. ○ Descargas directas para o meio receptor provenientes de sistemas separativos pluviais com impacto negativo no meio receptor (escorrências pluviais com cargas poluentes e ligações indevidas de origem doméstica à rede pluvial). ○ Descargas de águas residuais brutas ou não convenientemente tratadas para os meios receptores (ETAR e ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica).
	<ul style="list-style-type: none"> • Fugas de água residual para o solo • Septicidade 	
Estrutural	<ul style="list-style-type: none"> • Assentamento dos colectores, deformação, abatimento de soleira • Perda de material, fissuras, fendas, brechas, fracturas • Ligações indevidas ou defeituosas • Colapso • Corrosão • Material defeituoso, superfície danificada 	



Figura 3.29 – Inundação



Figura 3.30 – Descarga de sistema unitário



Figura 3.31 – Assoreamento



Figura 3.32 – Ligações indevidas (doméstico)



Figura 3.33 – Ligações indevidas (pluvial)



Figura 3.34 – Fissuras



Figura 3.35 – Infiltração



Figura 3.36 – Entrada em carga com extravasamento



Figura 3.37 – Colapso



Figura 3.38 – Intrusão de raízes

3.4.4.2. Falta de capacidade hidráulica

A falta de capacidade hidráulica nos sistemas de drenagem pode ter diversas causas, nomeadamente as seguintes:

- perda de capacidade hidráulica devida a obstruções (por sólidos de grandes dimensões, acumulação de gorduras ou raízes de árvores), acumulação de sedimentos nos colectores, efeitos de jusante (por exemplo efeitos de maré), alteração das características dos colectores, tais como a sua degradação, aumento da rugosidade do material e deformação da secção transversal;
- aumento de caudais provenientes da entrada no sistema de aflúncias indevidas nomeadamente a infiltração de água do solo, através de juntas ou fendas, e ligações indevidas da redes pluviais às redes domésticas.

As principais consequências da falta de capacidade hidráulica são as seguintes:

- entrada em carga de colectores, que ocorre quando a altura de água no colector atinge e ultrapassa a altura da secção transversal, podendo não sair do sistema. A sua ocorrência tem como principais inconvenientes:
 - o criação de variações de pressão interna na estrutura do colector, o que pode acelerar a sua degradação estrutural;
 - o aumento da probabilidade de ocorrência de fugas de água residual para o solo;
 - o condicionamento do escoamento, criando influência de jusante e, conseqüentemente, reduzindo a capacidade hidráulica para montante, aumentando a probabilidade de ocorrência de inundação;
- inundação, que ocorre quando o nível de água no sistema de drenagem atinge a cota do terreno, e tem como principal inconveniente a saída de água para o exterior do sistema de drenagem nas ruas, parques, estradas, habitações e outros edifícios, podendo causar incidentes de poluição, danos materiais e pessoais (NAO, 2004);
- descarga para o meio receptor, que ocorre quando a capacidade hidráulica do sistema é atingida e os descarregadores do sistema entram em funcionamento, descarregando para o meio receptor as águas residuais não tratadas, sendo este o principal inconveniente. No caso dos sistemas separativos domésticos e dos sistemas unitários, a funcionar em tempo seco, estas descargas nunca deveriam ocorrer;
- impactos socio-económicos pelo aumento dos custos devidos aos danos materiais, pessoais, de poluição e pelas perturbações nos acessos e no tráfego.

3.4.4.3. Acumulação de sedimentos

Os problemas causados pelos sólidos nos sistemas de drenagem têm consequências nos seguintes domínios (Verbanck, 1993; USEPA, 2004; Ashley *et al.*, 2004):

- hidráulico – obstrução das secções do escoamento, alteração da rugosidade, redução da capacidade hidráulica, promovendo o aumento da entrada em carga, inundações e descargas;
- qualidade das águas residuais – acumulação de poluentes nos sedimentos;
- ambiental – aumento das cargas poluentes associadas aos sedimentos nas descargas para o meio receptor, aumento da frequência e volume das descargas, por redução da capacidade hidráulica;
- estrutural – aumento da corrosão devido à acção do ácido sulfúrico, consequente da formação de sulfuretos de hidrogénio;
- sócio-económico – odores, aumento da formação de gases (gás sulfídrico, metano) com maior risco para as operações de manutenção, custos elevados de operação e de manutenção relacionados com a limpeza dos colectores e estruturas de armazenamento.

Alguns dos primeiros estudos de drenagem urbana, considerando já aspectos de qualidade associados ao transporte de sedimentos, foram desenvolvidos por Desbordes (1985), Artières (1987), CIRIA (1987) e outros. Desbordes (1985) mostra que a poluição das águas pluviais urbanas é importante. Com efeito, em termos de concentração de sólidos em suspensão pode ser equivalente à dos efluentes domésticos e, em caudais rejeitados anualmente, comparável ou superior aos rejeitados pelas estações de tratamento. Artières (1987) fez um estudo da origem dos sedimentos em redes unitárias. Este autor concluiu que existem duas origens do material sólido, uma das águas residuais domésticas, com características predominantemente orgânicas e rapidamente biodegradáveis; a outra, as partículas provenientes dos sumidouros e sarjetas que constituem a massa estável dos depósitos, com granulometrias superiores e essencialmente minerais. CIRIA (1987) mostra que a acumulação de sedimentos em muitos colectores é significativa, especialmente no caso de colectores mais antigos, em Inglaterra.

Bachoc (1992) estudou a possibilidade de formação de depósitos e da ocorrência de erosão em diversos tipos de troços da rede. No seu estudo concluiu que em tempo seco os sólidos se depositam com maior evidência em colectores com declives baixos, nas zonas de cabeceira e em zonas de alteração das condições hidráulicas; refere, ainda, que por ocorrência de precipitação a capacidade de transporte aumenta, podendo transportar partículas de maiores dimensões dos depósitos mas podendo também ocorrer fenómenos de aglutinação, floculação e espessamento.

Estudos sobre a formação de depósitos em colectores apresentados por Laplace (1991) e Chebbo *et al.* (1995) permitiram observar que:

- as áreas de depósitos são bem definidas e correspondem frequentemente a uma combinação das seguintes condições: cabeceiras; zonas a montante de confluências, obstáculos, estações de bombagem; condições para alteração do gradiente da linha de energia; redução da capacidade de transporte (redução de declive, aumento da secção, etc.); manutenção dos sólidos e redução de caudal;
- a acumulação de depósitos nos colectores faz-se nas secções menos inclinadas e onde o escoamento passa por descontinuidades; em colectores sobredimensionados e em cabeceiras;
- os sólidos suspensos são o principal veículo de poluição na ocorrência de precipitação. A estes está associada cerca de 83 a 90% da poluição total da CQO, 77 a 95% da da CBO, 48 a 82% da de Ntotal Kjeldhal, 82 a 99% de hidrocarbonetos e 80 a 99% de chumbo;
- os depósitos indiciam, para eventos de precipitação médios e fortes, originar entre 30 a 45% dos sólidos suspensos, que incorporam cerca de 40 a 80% de matéria orgânica.

Em estudos experimentais numa bacia unitária em Paris, França, Grommaire-Mertz (1998) concluiu que cerca de 50% dos sólidos transportados em suspensão, em eventos de precipitação, são provenientes dos depósitos de sedimentos nas soleiras dos colectores.

Delleur (2001) descreve o trabalho que tem sido realizado nos Estados Unidos da América e na Europa sobre o movimento dos sedimentos em drenagem urbana, nomeadamente a sua origem, caracterização, transporte nos colectores, modelação, a sua influência no dimensionamento dos sistemas e monitorização. Em Ashley *et al.* (2004) é apresentado o estado da arte sobre os sólidos em colectores, com uma descrição das características e origens dos sólidos e dos processos de transformação a eles associados, dos efeitos dos sólidos no desempenho dos sistemas de águas residuais e da gestão dos sólidos nos sistemas de águas residuais. Ellis *et al.* (2004) e Ashley *et al.* (2004) apresentam valores do efeito que a acumulação de sedimentos tem na redução da área molhada do escoamento e no caudal correspondente à secção cheia, que se reproduzem no Quadro 3.19. Também no Quadro 3.20 se apresentam valores experimentais da taxa de acumulação de sedimentos em sistemas unitários.

Como foi anteriormente referido, o aspecto da acumulação de sedimentos é considerado no dimensionamento dos sistemas de drenagem urbana, impondo condições que assegurem o transporte dos sedimentos, prevenindo a sua deposição. As partículas de maior dimensão

observam-se nos sistemas de drenagem unitários e, nos sistemas separativos domésticos a sua dimensão não ultrapassa, geralmente, 1 a 5 mm. Quando existem desarenadores, as partículas com diâmetro superior a 0,2 mm ficam retidas, pois o critério de dimensionamento hidráulico baseia-se na manutenção de velocidades inferiores a 0,3 m/s, para que as partículas arenosas de dimensão superior a esta fiquem retidas (Matos, 1991). No Quadro 3.21 apresentam-se diferentes critérios de dimensionamento de colectores, presentemente utilizados, relativos à velocidade média do escoamento. Há também critérios baseados na tensão mínima de arrastamento junto ao fundo, que são apresentados em Ashley *et al.* (2004). No entanto, como aí é referido, um único valor mínimo de velocidade ou de tensão de arrastamento não permite determinar adequadamente as condições de auto-limpeza em colectores de diferentes dimensões, rugosidade e declive para a gama de características dos sedimentos e de condições de escoamento nos colectores.

Quadro 3.19 – Efeito da altura de sedimentos na capacidade hidráulica (traduzido de Ellis *et al.*, 2004 e Ashley *et al.*, 2004)

Altura de sedimentos em percentagem da altura do colector	Área de escoamento com sedimentos em percentagem da área da secção transversal limpa	Percentagem de caudal escoado em função do caudal de secção cheia limpa
(%)	(%)	(%)
1	99,8	99,7
2	99,5	99,3
5	98,1	97,3
10	94,8	92,5
20	-	50
80	-	10
100	-	0

Quadro 3.20 – Valores experimentais da taxa de acumulação de sedimentos em sistemas unitários (traduzido de Ashley e Crabtree, 1992)

Dimensão do colector	Declive do colector	Deposição de sedimentos	População	Comentário
(mm)	(-)	(g/m.d)	(hab.)	
<i>Observações in-situ</i>				
1 500	0,0010	34-128	14 590	Interceptor
4 000	0,0004	154-176	380 00	Interceptor
2 750 x 1 800	0,0010	500	35 000	Colector principal

Quadro 3.21 – Critérios de velocidade mínima para o dimensionamento de colectores com condições de auto-limpeza (traduzido de Ashley *et al.*, 2004)

Referência	País	Tipo de sistema	Velocidade mínima (m/s)	Condições do colector
ASCE/WPCF (1970)	E.U.A.	Doméstico	0,60	Secção cheia/meio cheia
		Pluvial	0,90	Secção cheia/meio cheia
BS 8001 (1987)	Reino Unido	Pluvial	0,75	Secção cheia
		Unitário	1,00	Secção cheia
Ministère de l'Interieur (1977)	França	Doméstico	0,30	Caudal médio diário
		Pluvial	0,30	1% do caudal de secção cheia
		Unitário	0,60	10% do caudal de secção cheia
EN 752-4 (1997)	Europa	Todos	0,70 uma vez por dia 0,70 ou mais se necessário	Diâmetro < 300 mm Diâmetro ≥ 300 mm
ATV-A110 (2001)	Alemanha	Doméstico	Função do diâmetro variando de 0,48 para diâmetro = 150 mm até 2,03 para diâmetro = 3000 mm	Altura de escoamento superior a 30% da secção cheia
		Pluvial		
		Unitário		

3.4.4.4. Afluências indevidas

Infiltração

A infiltração, entendida como a entrada de água subterrânea nas infra-estruturas enterradas, através de deficiências estruturais nos colectores, nas juntas, nas ligações domésticas ao colector e câmaras de visita, ocorre inevitavelmente, em maior ou menor escala, nos sistemas de drenagem urbana (USEPA, 2001). Os caudais de infiltração são variáveis quer espacial quer temporalmente e a sua magnitude depende de factores como (White *et al.*, 1997 e Gamboa *et al.*, 2000):

- posição dos elementos das redes relativamente ao nível freático, que apresenta variações sazonais (pressão hidrostática sobre o elemento);
- percentagem do tempo em que o nível freático está acima da soleira dos elementos da rede de drenagem;
- o estado de conservação das redes de drenagem, particularmente dos colectores e câmaras de visita (dependente dos materiais usados, da idade do sistema, da presença de raízes, entre outros);

- comprimento das redes, diâmetro dos colectores e número de câmaras de visita;
- densidade de ramais de ligação;
- tipo de solo e condições de assentamento dos colectores;
- ocorrência de precipitação, pois esta induz um acréscimo da infiltração devido ao escoamento sub-superficial, que normalmente apresenta uma resposta mais rápida que a infiltração resultante do nível freático, e ainda contribui para a elevação do nível freático, como ilustrado na Figura 3.39;
- fugas das condutas de abastecimento público e dos colectores separativos pluviais.

Não sendo possível, na prática, eliminar totalmente a infiltração, esta afluência é considerada, geralmente, no dimensionamento dos sistemas de drenagem urbana. O efeito da infiltração nos sistemas de drenagem urbana é, em regra, lento, podendo variar com o nível freático.

No entanto, na realidade, os valores dos caudais de infiltração podem exceder significativamente os valores de projecto, sendo frequentemente subestimados, e são um indicador do estado estrutural dos sistemas (White *et al.*, 1997; Ainger *et al.*, 1998; Ellis, 2001). De facto, o bom estado estrutural dos sistemas é uma condição chave para garantir que o transporte das águas residuais se faça de forma estanque, tendo um papel muito importante no seu bom desempenho. O problema da infiltração tende a agravar-se com a idade dos sistemas, podendo tornar-se crítico a médio ou longo prazo, tendo importantes consequências no seu desempenho quer a nível técnico quer económico.

A água subterrânea que se infiltra nos sistemas de drenagem é geralmente de boa qualidade, com menor carga poluente que os efluentes tratados das ETAR. Quando estas afluências atingem valores significativos, podem originar diversos problemas, entre os quais se destacam (White *et al.*, 1997):

- o aumento dos custos de operação, manutenção e, eventualmente, de investimento, quer em colectores, quer na ETAR;
- a redução da capacidade útil de transporte e tratamento, que contribui para a ocorrência de maiores descargas (maior frequência, duração ou caudal descarregado), inundações e, conseqüentemente, poluição dos solos e meios hídricos;
- aumento dos caudais bombeados;
- aumento do volume de armazenamento;
- a diminuição da eficiência de tratamento na ETAR;
- impactos negativos devido ao eventual rebaixamento do nível freático;

- a possível entrada de sedimentos nos colectores, aumentando o fluxo de material sólido e potencialmente danificando as infra-estruturas e equipamentos.

O problema da quantificação da infiltração coloca-se em duas fases concretas: na fase de projecto, quando se calculam os caudais de dimensionamento, e durante a fase de exploração, para se avaliar o desempenho do sistema em termos técnicos e económicos. Em projectos de reabilitação, a quantificação da infiltração é importante para avaliar o desempenho antes e após a intervenção (Cardoso *et al.*, 2002). Quando existem medições locais de caudal, a quantificação da infiltração de base que ocorre num sistema de drenagem, correspondente à infiltração que não é rapidamente induzida pela precipitação mas pelas águas subterrâneas, pode ser estimada a partir da análise dos registos de medição de caudal em tempo seco, nomeadamente o caudal mínimo registado, que ocorre geralmente no período entre as 0:00 e as 6:00 (Almeida e Brito, 2002).

Em alguns estudos realizados foi efectuada uma análise detalhada dos caudais que mostraram que o caudal nocturno era, em média, cerca de 8% a 12% do caudal médio diário sem ocorrência de precipitação para as bacias urbanas analisadas. Esta proporção pode ser superior por efeito de caudais industriais ou outras aflúências com alguma consistência no tempo (Cohen *et al.*, 1998). No entanto, é necessário verificar especificamente o comportamento do método de medição durante o período nocturno, já que podem ocorrer erros significativos. Estes erros podem ser devidos à ocorrência de caudais e alturas de água demasiado reduzidos e, também, de baixas concentrações de sólidos em suspensão, factores que podem interferir com o método utilizado e afectar a qualidade das medições (Cardoso *et al.*, 2002).

De Bénédittis (2004) descreve quinze métodos de quantificação da infiltração, distinguindo os métodos baseados no caudal, utilizando os hidrogramas diários, e os métodos químicos, baseados na diluição dos poluentes. Em ambos os tipos de métodos, aplicados durante o tempo seco, são considerados dois princípios:

- a infiltração é calculada por subtracção do caudal teórico estritamente de águas residuais, geralmente estimado a partir dos consumos de água ou de um valor de capitações;
- a infiltração é estimada com base no caudal nocturno.

Estes dois princípios apresentam algumas limitações. Uma vez que o caudal estimado de águas residuais domésticas tem variações sazonais, a atribuição de capitações tem grandes incertezas, e o caudal nocturno pode não ser unicamente devido a infiltração, mas a outras contribuições, tais como a bombagem de caves ou água utilizada para arrefecimento. De Bénédittis (2004) faz,

também, um estudo comparativo dos métodos, concluindo que existe uma grande variação na determinação do valor da infiltração consoante o método utilizado, dependendo a aplicabilidade dos métodos das características dos locais e dos sistemas. Este autor conclui que os métodos tradicionais apresentam incertezas significativas, quer no que diz respeito à origem da infiltração, quer aos valores estimados.

Com o objectivo de obter valores medidos de infiltração mais precisos Kracht e Gujer (2005) desenvolveram dois métodos de quantificação da infiltração, o método dos isótopos e o método das séries temporais de poluentes, no âmbito do projecto de investigação *APUSS (Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Drainage Systems)*, financiado pela União Europeia. O método dos isótopos baseia-se no traçador isotópico $\delta^{18}\text{O}$, consistindo na separação dos hidrogramas de caudal em duas componentes, correspondentes às origens de água da infiltração, aplicável quando as composições isotópicas destas origens são distintas. Estas origens são a água subterrânea e a água de consumo que gera as águas residuais domésticas. Este método requer um estudo hidrológico e hidrogeológico aprofundado.

O método das séries temporais de poluentes estima a fracção da água infiltrada através de uma análise da medição de séries temporais da concentração de poluentes e do caudal de águas residuais, numa secção do colector. Este método não requer um estudo hidrológico e hidrogeológico aprofundado e pode ser aplicado quando as composições isotópicas das origens de água de infiltração são semelhantes.

No Quadro 3.22 apresentam-se valores de infiltração em sistemas de drenagem urbana quer provenientes de estudos experimentais, quer valores recomendados para o dimensionamento e a reabilitação dos sistemas.

Ligações indevidas

Uma outra origem das afluências indevidas aos sistemas de drenagem é a existência de ligações indevidas, geralmente nas câmaras de visitas, de caleiras dos telhados, caves e drenos de logradouros, drenos de fundações, sumidouros, instalações elevatórias de prediais, tampas de caixas de visita, colectores unitários. Estas ligações podem verificar-se através da drenagem de águas pluviais para os sistemas separativos domésticos ou vice-versa.

No primeiro caso verificam-se picos nos valores de caudal do sistema separativo doméstico, directamente relacionados com eventos de precipitação, como se ilustra na Figura 3.39. Em redes separativas pluviais, que descarregam directamente para os meios receptores, as afluências de caudais domésticos têm impactos directos na qualidade do meio receptor, não apenas por ocorrência de precipitação mas continuamente ao longo de todo o ano.

Quadro 3.22 – Valores de infiltração em sistemas de drenagem urbana

Referência	Valores de infiltração	Comentários
<i>Valores recomendados</i>		
Decreto-Regulamentar n.º 23/95	Caudal de infiltração igual ao caudal médio anual de águas residuais. 0,5 - 4 m ³ /dia/cm/km.	Para diâmetros < 300 mm, se não existirem dados locais. Dependendo na condição dos colectores para diâmetros ≥ 300 mm.
White <i>et al.</i> (1997)	Em sistemas separativos domésticos 10% da capacidade do colector deve se considerada para infiltração no seu dimensionamento.	No Reino Unido, de acordo com <i>Water Authorities Association</i> (WAA, 1989).
ATV-A118E (1999)	0,05 a 0,15 l/s/ha.	Para o dimensionamento dos sistemas separativos domésticos, em tempo seco, considerando a área total da bacia. Negligenciável para o dimensionamento dos sistemas unitários e pluviais.
USEPA (2001)	0,05 - 1,39 m ³ /dia/cm/km volume de infiltração em sistemas gravíticos no horizonte de projecto.	Variações locais de orientações de projecto nos E.U.A..
Tchobanoglous <i>et al.</i> (2003)	0,1 - 10 m ³ /dia/cm/km.	EPA considera valores acima de 7,5 m ³ /dia/cm/km como infiltração excessiva.
NRC (2003b)	12 m ³ /ha/dia ou 3 m ³ /cm/km/dia.	Infiltração média nos sistemas existentes. <i>Ministère de l'Environnement du Québec, Directive 004, 1989.</i>
NRC (2003b)	5 m ³ /cm/km/dia ou 0,15 m ³ /m/dia.	Infiltração excessiva nos sistemas existentes. <i>Ministère de l'Environnement du Québec, Directive 004, 1989.</i>
<i>Valores experimentais</i>		
ASCE (1982)	Contribuição de ramais de ligação pode atingir 90% da infiltração nos colectores.	
Belhadj <i>et al.</i> (1995)	Caudal de infiltração 42% do caudal doméstico.	Estudos em duas pequenas bacias em França com 16 meses de registos horários de caudal.
White <i>et al.</i> (1997)	28% dos sistemas com 25% do caudal afluente à ETAR proveniente de infiltração. 9% dos sistemas com 50% do caudal afluente à ETAR proveniente de infiltração.	Estudo de 1646 sistemas de drenagem no Reino Unido.
Stevens (1998)	50% do caudal de águas residuais que chega às ETAR corresponde a infiltração.	Mais de 3000 estudos nos E.U.A..
Ellis (2001)	Contribuição de ramais de ligação é de 30% a 40% na infiltração nos colectores.	Estimativas no Reino Unido.
Almeida e Brito (2002)	Caudal de infiltração até 50% caudal médio de tempo seco.	Caso de estudo Português com monitorização durante um ano.
Princ e Kohout (2004)	72 - 104 m ³ /km/dia ou 0,72 m ³ /dia/ramal de ligação.	Valores experimentais de uma bacia na República Checa, com medições nos períodos de Inverno e de Verão de 2004.

As ligações indevidas ao sistema de drenagem de águas pluviais podem ser devidas a afluências domésticas ou a afluências industriais ou comerciais. As afluências industriais, em ambos os sistemas são também consideradas indevidas, quando a qualidade não é compatível com a

descarga directa no meio receptor, no caso do sistema separativo pluvial, ou quando a sua qualidade possa trazer problemas às componentes da rede de drenagem e ao normal funcionamento da ETAR, para o caso do sistema separativo doméstico.

Nos casos em que as afluências provenientes das ligações indevidas de sistemas pluviais aos domésticos têm valores significativos, podem originar diversos problemas, muitos comuns aos da infiltração, entre os quais se destacam (Cardoso *et al.*, 2002):

- aumento dos custos de operação, manutenção e, eventualmente, de investimento, quer em colectores, quer na ETAR;
- redução da capacidade útil de transporte e tratamento, que contribui para a ocorrência de maiores descargas (maior frequência, duração ou caudal descarregado), inundações e, conseqüentemente, poluição dos solos e meios hídricos;
- aumento dos caudais bombeados;
- aumento do volume de armazenamento;
- diminuição da eficiência de tratamento na ETAR.

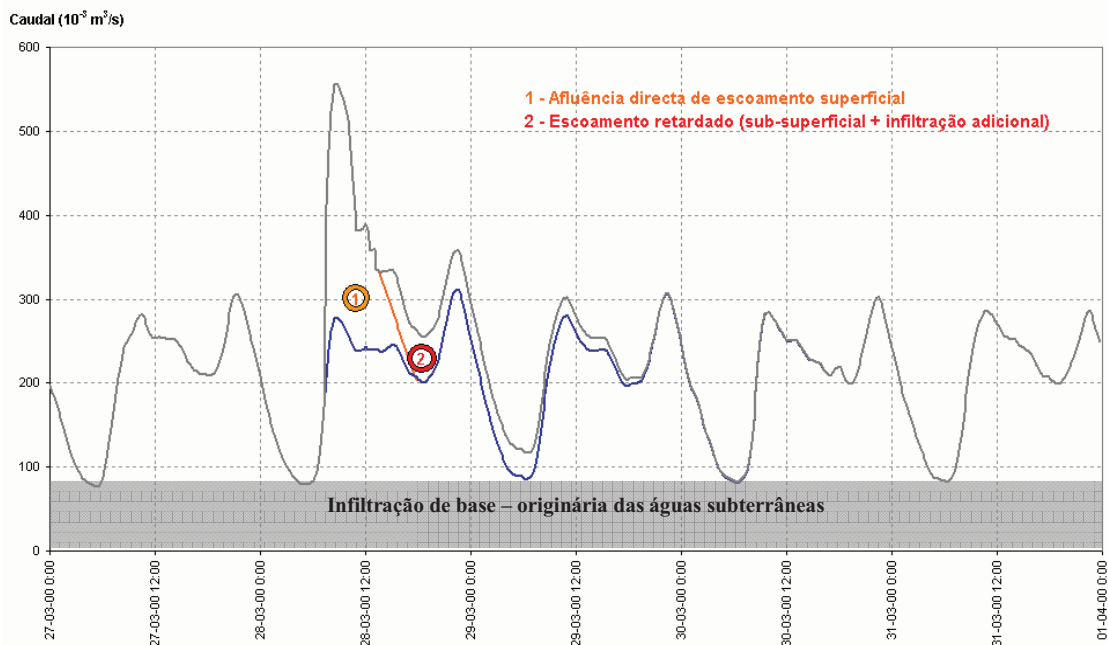


Figura 3.39 – Ilustração do efeito da infiltração e das ligações indevidas (Cardoso *et al.*, 2002)

Brombach *et al.* (2002b) apresentam o cálculo das afluências indevidas, conjuntamente infiltração e ligações indevidas, nos sistemas de drenagem unitários alemães. Estes cálculos baseiam-se em registos de caudal de 33 ETAR alemãs, entre 1992 e 1995. Concluem que os valores das afluências indevidas atingem 100% do caudal doméstico em 50% dos meses, estão entre 100% e 200% em 20% dos meses, estão entre 300% e 400% em mais de cerca de 7% dos

meses e chegam atingir o valor de 900%. Concluem, também, a existência de efeitos sazonais importantes.

No Quadro 3.23 apresentam-se valores considerados aceitáveis no Canadá e nos E.U.A. para as aflúncias indevidas nos sistemas de drenagem urbana (NRC, 2003b).

O problema com que geralmente as entidades gestoras se deparam é o de saber a partir de que ponto a mitigação das ligações indevidas é favorável ou compensador em termos de custo-eficácia (USEPA, 2001).

Quadro 3.23 – Valores aceitáveis de aflúncias indevidas em sistemas de drenagem urbana no Canadá e E.U.A. (traduzido de NRC, 2003b)

Valores de aflúncias indevidas aceitáveis	Comentários	Referência
450 l/cap/dia	Caudal doméstico e aflúncias indevidas não excessivas.	USEPA (1991)
1000 l/cap/dia	Na ocorrência de precipitação.	USEPA (1991)
0,2 a 0,7 l/s/ha	Para o dimensionamento dos sistemas separativos domésticos.	ATV-A118E (1999)
10 a 100% do caudal médio de águas residuais	Valor global que inclui infiltração e aflúncias indevidas a todos os tipos de sistema, comparando medições de caudal em tempo seco e por ocorrência de precipitação.	ATV-A118E (1999)
0,13 l/s/ha	Valores de projecto para precipitação com período de retorno inferior a 5 anos (incluindo infiltração).	Geater Vancouver Regional District (2001)

3.4.4.5. Descargas para o meio receptor

O grande problema das descargas dos sistemas de drenagem urbana é o seu impacto ao nível da qualidade e da degradação dos meios receptores. As descargas para o meio receptor dos sistemas de drenagem urbana podem ser provenientes de sistemas separativos pluviais, de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação e de descargas de águas residuais brutas ou não convenientemente tratadas.

Descargas de sistemas separativos pluviais

Os sistemas separativos pluviais recebem as águas pluviais que podem conter cargas poluentes significativas, como se apresenta no Quadro 3.16. Para minimizar os impactos negativos destas descargas têm sido desenvolvidas técnicas de controlo na origem das águas pluviais por forma a reduzir quer os caudais, quer as cargas poluentes, como já referido anteriormente. Embora estejam excluídas do campo de aplicação da Directiva 91/271/CEE – *Tratamento de águas*

residuais urbanas as descargas de sistemas separativos pluviais, não significa que estas não possam vir a ser objecto de regulamentação completar ao nível dos Países-membros.

No entanto, as descargas destes sistemas tornam-se particularmente gravosas quando existem ligações indevidas dos sistemas domésticos, aumentando as descargas de poluentes para valores inadmissíveis.

Descargas de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação

No funcionamento dos sistemas unitários está prevista a ocorrência de descargas em tempo de chuva, sempre que a capacidade do sistema ou da ETAR são ultrapassadas. No entanto, é função deste tipo de sistemas reter os poluentes mais pesados e apenas descarregar os efluentes menos poluídos (Marsalek *et al.*, 1992). Estas descargas constituem fontes poluentes para o meio receptor, como tem sido evidenciado em diversos estudos tais como Pisano *et al.* (1979), Geiger (1984) e Thornton e Saul (1986), citados em Marsalek *et al.* (1992), e Verbank *et al.* (1993), pelo que os seus impactos negativos devem ser minimizados e considerados no contexto do funcionamento integrado dos sistemas, i.e., sistema de drenagem, ETAR e meio receptor (Lijklema, 1993). Tradicionalmente, uma forma de controlar as descargas dos sistemas unitários tem sido maximizar a eficiência do sistema de drenagem no que diz respeito à utilização da sua capacidade e à sua operação. Quando estas medidas não são suficientes, é possível recorrer-se ao armazenamento nos sistemas assim como as técnicas de controlo na origem das águas pluviais, já anteriormente referidos, com a finalidade de amortecer os caudais de ponta, reduzir as afluências ao sistema e reter as substâncias mais poluentes.

Marsalek *et al.* (1992) fazem uma descrição do funcionamento e do projecto dos descarregadores de tempestade de sistemas unitários. Estes autores referem, também, que em relação aos impactos das descargas de tempestade nos meios receptores se deve quantificar os volumes e as frequências das descargas, assim como as concentrações e cargas de poluentes. Os mesmos autores referem os sólidos suspensos, a CBO, a CQO e a amónia como os poluentes que são considerados na análise da eficiência do funcionamento dos descarregadores de tempestade, assim como o respectivo caudal descarregado.

Saul (2002) apresenta uma revisão do *estado da arte* relativo ao projecto e à operação dos descarregadores de tempestade de sistemas unitários. O dimensionamento dos descarregadores de tempestade apresenta diferenças nos vários países da Europa, em função dos seus requisitos regulamentares mas, em regra, deve basear-se nos três critérios seguintes:

- razão de diluição;
- capacidade do colector a jusante em relação ao caudal médio de tempo seco;

- um número limite de descargas por ano.

Em FWR (1994) são apresentadas as Normas de Qualidade Ambiental (*Environmental Quality Standards - EQS*) para aplicação a águas abrangidas pela anterior Directiva da Qualidade das Águas Balneares – Directiva Europeia 76/160/CEE. Relativamente à concentração de coliformes, esta Directiva considera que os limites de concentração dos coliformes fecais é de 2 000 /100 ml e dos coliformes totais é de 10 000 /100 ml, e que as durações totais em que estes limites podem ser excedidos é de 1,8% em cada estação balnear, em ambos os casos. Para o cumprimento destas exigências, FWR (1994) propõe para a frequência de descarga dos sistemas unitários, em cada estação balnear, que o número máximo de descargas de eventos independentes de precipitação, em média, não deve exceder 3. No que respeita a descargas em águas com diferentes usos, considera que as frequências podem ser as seguintes:

- superiores a 1 descarga/ano, caso haja separação de sólidos de dimensão superior a 6 mm e inferiores ou iguais a 1 descarga/ano, caso haja separação de sólidos de dimensão superior a 10 mm, para as águas utilizadas para actividades balneares, recreativas, conquícolas ou que passam em parques públicos;
- superiores a 30 descargas/ano, caso haja separação de sólidos de dimensão superior a 6 mm e inferiores ou iguais a 30 descarga/ano, caso haja separação de sólidos de dimensão superior a 10 mm, quando as águas são utilizadas para actividades recreativas ou passam em zonas públicas de passeio ou zonas com construção.
- regras de projecto nos outros casos.

David (2005) apresenta o *estado da arte* relativo aos métodos de cálculo e critérios de dimensionamento de estruturas de armazenamento e descarga, apresentando-se no Quadro 3.24 os critérios de dimensionamento dos descarregadores de tempestade e das estruturas de descarga, nos vários países europeus.

A qualidade da água descarregada das ETAR para os meios receptores deve obedecer à Directiva 91/271/CEE – *Tratamento de águas residuais urbanas*, transposta para o direito português pelo Decreto-Lei n.º 152/97. Assim, relativamente aos parâmetros de descarga, estabelece, tal como consta do Quadro 3.25 e do Quadro 3.26:

- valores limite para a CBO₅, CQO e SST, em termos de concentração ou eficiência de tratamento, a garantir em 95% das amostras colhidas de acordo com a frequência estabelecida no Anexo I-D da directiva;
- exigência de aplicação de métodos de controlo que garantam as exigências de monitorização e dos resultados;

Quadro 3.24 – Critérios de dimensionamento dos descarregadores de tempestade e das estruturas de descarga nos vários países europeus (adaptado de David, 2005)

País	Critério	
	Diluição mínima/Redução de carga orgânica	Frequência
Alemanha	Diluição 7 a 8 vezes o caudal médio diário de tempo seco. Redução de 90% da carga orgânica descarregada em descarregadores de tempestade, ATV-A128 (1992).	
Bélgica	Sistemas existentes: diluição 2 a 5 vezes o caudal médio diário de tempo seco. Novos sistemas: diluição 5 a 10 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	7 eventos por ano.
Dinamarca	Diluição 5 vezes o caudal de ponta diário de tempo seco. Diluição 8 a 10 vezes o caudal médio diário de tempo seco. Carga orgânica média anual descarregada em descarregadores de tempestade equivalente à das ETAR (CBO e CQO).	Depende da natureza do meio hídrico receptor.
Espanha	Diluição 3 a 5 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	
França	Diluição 2 a 3 vezes o caudal de ponta diário de tempo seco. Diluição 4 a 6 vezes o caudal médio diário de tempo seco (2 a 3 vezes o caudal médio diário de tempo seco no descarregador da ETAR).	
Grécia	Diluição 3 a 6 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	
Holanda		Depende da natureza do meio hídrico receptor. Geralmente 3 a 10 por ano.
Irlanda	Diluição 6 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	
Itália	Diluição 3 a 5 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	Definidas à escala local.
Luxemburgo	Diluição 2 a 3 vezes o caudal de ponta diário de tempo seco. Diluição 4 a 6 vezes o caudal médio diário de tempo seco.	
Portugal	Diluição 3 a 6 vezes o caudal médio diário de tempo seco. Segundo o Decreto-Regulamentar n.º 23/95, deve ter-se em consideração o uso do meio receptor.	
Reino Unido	Diluição 6 a 9 vezes o caudal médio diário de tempo seco, FWR (1994). Sistemas antigos caudal de descarga 6 vezes caudal médio diário de tempo seco.	

- amostras colhidas continuamente durante vinte e quatro horas, proporcionais ao caudal ou por escalões de tempo;
- o número de amostras cuja não conformidade é aceitável (conformidade exigida a 95%);
- o valor limite absoluto que não pode ser excedido em caso algum para os parâmetros.

Quadro 3.25 – Directiva 91/271/CEE – Parâmetros de descarga das ETAR (meios normais)

Parâmetros	Concentração (mg/l)	e/ou	Eficiência de remoção (%)
CBO ₅	<25		70-90
CQO	<125		>75
SST	<35		>90

Relativamente a zonas sensíveis, acresce ainda, tal como se apresenta no Quadro 3.26, valores limites para os parâmetros *P_{tot}* e *N_{tot}*.

Quadro 3.26 - Directiva 91/271/CEE – Parâmetros de descarga das ETAR (meios sensíveis)

Parâmetro	População (e. p.)	Concentração (mg/l)	e/ou	Eficiência de remoção (%)
<i>P_{tot}</i>	10 000 /100 000	2		80
	> 100 000	1		
<i>N_{tot}</i>	10 000 /100 000	15		70 a 80
	> 100 000	10		

Relativamente às águas pluviais, estabelece os seguintes princípios:

- não é permitida qualquer descarga directa de excedente de sistemas unitários por ocorrência de precipitação (ou separativo doméstico), a montante da ETAR, para precipitações fracas ou médias;
- é permitida a descarga directa de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação, a montante da ETAR, sem tratamento, para precipitações excepcionais;
- os Estados-Membros devem definir as medidas para limitar a poluição descarregada pelas descarga de tempestade decorrentes de precipitações fracas, médias ou excepcionais; estas medidas podem ser baseadas em taxas de diluição ou capacidade em relação em relação do caudal médio de tempo seco, ou especificar um número aceitável de descargas de tempestade anual.

No entanto, a directiva não especifica um período de retorno ou a frequência de ocorrência das precipitações em causa.

As normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos são estabelecidos no Decreto-Lei n.º 236/98 e apresentados no Quadro 3.27, relativamente às concentrações da CBO₅, CQO, SST, NTot, Ptot, e dos parâmetros microbiológicos coliformes totais e coliformes fecais. Este decreto inclui as normas de descarga das águas residuais na água e no solo, estabelecendo valores limites de emissão (VLE). Relativamente à qualidade das águas balneares estabelece valores máximos recomendados (VMR), valores máximos admissíveis (VMA), frequência de amostragem e método analíticos de referência.

Quadro 3.27 – Decreto-Lei n.º 236/98 – Parâmetros de descarga de águas residuais

Parâmetros	Concentração VLE (mg/l)	
CBO ₅	<40	
CQO	<150	
SST	<60	
Ntot	<15	
Ptot	<10 <3 (em águas que alimentam lagoas ou albufeiras) <0,5 (em lagoas ou albufeiras)	
<i>Qualidade das águas balneares – parâmetros microbiológicos</i>		
	VMR (/100 ml)	VMA (/100 ml)
Coliformes totais	500	10 000
Coliformes fecais	100	2 000

Descargas de águas residuais brutas ou não convenientemente tratadas

Quando a capacidade do sistema de drenagem doméstico é ultrapassada, verifica-se a ocorrência de descargas de águas residuais brutas para o meio receptor. Esta situação pode dever-se à existência de elevadas aflúncias indevidas ao sistema (infiltração e ligações indevidas), de níveis elevados de assoreamento, fracturas e obstruções nos colectores, avarias de instalações elevatórias ou falta de capacidade do sistema para escoar o caudal necessário. A ocorrência deste tipo de descargas deve ser considerado inaceitável uma vez que as águas residuais domésticas transportam elevadas cargas poluentes, como se pode verificar pela sua composição apresentada no Quadro 3.16. Também no caso dos sistemas unitários a funcionar em tempo seco não é admissível a ocorrência de descargas.

No entanto, este tipo de problemas vem reportado em bibliografia como, por exemplo, em USEPA (2001), que apresenta seis sistemas de drenagem americanos. Estes casos, ocorridos na prática, apresentam diferentes causas para as descargas de águas residuais do sistema de

drenagem doméstico, sendo 43% devidas a obstruções, 27% a aflúncias indevidas, 12% a fendas nos colectores, 11% a falhas de energia eléctrica e 7% a insuficiente capacidade hidráulica.

3.4.4.6. Septicidade

Nos sistemas de drenagem de águas residuais verifica-se a presença de diversos compostos químicos. De entre estes, o sulfureto de hidrogénio, ácido sulfídrico na forma líquida ($H_2S_{(aq)}$) ou gás sulfídrico na forma gasosa ($H_2S_{(g)}$), têm particular relevância pelas suas consequências negativas, nomeadamente (Sousa e Matos, 1991b; Matos, 1991):

- odor intenso e desagradável, mesmo quando existente em pequenas concentrações, sendo o limite de percepção do gás sulfídrico de 0,00021 p.p.m., o limite de reconhecimento de 0,00047 p.p.m. e o odor forte a partir de concentrações de 0,5 p.p.m.;
- toxicidade por criar a possibilidade de formação de ambientes letais ou explosivos na atmosfera dos colectores e espaços vizinhos confinados. Ambientes em que a concentração de gás sulfídrico é de 10 a 50 p.p.m. podem causar perturbações tais como náuseas, irritações de garganta, nariz e vista, dores de cabeça; concentração de gás sulfídrico de 50 a 300 p.p.m. causam lesões da vista e aparelho respiratório e concentrações no ar acima de 300 p.p.m. causam a morte imediata. De acordo com a Portaria n.º 762/2002, em exposições diárias de oito horas e de trinta minutos, nunca devem ser excedidas, respectivamente, concentrações de 10 p.p.m. e de 30 p.p.m.;
- corrosão dos colectores, câmaras de visita, elementos acessórios, poços de bombeamento e órgãos das instalações de tratamento, deteriorando o material;
- perturbações no funcionamento das ETAR por afectar negativamente o tratamento anaeróbio (Tchobanoglous *et al.*, 2003);

A condição de septicidade nos sistemas de drenagem de águas residuais resulta da actividade de bactérias, que crescem na massa líquida e nas superfícies submersas que, em condições anaeróbias, reduzem o sulfato produzindo sulfuretos. A formação de sulfuretos depende de vários factores, entre os quais se incluem a disponibilidade de matéria orgânica e de sulfatos, a temperatura, o pH, a velocidade média do escoamento, o tempo de percurso, a concentração de oxigénio dissolvido e o potencial redox da massa líquida (Matos, 1991).

A presença de oxigénio dissolvido nos sistemas de drenagem de águas residuais mantém elevados os valores do potencial redox, inibindo a actividade bacteriana que produz os

sulfuretos. Quando existem concentrações significativas de oxigénio dissolvido na massa líquida, superiores a 1 mg/l (USEPA, 1985 *op. cit. in* Matos, 1991), tanto a actividade das bactérias responsáveis pela formação dos sulfuretos é inibida, como se desenvolve a oxidação dos sulfuretos, pelo que não existem condições propícias à formação de sulfuretos.

No entanto, desde que existam sulfuretos na massa líquida, há potencialidade para a geração de gás sulfídrico. Os sulfuretos totais são constituídos pelos não dissolvidos (como, por exemplo, o sulfureto de ferro, sulfureto de zinco, sulfureto de chumbo) e pelos sulfuretos dissolvidos que podem ser voláteis (tais como o gás sulfídrico) e não voláteis (ião sulfato, S^{2-} , e ião hidrogenosulfato, HS^-).

O consumo de oxigénio nos colectores deve-se, principalmente, a processos microbiológicos que ocorrem na massa líquida, no filme biológico (biofilme) e nos sedimentos. Quando a concentração de oxigénio na massa líquida é nula existem condições anaeróbias propícias para a produção de sulfuretos. Desta forma, o escoamento pode atingir condições de septicidade, ou seja, quando se verifica a ocorrência de concentrações de sulfuretos e baixos potenciais redox.

A produção mais significativa de sulfuretos ocorre no biofilme, filme biológico que se desenvolve no perímetro molhado, e na acumulação de depósitos na soleira dos colectores, com elevada matéria orgânica, por promoverem o consumo de oxigénio reduzindo o oxigénio dissolvido na massa líquida. A existência de sulfuretos nas águas residuais pode dever-se, também, à composição de descargas de efluentes industriais ou de águas de infiltração.

Uma parte dos sulfuretos dissolve-se na água residual e, em determinadas condições, pode haver fracções que se libertem para a atmosfera dos colectores sob a forma de gás sulfídrico. Este gás dissolve-se na humidade condensada na superfície interna dos colectores em contacto com o ar e origina ácido sulfídrico que, por acção das bactérias forma ácido sulfúrico (H_2SO_4) responsável pela corrosão dos materiais.

Nas condutas elevatórias, por um lado pode verificar-se a retenção das águas residuais sem que ocorra transferência de oxigénio; por outro lado, o escoamento faz-se em secção cheia, pelo que existe menor risco de corrosão e produção de odores no interior da conduta. No entanto, os problemas podem vir a ocorrer à saída das condutas (Ashley *et al.*, 2004).

Matos (1991) estuda a formação de sulfuretos em colectores. Matos (1991) e Boon (1994) descrevem vários outros estudos e equações empíricas, que têm sido desenvolvidos, desde 1950, para prever a formação de sulfuretos em colectores, nomeadamente as citadas em Matos (1991) – Thistlethwayte (1972), Boon e Lister (1975), Pomeroy e Parkhurst (1977), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988).

Os efeitos dos sulfuretos em escoamentos com superfície livre podem ser estimados a partir do valor do parâmetro Z_p , pela seguinte Equação (3.20) (Thistlethwayte, 1972 *op. cit.* in Matos, 1991):

$$Z_p = \frac{0,305 \times CBO_5 \times 1,07^{(T-20)}}{Q^{1/3} \times J^{1/2} \times f} \quad (3.20)$$

em que CBO_5 é a carência bioquímica de oxigénio aos 5 dias, T é a temperatura da água em graus centígrados, Q é o caudal escoado (m^3/s), J é a perda de carga unitária e f é o parâmetro dado pela Equação (3.21):

$$f = 1,4 \frac{b}{P} \left(\frac{Q}{Q_{sc}} \right)^{0,064} \quad (3.21)$$

onde b é a largura superficial do escoamento (m), P o perímetro molhado (m) e Q_{sc} o caudal de secção cheia (m^3/s).

Os valores do parâmetro Z_p podem ser interpretados do seguinte modo (Matos, 1991):

- $Z_p \leq 5\ 000$ – o ácido sulfídrico raramente está presente;
- $5\ 000 < Z_p \leq 7\ 500$ – as concentrações máximas de ácido sulfídrico não excedem as décimas de mg/l, possível ocorrência de corrosão ligeira no betão e alvenaria;
- $7\ 500 < Z_p \leq 10\ 000$ – as concentrações de ácido sulfídrico são suficientes para provocarem odores desagradáveis e danos significativos nas estruturas de betão e de alvenaria, sendo tanto maiores quanto a turbulência do escoamento; nas estruturas de betão e fibrocimento pode haver um ataque ligeiro, mesmo quando a turbulência não é significativa;
- $10\ 000 < Z_p \leq 15\ 000$ – as concentrações ácido sulfídrico são suficientes para provocarem odores desagradáveis e é de esperar um ataque rápido nas estruturas de betão, sendo que para colectores com espessura de 2,5 cm a probabilidade de ocorrer rotura nos primeiros 25 anos de funcionamento é elevada;

- $15\ 000 < Z_p \leq 25\ 000$ – o ácido sulfídrico está sempre presente na massa líquida, fazendo com que a vida útil de pequenos colectores de betão possa variar entre 5 e 10 anos.

Em escoamentos sob pressão, a produção total de sulfuretos pode ser estimada a partir da seguinte Equação (3.22) (Matos, 1991):

$$S = 0,001 \times CBO_5 \times \left(\frac{4}{D} + 1,57\right) \times 1,07^{(T-20)} \times tr \quad (3.22)$$

em que S é a produção total de sulfuretos, em mg/l, D é o diâmetro da conduta, em m, tr é o tempo de retenção da massa líquida na conduta, em horas, e as restantes variáveis têm o significado descrito anteriormente. Esta expressão pode sobrestimar as concentrações de sulfuretos, em especial, para valores do tempo de retenção muito baixos ou muito elevados e, ainda, quando o escoamento não for contínuo.

O controlo da produção de sulfuretos nos sistemas de drenagem deve ter em conta diversas medidas quer preventivas, quer reactivas (ASCE/WPCF, 1982; Boon, 1994):

- garantir que a velocidade do escoamento fornece suficiente capacidade de transporte de sólidos, desde o início do funcionamento do sistema;
- evitar condições de turbulência do escoamento, se a concentração de sulfuretos dissolvidos na massa líquida for elevada, para que não haja libertação de gás sulfídrico para a atmosfera; no entanto, em zonas em que as águas residuais têm pouco tempo de retenção podem utilizar-se as quedas e a turbulência como formas de rearejamento;
- tratamento químico para controlar a produção dos sulfuretos, tais como a injeção de oxigénio, adição de peróxido de hidrogénio, embora sejam caros;
- injeção de ar;
- ventilação dos sistemas.

3.4.4.7. Exfiltração

Devido à degradação dos sistemas de drenagem urbana, durante a sua vida útil, pode verificar-se a ocorrência de fugas de água residual não tratada para o solo, através de deficiências estruturais nos colectores, nas juntas, nas ligações domésticas ao colector e câmaras de visita. Este fenómeno, inverso ao da infiltração nos sistemas, anteriormente descrito, designa-se, daqui em diante, por exfiltração. A exfiltração tem um impacto negativo sob o ponto de vista ambiental, uma vez que as águas residuais, pela sua composição, contêm elevadas

concentrações de poluentes que podem conduzir à contaminação dos solos e das águas subterrâneas (Lerner, 2002). No caso de existirem captações subterrâneas de água potável este facto pode trazer sérios problemas para a saúde pública. A exfiltração depende fortemente dos níveis freáticos e está, em regra, relacionada com a ocorrência de infiltração (Amick e Burgess, 2000). Os colectores abaixo do nível freático estão sujeitos a infiltração não ocorrendo exfiltração, sendo esta de esperar apenas quando os colectores se encontram acima do nível freático.

A norma europeia EN 752-2 (1996) menciona explicitamente a estanquidade dos sistemas como um requisito básico de desempenho. A exfiltração afecta, assim, negativamente o desempenho dos sistemas de drenagem, nomeadamente pelas seguintes razões:

- incumprimento de normas de qualidade da água em rios, lagos e águas subterrâneas;
- aumento do risco de problemas de saúde pública;
- comprometimento da vida e do habitat aquáticos;
- impedimento da utilização dos cursos de águas para fins recreativos.

A exfiltração depende dos seguintes factores:

- idade dos colectores;
- número e dimensão das anomalias dos colectores, juntas, câmaras de visita e ligações domésticas;
- altura do nível freático acima do solo;
- material;
- altura de escoamento no colector;
- existência de sedimentos no colector que reduz a exfiltração (Ellis *et al.*, 2003);
- tipo de solo circundante ao colector.

A determinação da magnitude dos caudais de exfiltração tem sido estudada através da utilização de métodos indirectos, que analisam o solo e as águas subterrâneas circundantes, e de métodos directos que são aplicados dentro dos colectores, por exemplo os testes de pressão (Rieckermann e Gujer, 2002). No entanto, os métodos indirectos são demasiado complexos para serem utilizados pelos operadores dos sistemas, enquanto que os métodos directos apenas permitem quantificar a exfiltração no ponto singular da fuga, não permitindo obter caudais de exfiltração globais, uma vez que as anomalias são heterogéneas. Rutsch *et al.* (2005) apresentam uma compilação de vários métodos para estimar a exfiltração dos colectores.

Com o objectivo de quantificar directamente a exfiltração num colector, Rieckermann *et al.* (2005) desenvolveram dois métodos experimentais designado por QUEST (*Quantification of*

Exfiltration from Sewer with artificial Tracers) e QUEST-C (*Quantification of Exfiltration from Sewer with artificial Tracers – Continuous dosing*), que diferem na estratégia de dosagem e nos traçadores a aplicar, no âmbito do projecto de investigação APUSS (*Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Drainage Systems*), financiado pela União Europeia. Os métodos baseiam-se no balanço de massa de um traçador ao longo do colector e consistem na injeção de uma determinada concentração inicial de um traçador, num ponto do sistema, e a medição da concentração final, num ponto a jusante. Quando ocorre exfiltração a concentração do traçador diminui, visto ocorrer uma perda de água residual e de traçador. Nestes métodos não é necessário medir o caudal para determinar o balanço de massa, assumindo que é constante neste período.

No método QUEST, a injeção do traçador é instantânea e o traçador utilizado é o cloreto de sódio por ter um comportamento conservativo, o impacto e a correlação linear com a condutividade ser elevado e não ter impacto ambiental negativo. No entanto, tem desvantagens na mistura devido à densidade, e a consideração do caudal constante pode não ser verificada se o tempo de transporte for elevado. Este método requer medições ao longo do colector, com uma frequência de alguns segundos, de forma a ser possível medir os picos do traçador.

No método QUEST-C, a injeção do traçador é contínua e os traçadores adoptados são os traçadores iónicos, em particular o Lítio (Li^+) e o Brómio (Br^-), em soluções de cloreto de lítio e brometo de sódio, respectivamente. A escolha desses traçadores deve-se ao facto de não alterarem o comportamento da água residual e serem conservativos. Este método não requer medições ao longo do colector.

No Quadro 3.28 apresentam-se valores de exfiltração em sistemas de drenagem urbana quer resultantes de estudos experimentais, quer valores recomendados para o dimensionamento e a reabilitação dos sistemas.

3.4.4.8. Outros aspectos do funcionamento deficiente dos sistemas de drenagem urbana

O funcionamento deficiente dos sistemas de drenagem urbana inclui outros aspectos, para além dos atrás descritos, tais como os aspectos estruturais e socio-económicos. Apesar destes não pertencerem ao âmbito da presente dissertação, são incluídos numa breve referência, que se faz seguidamente, pela ligação que têm com os aspectos hidráulicos, ambientais e de qualidade da água.

Quadro 3.28 – Valores de exfiltração em sistemas de drenagem urbana

Referência	Valores de exfiltração	Comentários
CH2M Hill (1991) <i>op. cit.</i> in Ellis <i>et al.</i> (2003)	7×10^6 m ³ /ano	Albuquerque, Texas, E.U.A..
Jensen e Madsen (1996) <i>op. cit.</i> in Vollersten e Hvitved-Jacobsen (2002)	25% do caudal total	Bacias urbanas pequenas.
Knudsen <i>et al.</i> (1996) <i>op. cit.</i> in Vollersten e Hvitved-Jacobsen (2002)	259,2 m ³ /dia/km	Interceptores.
Amick e Burgess (2000)	0,25 m ³ /dia/cm/km (16% do caudal total)	Estudo realizado no sistema da autoestrada WSSC John Hanson, com 4,6 km de comprimento de colectores de 203,2 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,98 m ³ /dia/cm/km (49% do caudal total)	Estudo realizado no sistema da WSSC University of MD, com 2,7 km de comprimento de colectores de 254 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,26 m ³ /dia/cm/km (22,6% do caudal total)	Estudo realizado no sistema K.Y. Lumber Yard Lexington com 1,5 km de comprimento de colectores de 203,2mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,14 m ³ /dia/cm/km (31,3% do caudal total)	Estudo realizado no sistema K.Y. Car lot Lexington com 3,4 km de comprimento de colectores de 203,2 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,08 m ³ /dia/cm/km (11,9% do caudal total)	Estudo realizado no sistema K.Y. Lexington com 1,9 km de comprimento de colectores de 254 mm de diâmetro.
Amick and Burgess (2000)	0,09 m ³ /dia/cm/km	Estudo realizado numa bacia em Pardee Street com 0,9 km de comprimento com colectores de 203,2 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,24 m ³ /dia/cm/km (34,5% do caudal total)	Estudo realizado num sistema K.Y. Lexington com 1,9 km de comprimento de colectores de 254 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,08 m ³ /dia/cm/km	Estudo realizado numa bacia na 7ª Avenida com 0,98 km de comprimento de colectores de 152,4 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	0,10 m ³ /dia/cm/km	Estudo realizado numa bacia em Beach Street com 0,85 km de comprimento de colectores de 203,2 mm de diâmetro.
Amick e Burgess (2000)	1,20 m ³ /dia/cm/km	Estudo realizado numa bacia em Riverside Parking Lot com 0,41 km de comprimento de colectores de 203,2 mm de diâmetro.
USEPA (2001)	0,001 m ³ /dia/m	Estudo realizado numa bacia alemã com 880 km de comprimento.
Lerner (2002)	1-2 m ³ /km/ano	Estudo realizado na Alemanha.
Lerner (2002)	34 m ³ /km/ano	Estudo realizado na Alemanha.
Ellis e Revitt (2002)	1-10 m ³ /km/ano	Estudo realizado no Reino Unido.
Ellis <i>et al.</i> (2003)	5-10% do caudal médio diário de tempo seco	Colectores urbanos.
Princ e Kohout (2003)	0,30 m ³ /dia/ramal de ligação	Valores experimentais de uma bacia em Praga, República Checa.

Aspectos estruturais

A condição de um sistema de drenagem, do ponto de vista físico, caracteriza-se pelas suas características e patologia de natureza estrutural. Certos aspectos do diagnóstico estrutural podem ser relevantes, ou mesmo indicativos, do desempenho quer sob o ponto de vista hidráulico, quer ambiental e de qualidade da água, e vice-versa, uma vez que estes aspectos estão interligados. Apresentam-se seguidamente, de forma sumária, as principais deficiências estruturais, mencionadas no Quadro 3.18, que ocorrem nos colectores e a sua ligação com os aspectos hidráulicos, ambientais e de qualidade da água.

Como foi já referido, a existência de fissuras ou brechas na superfície interior dos colectores origina a ocorrência de infiltração ou de exfiltração nos colectores; por seu lado, a ocorrência de infiltração e de exfiltração provoca o arrastamento e a movimentação de material sólido do solo envolvente exterior, alterando, por um lado, as condições de assentamento dos colectores e podendo criar cavidades de ar, com perda de capacidade de suporte, que propiciam os assentamentos e colapsos; por outro lado, permitindo a entrada de sedimentos nos colectores.

As fissuras ou brechas na superfície interior dos colectores facilita também a intrusão de raízes, criando obstáculos que alteram as condições ao escoamento e promovendo a acumulação de sedimentos e material sólido, que reduzem a secção útil, logo a capacidade hidráulica dos colectores, aumentando a possibilidade de ocorrência obstruções, inundações e descargas. Por outro lado, a existência de material sólido no escoamento pode danificar a superfície da estrutura dos colectores e provocar a erosão da soleira, fragilizando a sua resistência estrutural.

A frequente entrada em carga dos colectores favorece o aumento de exfiltração, do arrastamento de material sólido e da pressão interna na parede dos colectores, podendo aumentar a sua degradação.

A ocorrência de corrosão dos colectores pode conduzir à deterioração do material, assim como a redução da espessura da parede dos colectores, com perda da resistência estrutural ou deformação dos colectores. A deformação dos colectores pode aumentar as obstruções, as fendas e brechas e reduzir a capacidade hidráulica do escoamento, com as consequências já referidas e, na situação mais gravosa conduzir ao colapso.

Delleur (1994), Serpente (1994) e Stein (2001) fazem uma apresentação das deficiências estruturais dos colectores e do desenvolvimento do seu modo de colapso. Stein (2001) detalha as várias deficiências estruturais, descrevendo as suas causas e consequências. A norma europeia EN 13508-2 (2003) estabelece um quadro de referência para o registo de observações visuais da condição estrutural dos sistemas de drenagem de águas residuais, através de

inspecção, definindo códigos e considerando os factores externos e outra informação relativa à inspecção. Nesta norma as deficiências estruturais encontram-se definidas, assim como o modo da sua caracterização, quantificação e localização, quer nos colectores quer nas câmaras de visita.

Aspectos sócio-económicos

As várias deficiências dos sistemas de drenagem urbana podem ter consequências nas pessoas, nos seus bens e nas suas actividades, mais ou menos gravosas consoante o tipo de ocupação do solo envolvente do sistema, o tráfego rodoviário, o tipo e os usos das águas subterrâneas e dos meios receptores superficiais. Por exemplo, a ocorrência de inundações pode provocar por um lado estragos em edifícios, habitações e no seu recheio, assim como a redução da actividade comercial e odores indesejáveis; por outro lado, quando se verifica na via pública, pode conduzir a perturbações de tráfego e também a redução da actividade comercial, por dificultar os acessos. As descargas dos sistemas de drenagem e a exfiltração provocam problemas de qualidade da água, podendo pôr em causa a utilização dos meios receptores para determinados usos. A infiltração tem como consequência o aumento dos custos de bombeamento e de tratamento das águas residuais (Werey *et al.*, 2005).

Para além das consequências do deficiente funcionamento dos sistemas, também os trabalhos de reabilitação têm impactos socio-económicos relevantes, que podem ser directos ou indirectos consoante afectem directamente as pessoas, bens e actividades, através de acções físicas resultantes das obras, ou indirectamente. Exemplos de impactos directos são a supressão de paragens de transportes públicos, redução de estacionamento de automóveis, redução das faixas de rodagem, segurança de pessoas, danificação das estradas, poluição, ruído, poeiras, lamas e sujidade, deterioração da paisagem natural. Como impactos indirectos referem-se, como exemplos, as perturbações de tráfego, a perturbação na acessibilidade de veículos e pessoas, o aumento do risco de acidentes rodoviários, danificação de edifícios e outras infra-estruturas, redução da actividade comercial, desvios e atrasos (Werey *et al.*, 2005).

Werey *et al.* (2005) fazem uma descrição dos impactos da reabilitação nos custos sócio-económicos, descrevendo com detalhe o impacto das diversas deficiências dos sistemas de drenagem urbana, assim como cada tipo de impacto resultante da reabilitação dos sistemas. Silva *et al.* (2005) estudam os impactos das deficiências dos sistemas de drenagem urbana, resultantes da reabilitação dos sistemas, na qualidade de vida das pessoas e das comunidades, com base em dois casos de estudo.

3.5. SÍNTESE E CONCLUSÕES

A avaliação do desempenho é uma ferramenta da gestão das organizações, serviços e sistemas que tem vindo a assumir uma importância crescente nas últimas décadas, em vários domínios. Tem, também, tido um papel de importância crescente como ferramenta de engenharia. A avaliação do desempenho é uma componente fundamental da tomada de decisão, para fins de planeamento, projecto, diagnóstico, reabilitação e expansão dos sistemas, em geral.

A avaliação do desempenho tem, também, grande importância na monitorização do desempenho das entidades para fins de gestão, na comparação com outros processos e melhoria, ou *benchmarking*.

Com o objectivo de tornar as organizações, serviços e sistemas mais eficazes e eficientes, com vista a uma maior sustentabilidade, a aplicação da avaliação do desempenho tem vindo a crescer no âmbito da regulação, do financiamento, da definição de estratégias políticas nacionais e regionais, e da informação aos consumidores e utilizadores.

Na tomada de decisão, a avaliação do desempenho deve ser realizada nos diferentes domínios de interesse, ou critérios, uma vez que, para melhorar o funcionamento no que respeita a um certo critério, poder prejudicar-se o funcionamento relativamente a outros. Por este motivo, deve seguir-se uma análise multicritério.

Existem várias abordagens que podem ser utilizadas para avaliar o desempenho, dependendo quer do objectivo (político, de decisão, de gestão, técnico) quer do tipo de informação, dos dados disponíveis e da sua qualidade. O objectivo pode determinar a escala a utilizar, isto é, se a avaliação do desempenho é realizada a um nível mais agregado, escala global, ou mais detalhado, escala elementar.

No que respeita à sua aplicação em engenharia, verifica-se que as abordagens mais utilizadas são os indicadores de desempenho e os índices de condição, aos quais se atribui uma classificação, ao nível detalhado de análise, podendo ser posteriormente agregados.

Relativamente aos sistemas de drenagem urbana, das aplicações de avaliação do desempenho que recorrem aos indicadores de desempenho, apresentadas em 3.3.3.2, pode verificar-se que os domínios considerados são, de forma geral, o domínio ambiental (descargas quer em frequência, em duração e volume, quer da poluição descarregada em concentrações ou cargas da CBO, CQO, SST, Ptot, Ntot, coliformes totais, coliformes fecais, metais pesados e hidrocarbonetos, e cumprimento da legislação), infra-estrutural (capacidade do sistema, condição estrutural), operacional (afluências indevidas, exfiltração, inundações, reabilitação, limpeza, obstruções,

colapsos, sedimentos), recursos humanos, qualidade de serviço (ligação à rede e à ETAR, reclamações), económico-financeiro. Os indicadores para aplicação à reabilitação dos sistemas de drenagem urbana consideram, também, a redução da velocidade do escoamento e o gás sulfídrico.

Verifica-se que os domínios de análise considerados nas metodologias de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana são, em geral, o hidráulico, o ambiental, o de qualidade de serviço, o estrutural e o económico.

Das metodologias de avaliação do desempenho técnico, apresentadas em 3.3.5, existem algumas dedicadas à aplicação específica de reabilitação (Blanpain *et al.*, 1998; Bennis *et al.*, 1998; Mckay *et al.*, 1999; Le Gauffre *et al.*, 2002 e Breysse *et al.*, 2004), outras permitem avaliar o desempenho para condições específicas (Geerse e Lobbrecht, 2002). A metodologia mais abrangente e flexível parece ser aquela relativa à avaliação do desempenho dos sistemas de abastecimento de água (Alegre, 1994; Coelho, 1996; Coelho, 1997), reportando-se, naturalmente, ao funcionamento destes sistemas.

Considerando o presente estado da arte da avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, verifica-se não existir uma metodologia de avaliação para os sistemas de drenagem urbana que apresente várias características importantes para a sua adopção e aplicação. Por um lado, que seja suficientemente abrangente, significando que deve permitir a sua aplicação aos diversos objectivos e domínios de análise que a avaliação do desempenho pode ter. Por outro lado, que seja objectiva, ou seja, com variáveis e critérios que possam ser quantificados e definidos de forma inequívoca e clara. Adicionalmente, que seja sistemática e normalizada, permitindo comparações entre diferentes sistemas e previsões para situações futuras. Acresce, que seja flexível, o que significa que se adapta a diferentes tipos de dados provenientes de modelação ou de monitorização, contínuos ou discretos, no tempo ou no espaço. Para além disso, que incorpore as práticas, a legislação e a regulamentação locais e nacionais, que podem variar entre vários sistemas. Finalmente que seja eficaz, constituindo uma ferramenta que permita efectivamente avaliar o desempenho dos sistemas.

Existe, assim, uma clara necessidade do desenvolvimento de uma metodologia de avaliação técnica de sistemas de drenagem urbana, com as características atrás referidas, que considere a análise dos diversos aspectos, relativos ao funcionamento destes sistemas, tendo em conta a diversidade do tipo de sistemas existente e das suas características.

O estado da arte relativo aos sistemas de drenagem urbana permite identificar os principais domínios técnicos do seu funcionamento (hidráulico, ambiental e de qualidade da água e

estrutural) e deficiências de funcionamento dos sistemas mais relevantes (falta de capacidade hidráulica com entrada em carga de colectores, inundações e descarga para o meio receptor; acumulação de sedimentos; aflúncias indevidas por ocorrência de infiltração e de ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica; descargas directas para o meio receptor provenientes de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação, de sistemas separativos pluviais e de águas residuais brutas ou não convenientemente tratadas; exfiltração; septicidade e deficiências estruturais).

Constata-se que tem sido desenvolvido muito trabalho de investigação em aspectos específicos do desempenho de sistemas de drenagem urbana, tais como no âmbito do funcionamento hidráulico, do transporte de sedimentos, das descargas de excedentes por ocorrência de precipitação, da infiltração, ligações indevidas e exfiltração, da septicidade e processos de transformação de poluentes nos colectores, nos aspectos estruturais, em metodologias de reabilitação dos sistemas, em técnicas alternativas de drenagem das águas pluviais, entre outros. Estes trabalhos, que são de grande valor técnico e científico, devem constituir a base sustentada do desenvolvimento de uma metodologia de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana eficaz.

No capítulo 4 apresenta-se o desenvolvimento de uma proposta de metodologia para a avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, que constitui o contributo inovador da presente dissertação.

4. PROPOSTA DE SISTEMA PARA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO TÉCNICO EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

4.1. INTRODUÇÃO

Tendo em conta as conclusões apresentadas em 3.5, relativas ao estado da arte, pretende-se neste capítulo apresentar e descrever uma proposta de um sistema para a avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana que inclua as seguintes características:

- abrangência – permitindo a sua aplicação a diferentes objectivos e domínios de análise;
- objectividade – com variáveis e critérios que possam ser quantificados e definidos de forma rigorosa;
- sistematização e normalização – que permita comparações entre sistemas e previsões para situações futuras;
- flexibilidade – que se adapte a diferentes tipos de dados provenientes de modelação ou de monitorização, contínuos ou discretos, no tempo ou no espaço; que se adapte aos diferentes tipos de sistemas de drenagem urbana; que incorpore as práticas, legislação e regulamentação locais e nacionais, que podem variar entre os vários sistemas;
- eficácia – que permita fornecer informação efectiva sobre o desempenho, que possa ser utilizada na prática como apoio à gestão técnica dos sistemas e à tomada de decisão.

Considerando que o objecto da avaliação do desempenho pode ser analisado em diferentes escalas, consoante o objectivo ou ponto de vista pretendido (gestão ou engenharia), pode dizer-se que a avaliação do desempenho em escala crescente de análise, ou seja ampliando progressivamente o objecto da sua análise, como se esquematiza na Figura 4.1, pode ser efectuada através de:

- Indicadores de desempenho – que informam sobre o desempenho global ao nível de um país, de uma região, de uma entidade, de um sistema, de um subsistema ou de um elemento, com base em informação agregada. Como exemplo, pode referir-se a informação sobre a percentagem de população ligada ao sistema de drenagem de águas residuais (aplicada a um país, a uma região ou a uma entidade); informação sobre os registos de ocorrências, tais como o número de obstruções por comprimento de colector (aplicados a uma entidade, a um sistema ou subsistema); dados de monitorização de um sistema como, por exemplo, a percentagem de caudal de infiltração no sistema em relação ao caudal médio de tempo seco; a percentagem de caudal escoado nos colectores,

relativamente à capacidade de secção cheia, nos locais onde foi instalado o equipamento de medição (aplicados a um sistema, subsistema ou elemento – colector).

- Avaliação do desempenho técnico – que traduz o desempenho global do sistema, do subsistema e do elemento, com base em informação detalhada ao nível elementar, podendo utilizar indicadores de desempenho ao nível do elemento, mas agregando os valores do desempenho. Como exemplo, pode referir-se a informação proveniente da modelação matemática tal como as alturas e velocidades de escoamento em cada elemento do sistema (colector), que permitem efectuar uma avaliação técnica, do funcionamento do sistema, detalhada.

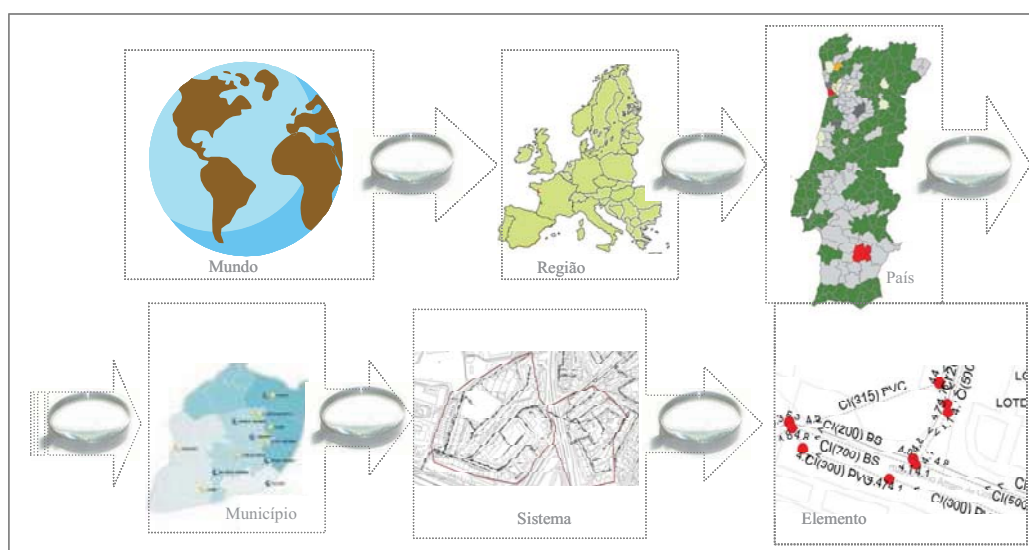


Figura 4.1 – Esquema das diferentes escalas de avaliação

Reportando o objecto da avaliação aos sistemas de drenagem urbana, tal significa que a primeira abordagem se baseia em informação obtida de forma agregada, à escala do sistema ou bacia, sendo esta a informação a ser utilizada para o cálculo do desempenho global do sistema; na segunda abordagem, a base é a informação obtida de forma detalhada, à escala do elemento ou do colector, sendo esta a informação a ser analisada para fornecer valores de desempenho para cada elemento e, a partir destes, por agregação, obter-se o desempenho global do sistema.

O ponto de ligação entre as duas abordagens corresponde à aplicação dos indicadores de desempenho aos sistemas, alargando a utilização de instrumentos de gestão a aplicações técnicas de engenharia, nos aspectos especificamente relacionados com a gestão técnica dos sistemas, conforme se apresenta na Figura 4.2, e dependendo do tipo de informação disponível.

A presente dissertação enquadra-se no âmbito dos instrumentos de engenharia, pretendendo contribuir, como aspecto inovador, com a proposta de um sistema de avaliação do desempenho

técnico dos sistemas drenagem urbana, baseado numa metodologia que possa ser aplicada quer à escala da bacia (sistema global ou subsistema) quer à escala do elemento (colector ou descarga), consoante a informação de base disponível nas entidades gestoras dos sistemas.

A metodologia que se propõe tem os seguintes objectivos:

- ter uma utilização, pelas entidades gestoras, acessível e simples, em especial no que respeita à exigência do tipo de informação necessária sobre os sistemas de drenagem urbana;
- fornecer resultados de avaliação facilmente interpretáveis pelos responsáveis pela gestão técnica dos sistemas;
- constituir um contributo para o processo de tomada de decisão, no que diz respeito à componente técnica da avaliação do desempenho, com a definição das áreas, dos critérios e da metodologia de avaliação.

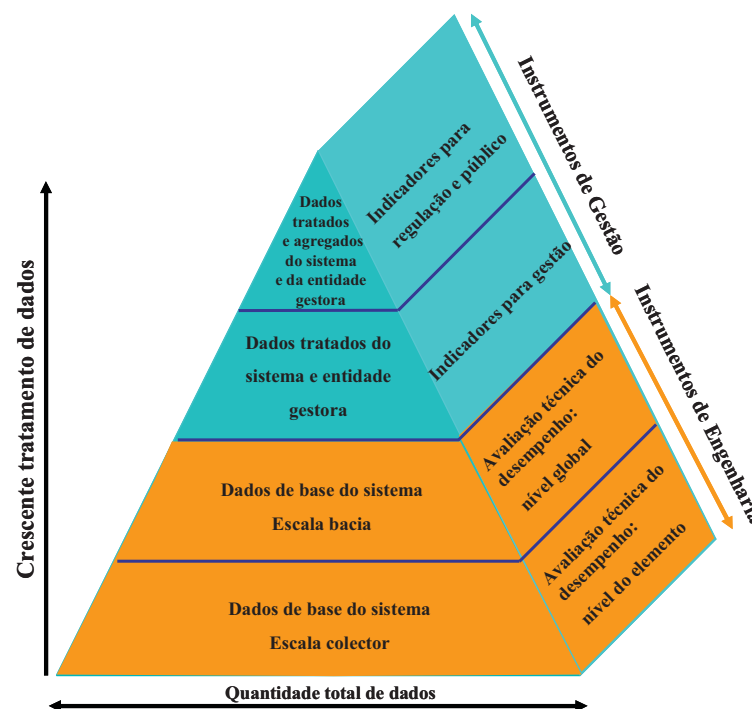


Figura 4.2 – Relação entre o tipo de informação sobre o sistema e a abordagem de avaliação

4.2. METODOLOGIA DO SISTEMA DE AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO

4.2.1. Considerações gerais

A metodologia de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, que se propõe na presente dissertação, baseia-se nos conceitos já desenvolvidos e aplicados ao estudo

dos sistemas de abastecimento de água descritos em 3.3.5.3 (Alegre, 1992; Coelho, 1996; Coelho, 1997; Coelho e Alegre, 1998). A razão de tal escolha deve-se às vantagens identificadas em 3.5 e ao facto destes conceitos permitirem incluir os objectivos pretendidos, anteriormente descritos, para o sistema de avaliação técnica de sistemas de drenagem urbana. A metodologia consiste na selecção e desenvolvimento de três componentes, para cada aspecto de comportamento a analisar: uma variável de estado ou uma propriedade do sistema que o traduza; uma função de desempenho que associe os seus valores a uma classificação do desempenho de cada elemento; e, para o caso da análise ao nível elementar, um operador de rede que generalize e agregue os valores de desempenho elementares para todo o sistema.

A informação existente sobre os sistemas de drenagem urbana pode ser proveniente quer da exploração dos sistemas e da monitorização, como se apresentou em 2.4.3 e 2.4.4, quer da sua modelação matemática, descrita em 2.4.5. Com a finalidade de se obter uma gestão eficiente e eficaz dos sistemas, Price e Catterson (1997) salientam a importância de utilizar os dados de monitorização e de modelação de forma complementar e não competitiva, uma vez que existe grande interdependência e complementaridade entre estes dois tipos de informação, por forma a maximizar o uso de todos os dados disponíveis dos sistemas.

Tal como se descreveu em 2.4.4 e 2.4.5, a informação proveniente da modelação matemática, da monitorização e os outros dados de exploração, para além daqueles obtidos por monitorização, têm diferentes características que se sintetizam no Quadro 4.1.

Quadro 4.1 – Características da informação sobre os sistemas de drenagem urbana

Origem dos dados	Modelação	Dados de exploração e monitorização
Tipo de informação		
No espaço	Contínua	Discreta
No tempo	Contínua	Contínua ou discreta
Histórica ou passada	Sim	Sim
Presente	Sim	Sim
Futura	Sim	Não

A avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana a partir de informação proveniente de dados de exploração pode ser feita com base nos sistemas de indicadores de desempenho já descritos em 3.3.3. Referem-se, por exemplo, os seguintes: o sistema de indicadores de desempenho proposto pela IWA (Matos *et al.*, 2003), que pode ser utilizado para diversas finalidades; o sistema de indicadores de desempenho para a reabilitação proposto pelo

projecto CARE-S (Cardoso *et al.*, 2005a) e o sistema de indicadores de desempenho proposto pelo IRAR (Baptista *et al.*, 2005), para efeitos de regulação.

A avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana, a partir de informação proveniente quer da monitorização quer da modelação matemática, pode ser efectuada a partir do sistema de indicadores de desempenho técnico, seguindo a metodologia que se propõe na presente dissertação e que seguidamente se descreve.

4.2.2. Descrição da metodologia

A metodologia para avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana que se propõe baseia-se em medidas ou indicadores de desempenho calculados a partir da análise, sob pontos de vista específicos, das características ou comportamento do sistema em causa, seguindo a abordagem que se apresenta na Figura 4.3.

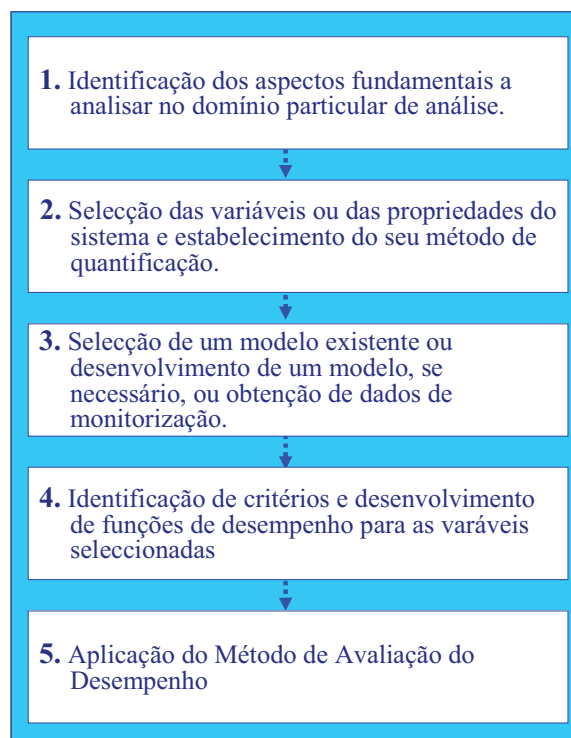


Figura 4.3 – Abordagem da avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana (adaptada de Coelho, 1997)

Uma vez que são analisados vários pontos de vista do desempenho, esta metodologia pode prestar-se à realização de uma análise multicritério, tal como foi descrito em 3.2.3.

Relembra-se que um indicador ou medida de desempenho é uma característica ou uma variável de estado que pode ser medida ou calculada e que permite, em função dos valores que assume,

traduzir em termos quantitativos o desempenho do sistema. Esta medida pode ser obtida com base em dados de monitorização ou de modelação do sistema em análise, variando espacialmente (de elemento para elemento da rede) e temporalmente (em função das solicitações ao sistema).

A metodologia é baseada na aplicação de funções de utilidade, descritas em 3.2.3 (Figura 3.1), aqui designadas por *funções de desempenho*, aos valores de cada variável ou indicador de desempenho definidos, transformando o valor da variável ou do indicador em valor de desempenho. A classificação convencional de desempenho aqui estabelecida é a seguinte:

- 4 – desempenho *ótimo*;
- 3 – desempenho *bom*;
- 2 – desempenho *aceitável*;
- < 2 – desempenho *inaceitável*:
 - 1 – desempenho deficiente;
 - 0 – falha de serviço.

Consoante o tipo de informação e os dados disponíveis a análise pode ser feita da seguinte forma:

- *informação global ou proveniente de dados de monitorização* – a análise é feita à escala da bacia, sistema ou subsistema, conforme se esquematiza na Figura 4.4, utilizando as seguintes entidades:
 - valor numérico de uma propriedade do sistema, traduzido pela variável de estado ou indicador, que se considere representativo do aspecto em apreciação;
 - uma função de desempenho que traça a relação entre os valores dessa variável ou indicador e uma escala de classificação do desempenho, para cada bacia, sistema ou subsistema;
- *informação detalhada ou proveniente de dados de modelação* – a análise é feita à escala do elemento ou colector, conforme se esquematiza na Figura 4.4, utilizando as seguintes entidades:
 - valor numérico de uma propriedade do sistema, traduzido pela variável de estado ou indicador, que se considere representativo do aspecto em apreciação;
 - uma função de desempenho que traça a relação entre os valores dessa variável ou indicador e uma escala de classificação do desempenho, para cada elemento do sistema; e

um operador que permite a agregação espacial dos valores elementares, por forma a poderem ser obtidos valores globais para a totalidade do sistema ou para um dado subsistema.

Através desta metodologia são produzidos valores do desempenho para o sistema como um todo. No caso dos dados de monitorização, por serem valores discretos no espaço, pode elaborar-se uma tabela de valores de desempenho, referentes a um período de tempo determinado – *período de referência* – para cada aspecto a analisar, ou obter-se a evolução temporal do desempenho. Na análise ao nível do elemento obtêm-se valores de desempenho, para cada elemento do sistema, resultando, por um lado, um valor global que é obtido através de um operador específico, traduzido por uma função de generalização, e que representa o desempenho global da rede; por outro lado, uma população de valores elementares que se presta a um tratamento estatístico.

Estes dois tipos de valores são combinados graficamente em diagramas em que o desempenho técnico do sistema é traçado contra uma gama de condições operacionais como, por exemplo, um determinado período de referência, diferentes períodos de retorno ou um conjunto de factores multiplicativos da solicitação média ou de projecto do sistema.

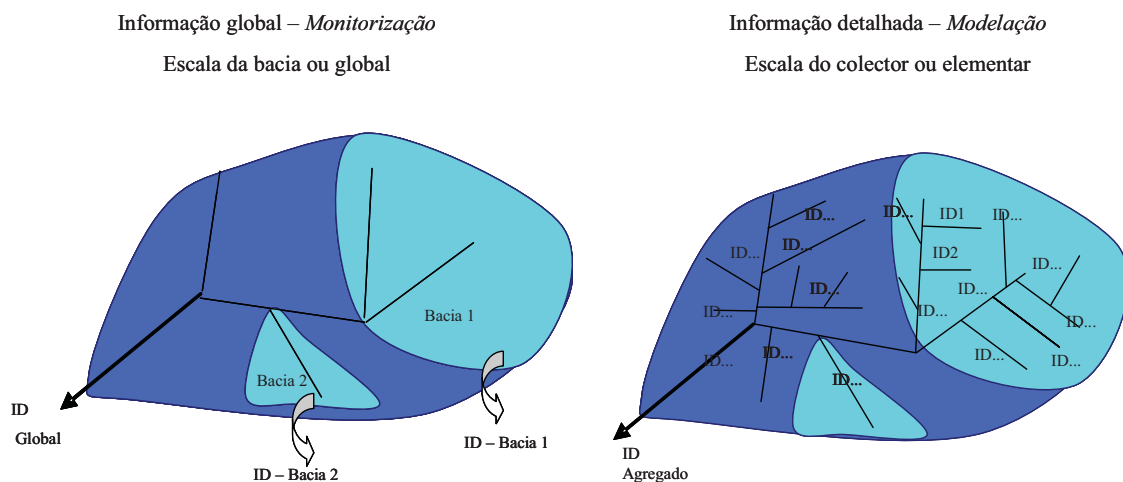


Figura 4.4 – Escalas de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana

No caso da avaliação elementar, o desempenho global do sistema pode ser calculado pela Equação (4.1):

$$DG_{ID} = \sum_{i=1}^{nc} ID_i p_i \quad (4.1)$$

Em que DG_{ID} é o desempenho global do sistema, considerando indicador de desempenho ID , para cada colector i , p_i é o peso do colector i e nc é o número total de colectores. A metodologia descrita pode sintetizar-se de forma esquemática na Figura 4.5.

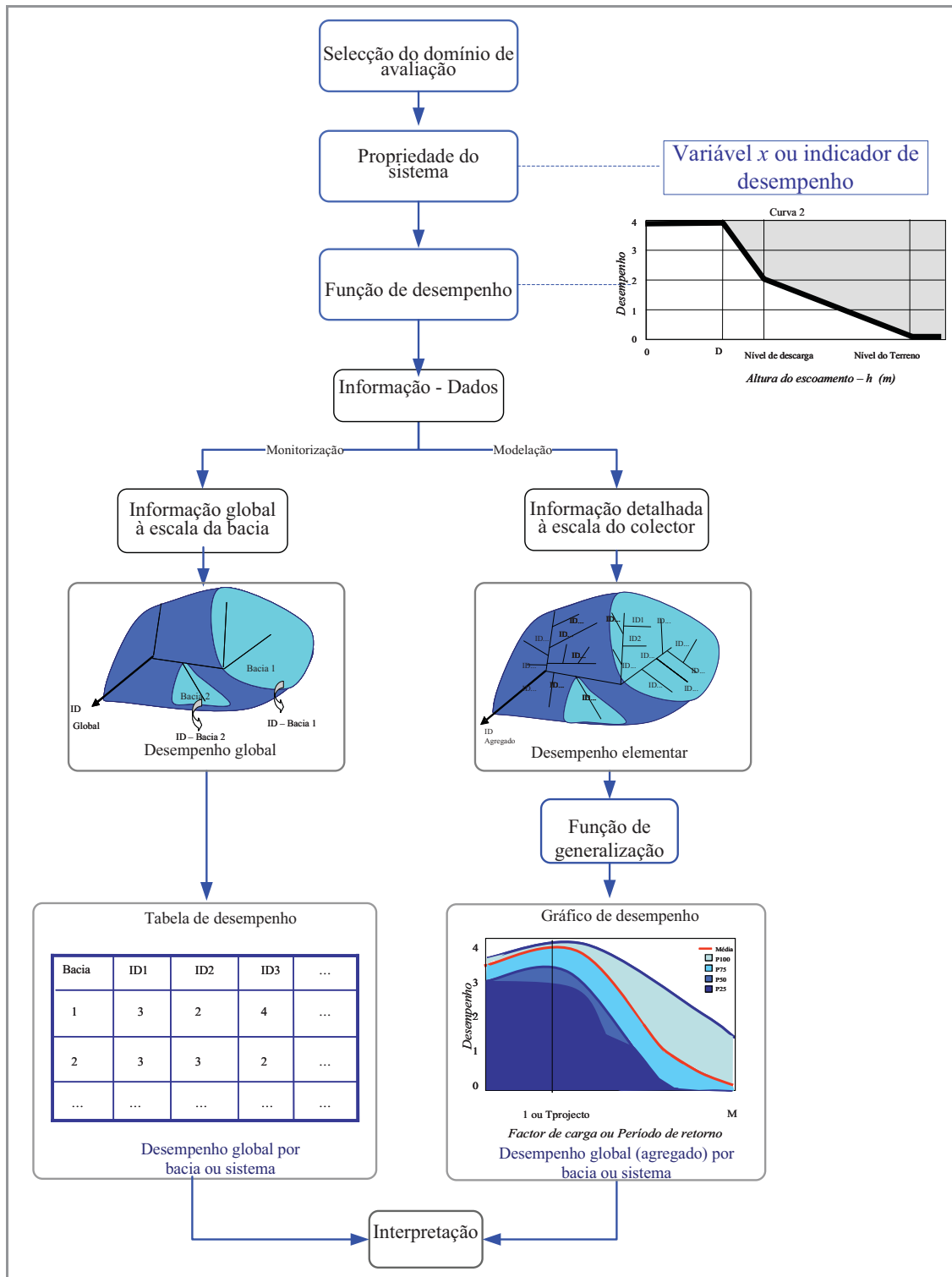


Figura 4.5 – Esquema da metodologia de avaliação do desempenho técnico

4.2.3. Representação e interpretação dos resultados

Os resultados obtidos através da metodologia proposta dependem da escala de análise considerada. Os resultados podem ser obtidos sob as formas que seguidamente se descrevem, representadas na Figura 4.6, para cada bacia (sistema ou subsistema) e para cada variável ou indicador de desempenho definidos, avaliando o domínio em análise:

- Análise à escala da bacia ou global, utilizando dados de monitorização:
 - relativa a um determinado período – resulta uma tabela de valores (*tabela de desempenho*) contendo os valores de desempenho de cada uma das variáveis ou indicadores definidos, ilustrada na Figura 4.6(a);
 - ao longo do tempo – resulta um gráfico, para cada uma das variáveis ou indicadores definidos, representando a variação dos valores de desempenho no tempo (*gráfico de evento*), exemplificado na Figura 4.6(b);
- Análise à escala do colector ou elementar, utilizando dados de modelação:
 - ao longo do tempo – resulta um gráfico de desempenho do evento (*gráfico de evento*), em que se utiliza um intervalo de modelação reflectindo um evento ou conjunto de eventos em análise, e aplica-se a metodologia calculando os valores elementares de desempenho em cada instante, considerando um passo de tempo adequado. Este gráfico representa a variação da média dos valores de desempenho no tempo, calculados através da função de generalização. Com base nos valores elementares, é também possível representar as bandas de variação dos valores de desempenho, que dão indicação sobre a variação do desempenho no espaço, expressas através de percentis, conforme ilustrado na Figura 4.6(b);
 - relativa a solicitações definidas – resulta um gráfico de desempenho do sistema (*gráfico de sistema*) em que o cálculo do desempenho é feito para uma sequência de solicitações ao sistema, tais como diferentes períodos de retorno, diferentes factores de carga traduzidos, por exemplo, por factores multiplicativos em relação ao caudal médio de tempo seco, ou a determinados instantes no tempo. Neste caso, o eixo das abcissas cobre uma gama representativa das condições que se pretende estudar e o eixo das ordenadas representa o desempenho obtido. Este gráfico representa a variação média dos valores de desempenho obtidos para cada solicitação ou para cada instante de tempo determinado, calculados através da função de generalização. Com base nos valores elementares, é também possível representar as bandas de variação dos valores de desempenho, que dão indicação sobre a variação do

desempenho no espaço, obtidas através de percentis, conforme se exemplifica na Figura 4.6(c).

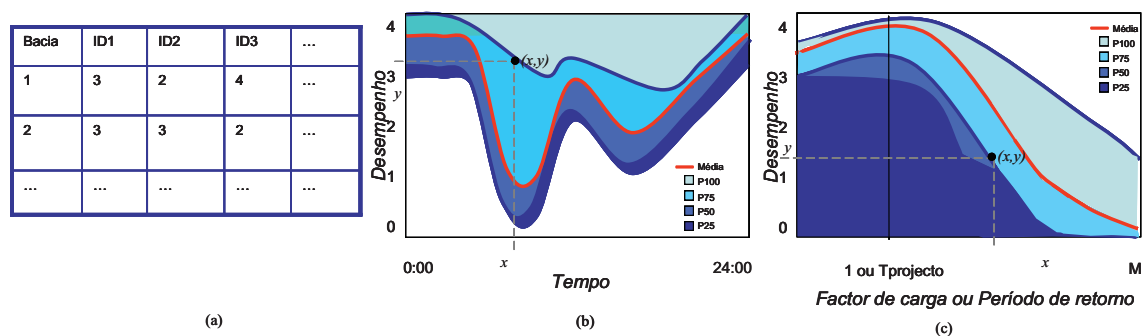


Figura 4.6 – Tipo de resultados da metodologia de avaliação – tabela de desempenho (a), gráfico de evento (b), gráfico de sistema (c)

É, desta forma, apresentada uma curva média pesada e os percentis, que se consideraram de 25% (quartis). Estes percentis são calculados a partir da população dos valores elementares de desempenho e devem ser lidos da seguinte forma: se (x,y) são as coordenadas de um dado ponto na curva do percentil $P_c\%$, tal significa que, para um factor de carga ou para um período de retorno ou para um instante x , a percentagem de colectores com um desempenho menor ou igual a y é $P_c\%$. As bandas dos percentis fornecem uma ideia da dispersão dos valores ao longo do todo o sistema e, quando comparados com a curva média pesada, permitem obter um significativo ganho de informação.

A metodologia que se propõe tem as vantagens relativamente à utilização directa da modelação que seguidamente se descrevem. Os resultados que se obtêm da utilização da simulação são fornecidos ou “por cada elemento (nó ou colector) durante um período de tempo” ou “para todos os elementos do sistema (nós e colectores) num determinado instante de tempo”. Isto quer dizer que se obtêm valores “numa instância de espaço durante uma gama de variação no tempo” ou “numa gama de variação no espaço para uma instância de tempo”. A primeira forma de resultados é, em regra, fornecida em quadros ou gráficos, e a segunda forma em quadros ou esquemas gráficos do sistema com representações esquemáticas em cores. No mesmo gráfico apenas é possível representar os resultados de simulação de alguns nós ou colectores. Não existe uma forma fácil de observar o comportamento, em simultâneo, de todo o sistema em análise durante todo o período de tempo, isto é, de conjugar toda a informação bidimensional: como a variação no “espaço *versus* tempo”, o que torna difícil a interpretação do comportamento do sistema, como um todo, durante o período de operação. Os gráficos de desempenho de sistema e

de evento permitem conjugar a informação bidimensional variação no “espaço *versus* tempo” do sistema.

A interpretação dos resultados da avaliação deve ser efectuada para cada variável ou indicador seleccionado, tendo em conta a escala de classificação de desempenho atrás definida, a função de desempenho estabelecida para essa variável ou indicador e, no caso da análise elementar, a função de generalização utilizada.

4.3. SELECÇÃO DOS DOMÍNIOS DE AVALIAÇÃO

Seguindo os passos da metodologia que se propõe na presente dissertação, apresentada em 4.2, desenvolvem-se seguidamente cada uma das componentes do sistema de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana.

Os domínios relevantes de avaliação do desempenho destes sistemas foram identificados e detalhadamente descritos em 3.4, assim como as principais deficiências do seu funcionamento. Com base nesta análise, estabelecem-se como domínios de avaliação do desempenho técnico, os seguintes:

- *hidráulico*, que considera os aspectos do funcionamento hidráulico dos sistemas e as respectivas deficiências;
- ambiental e de qualidade da água, que tem em conta os aspectos relativos aos impactos ambientais da degradação da qualidade da água nos sistemas sendo, daqui em diante, designado por domínio *ambiental*;
- *estrutural*, relativo à condição estrutural dos sistemas e consequentes deficiências e impactos.

No sistema de avaliação do desempenho técnico que se propõe incluem-se os dois primeiros domínios acima referidos – *hidráulico* e *ambiental* – que se apresentam no Quadro 4.2, tendo em conta as respectivas deficiências de funcionamento dos sistemas de drenagem urbana, as suas causas e consequências.

A avaliação do desempenho no domínio *estrutural* requer informação de carácter distinto, em regra baseada em inspecções *in situ*, embora complementada com outro tipo de informação, mas que exige uma abordagem significativamente distinta. A inclusão da avaliação neste domínio não seria compatível com a duração prevista para o presente trabalho, pelo que se optou por não a incluir no sistema de avaliação que se propõe, sem prejuízo de poder vir a ser incluída em futuros desenvolvimentos.

Quadro 4.2 – Domínios de avaliação e respectivas deficiências de funcionamento consideradas na proposta de sistema de avaliação do desempenho técnico

Domínio	Deficiência	Efeitos principais
Hidráulico	<ul style="list-style-type: none"> • Falta de capacidade hidráulica 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Entrada em carga de colectores. ○ Inundação. ○ Descarga de excedentes para o meio receptor.
	<ul style="list-style-type: none"> • Acumulação de sedimentos 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Degradação da qualidade da água. ○ Entrada em carga de colectores. ○ Inundação. ○ Descarga de excedentes para o meio receptor.
	<ul style="list-style-type: none"> • Afluências indevidas 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Infiltração / Falta de capacidade hidráulica, diluição e aumento do volume de tratamento. ○ Ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica / Falta de capacidade hidráulica, diluição e aumento do volume de tratamento.
Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> • Descargas para o meio receptor 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Descargas directas para o meio receptor provenientes de excedentes de sistemas unitários por ocorrência de precipitação. ○ Descargas directas para o meio receptor provenientes de sistemas separativos pluviais com impacto negativo no meio receptor (escorrências pluviais com cargas poluentes e ligações indevidas de origem doméstica à rede pluvial). ○ Descargas de águas residuais brutas ou não convenientemente tratadas para os meios receptores (directas, ETAR e causadas por ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica).
	<ul style="list-style-type: none"> • Exfiltração 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Poluição e contaminação dos solos e aquíferos.
	<ul style="list-style-type: none"> • Septicidade 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Odores, toxicidade, corrosão, deficiente funcionamento das ETAR.

4.4. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO HIDRÁULICO

4.4.1. Nota inicial

Seguidamente, apresentam-se as propriedades do sistema seleccionadas para a avaliação do desempenho no domínio hidráulico, justificando a respectiva escolha. A selecção foi feita com base nas deficiências identificadas neste domínio, apresentadas no Quadro 4.2. Descrevem-se, ainda, as respectivas medidas de desempenho e as funções de desempenho e de generalização

definidas para o desempenho hidráulico, incluindo as escalas de aplicação e tipo de origem dos dados.

A escala de aplicação ao nível elementar requer a existência de informação em cada elemento (colector ou descarga) do sistema. A a escala de aplicação sectorial ou global necessita da existência de informação global de cada sub-bacia ou bacia, respectivamente, em regra medida no colector de jusante. A informação fornecida é mais completa, se o valor for obtido ao nível elementar. A origem dos dados corresponde a monitorização ou modelação matemática. Finalmente, referem-se os resultados que se obtêm da avaliação e a respectiva interpretação.

4.4.2. Propriedades do sistema, medidas e funções de desempenho e de generalização no domínio hidráulico

4.4.2.1. Capacidade hidráulica

Nos sistemas separativos pluviais e nos sistemas unitários e pseudo-separativos, a partir de uma determinada intensidade de precipitação, os sistemas entram em carga, quando a altura de escoamento nos colectores e câmaras de visita excede a altura da secção transversal dos colectores. Se a linha piezométrica do escoamento sob pressão aumentar, ultrapassando a cota do terreno, o sistema extravasa, dando lugar à ocorrência de inundação, o que poderá ter consequências mais ou menos graves, consoante as características de ocupação da área inundada. O extravasamento pode ter lugar através das tampas das câmaras de visita ou das sarjetas e sumidouros, e as suas consequências dependem das características dos eventos de precipitação. Por esta razão, a avaliação do desempenho hidráulico destes sistemas não pode deixar de ter em conta os períodos de retorno dessas ocorrências.

O dimensionamento de sistemas de drenagem de águas pluviais, quer separativos quer unitários, é feito tradicionalmente para um dado período de retorno T (normalmente de 2 a 10 anos, em Portugal), de modo a garantir que, em média, a altura do escoamento nos colectores não excede a altura da secção transversal respectiva (escoamento em secção cheia), mais do que uma vez em cada T anos, como descrito em 3.4.3.1 e 3.4.3.3.

No caso dos sistemas separativos domésticos, estes devem funcionar por forma a que não haja ocorrência de entrada em carga, de descargas ou inundações, tal como descrito em 3.4.3.2. De acordo com o critério regulamentar (Decreto-Regulamentar n.º 23/95), para estes sistemas, em média, a altura do escoamento não deve ultrapassar $0,5D$, para colectores com diâmetro igual ou inferior a 500 mm, e $0,75D$ para diâmetros superiores (sendo D o diâmetro do colector, no caso dos colectores circulares, e a altura da secção transversal para colectores não circulares).

Partindo destes pressupostos, considera-se como indicador de desempenho que permite avaliar a capacidade hidráulica dos sistemas a variável de estado – *altura do escoamento* em cada colector. Este indicador de desempenho hidráulico designa-se por IDH_1 .

Indicador de desempenho hidráulico – IDH_1

Altura do escoamento – h (m)

Definição: variável que permite identificar a ocorrência de entrada em carga, descarga e inundação num sistema de drenagem urbana.

Escala de aplicação: elementar (colector).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: O elemento da rede a que se refere o cálculo, numa análise detalhada, é uma secção representativa do colector, que pode depender das capacidades do modelo, sendo possível considerar-se a secção de montante do colector, a secção de jusante, uma combinação de ambas as secções ou, ainda, a secção com a altura de escoamento mais elevada.

Função de desempenho:

Sistemas separativos pluviais e sistemas unitários – um exemplo de função de desempenho para este tipo de sistemas é representado na Figura 4.7 (Curva 1). Esta função foi concebida tendo em conta o ponto de vista económico, pelo que o valor óptimo do desempenho (4) corresponde às situações em que a altura do escoamento iguala o diâmetro interno do colector (D), já que se está numa situação em que se investe o mínimo necessário, com satisfação dos objectivos pretendidos, tal como foi descrito em 3.4.3.1 e 3.4.3.3.

Por outro lado, sistemas sobredimensionados, em que a altura de escoamento nos colectores é pequena, mesmo para chuvadas muito intensas, são sistemas em que o desempenho é inferior ao desejável, já que o investimento em construção é superior ao estritamente necessário. Por esta razão, atribui-se um valor inferior ao óptimo (4) a alturas de escoamento inferiores a D , considerando que, para uma altura de escoamento nula, o desempenho é inaceitável e classificado como deficiente (1) uma vez que, ocorrendo precipitação, não se está a verificar qualquer escoamento no colector.

O traçado do ramo descendente da função de desempenho atende a dois aspectos críticos: a ocorrência de descarga e a inundação. Se a altura de água no colector atingir o nível de descarga para o meio receptor, está-se numa situação no limite do aceitável, sendo-lhe atribuído um valor de 2. Isto é, considera-se que só existe possibilidade de descarga (“*overflow*” na terminologia

anglo-saxónica) quando o colector gravítico já se encontra a operar sob pressão, não se considerando descargas directas do efluente para o meio receptor, em condições de escoamento com superfície livre nos colectores. Se a altura do escoamento for tal que ultrapasse o nível do solo, provocando inundações, o valor do desempenho é considerado mínimo (0), classificado como falha de serviço, uma vez que o sistema não está a drenar convenientemente todas as águas pluviais.

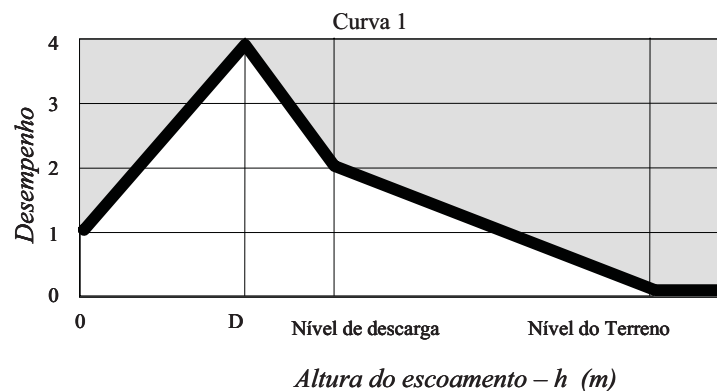


Figura 4.7 – Curva 1: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários

Um outro exemplo de função de desempenho para IDH_1 , para sistemas separativos pluviais e sistemas unitários, pode, também, ser o representado na Figura 4.8 (Curva 2). Esta função foi concebida tendo em conta apenas o aspecto técnico, sendo o valor óptimo do desempenho (4) correspondente às situações em que a altura da linha piezométrica é inferior ao diâmetro interno do colector (D), já que se está numa situação em que os objectivos pretendidos para o funcionamento do sistema (estritamente do ponto de vista da capacidade hidráulica), são satisfeitos, tal como descrito em 3.4.3.1 e 3.4.3.3. O traçado do ramo descendente da função de desempenho iguala as considerações referidas para o exemplo anterior.

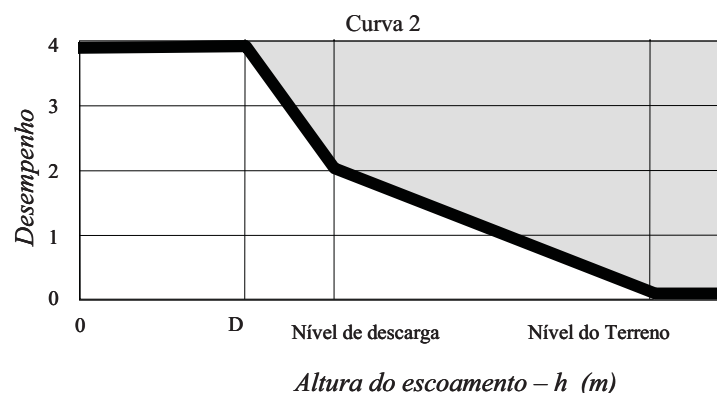


Figura 4.8 – Curva 2: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários (Cardoso *et al.*, 2004a)

Sistemas separativos domésticos – um exemplo de função de desempenho para este tipo de sistemas é representado na Figura 4.9 (Curva 3). Esta função foi concebida tendo em conta os critérios de dimensionamento regulamentares em Portugal (Decreto-Regulamentar n.º 23/95), já aqui referidos e descritos em 3.4.3.2. Nesta função, considera-se que o desempenho do sistema é ótimo (4) para alturas do escoamento inferiores ao valor $Limite \cdot D$, tomando $Limite$ o valor de 0,50 ou 0,75, consoante o diâmetro do colector seja respectivamente inferior ou igual a 500 mm, e superior a este valor.

O limite de aceitabilidade (2) corresponde à altura de escoamento que iguala o diâmetro do colector, significando que o escoamento começa a fazer-se sob pressão, o que se deve evitar para garantir a ventilação dos colectores e o arejamento da massa líquida. Uma vez que os colectores têm, em geral, capacidade de acomodar alguns caudais excessivos, funcionando sob pressão (embora tal não seja desejável), considera-se que o desempenho baixa linearmente até zero, quando atinge a cota do terreno. Neste caso o sistema extravasa para a superfície da bacia, dando lugar a inundação, caso que nunca deverá ocorrer em sistemas separativos domésticos e que corresponde a uma grave falha de serviço.

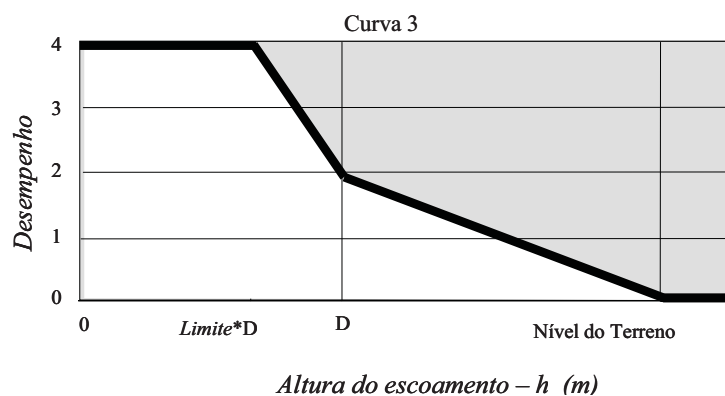


Figura 4.9 – Curva 3: exemplo de função de desempenho para a altura de escoamento em sistemas separativos domésticos (Cardoso *et al.*, 2005b)

Função de generalização: no presente caso, afigura-se natural utilizar para a função de generalização uma média pesada dos valores elementares calculados em cada colector. O peso a considerar para cada colector pode ser dado pela Equação (4.2):

$$p_i = k_i \times Q_i^{sc} \times L_i \quad (4.2)$$

sendo Q_i^{sc} o caudal de secção cheia do colector i , L_i o comprimento do colector i , e k_i um coeficiente de risco associado ao colector i , dependente das consequências da ocorrência de uma

inundação na secção em análise. Em primeira aproximação, pode considerar-se o valor de k como unitário, o que corresponde a dar a mesma importância à inundação ocorrida em qualquer local da bacia. O valor de k pode ser ajustado, na prática, para traduzir a situação concreta em estudo. Os valores do caudal de secção cheia e do comprimento do colector pretendem traduzir a importância deste, uma vez que o caudal de secção cheia está directamente relacionado com a capacidade do colector e o comprimento com a extensão que pode ser afectada pelo mau desempenho do colector.

4.4.2.2. Capacidade de transporte de sedimentos ou condição de auto-limpeza

Um dos problemas recorrentes de colectores de águas pluviais, já anteriormente focado, refere-se ao facto de as grandes secções necessárias para transportar os caudais de projecto (ou caudais de ponta de projecto) poderem dar origem a velocidades reduzidas, quando ocorrem caudais muito menores (e mais frequentes), proporcionando a deposição dos sedimentos e o assoreamento. Devem, também, evitar-se velocidades elevadas por proporcionarem condições favoráveis à danificação da estrutura dos colectores e perdas de carga significativas. Para os sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários, os limites regulamentares da velocidade de escoamento (Decreto-Regulamentar n.º 23/95) são, respectivamente, 0,9 m/s e 5,0 m/s, para a condição de secção cheia, como apresentado em 3.4.3.1 e 3.4.3.3.

No caso de colectores que transportam águas residuais domésticas, verifica-se ao longo do dia uma variação dos valores destes caudais atingindo, em regra, no período nocturno os seus valores mais baixos. A estes baixos caudais transportados correspondem, também, velocidades de escoamento reduzidas, provocando tempos de percurso elevados no interior dos colectores e acumulação de sedimentos, favorecendo, assim, os problemas de septicidade. Devem, também, evitar-se velocidades elevadas, por proporcionarem condições favoráveis à danificação da estrutura dos colectores, através da erosão, choque e corrosão e perdas de carga significativas. Para os sistemas separativos domésticos, os limites regulamentares da velocidade de escoamento (Decreto-Regulamentar n.º 23/95) são, respectivamente, 0,6 m/s e 3,0 m/s, como apresentado em 3.4.3.2.

Em termos de velocidade, estes são os aspectos mais importantes do desempenho de qualquer sistema, pelas consequências descritas em 3.4.4.3 e 3.4.4.6. Outros aspectos a ter em conta quando se avalia o desempenho, em termos de velocidade de escoamento, são a eficácia dos órgãos de entrada e a capacidade do sistema para ser operado com flexibilidade, em relação aos diferentes regimes expectáveis, para além dos já descritos em 3.4.3.

Considera-se como indicador de desempenho que permite avaliar a capacidade de transporte de sedimentos, ou condição de auto-limpeza, dos sistemas a variável de estado – *velocidade de escoamento* em cada colector, para um período de retorno T no caso dos sistemas separativos pluviais ou dos sistemas unitários, e para um hidrograma de caudal doméstico ou factor de carga aplicado ao caudal médio de tempo seco, no caso dos sistemas separativos domésticos ou dos sistemas unitários. Este foi o indicador adoptado por se considerar ser aquele que melhor conjuga a possibilidade de fornecer informação abrangente sobre o desempenho com a facilidade de obtenção dos dados, através de medições ou de modelação matemática.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₂

Velocidade média do escoamento – v (m/s)

Definição: variável que permite determinar se o escoamento possui condições de auto-limpeza que evitem a deposição de sedimentos nos colectores.

Escala de aplicação: elementar (colector).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Função de desempenho:

Sistemas separativos pluviais e sistemas unitários – um exemplo de função de desempenho para este tipo de sistemas é representado na Figura 4.10 (Curva 4). Esta função foi concebida tendo em conta que, para valores de velocidade que cumpram os valores regulamentares, compreendidos no intervalo entre 0,9 m/s (V_{min}) e 5,0 m/s (V_{max}), se considera que o sistema apresenta um desempenho óptimo (4). O traçado da curva é relativamente simples, considerando-se um mínimo absoluto de 0,3 m/s como o limite inferior, abaixo do qual o desempenho toma o valor nulo, uma vez que este é o valor abaixo do qual se considera ocorrer a deposição de areia (para partículas de diâmetro equivalente superior ou igual a 0,2 mm) sendo, por isso, em regra, a velocidade considerada para o dimensionamento dos desarenadores.

Acima do valor máximo, admite-se uma tolerância de 50%, a partir da qual o desempenho também é considerado nulo, uma vez que as elevadas velocidades causam problemas significativos de erosão dos colectores e de perdas de carga localizadas nas confluências, junções, quedas e transições de colectores. Os restantes valores são interpolados, para facilitar a interpretação dos resultados.

A principal diferença na aplicação da Curva 4 a sistemas sob pressão, por bombagem, resulta da adopção de limites diferentes para a velocidade de escoamento que, neste caso, são de 0,7 m/s

(V_{min}) e 1,5 m/s (V_{max}), respectivamente para o mínimo e máximo admissíveis. Neste caso, o limite máximo resulta da necessidade de controlo dos efeitos da ocorrência de fenómenos de regime transitório (choque hidráulico).

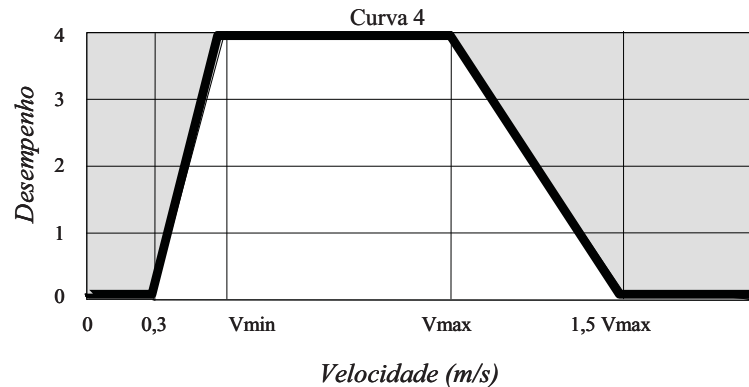


Figura 4.10 – Curva 4: exemplo de função de desempenho para a velocidade de escoamento em sistemas separativos pluviais ou sistemas unitários

Sistemas separativos domésticos: um exemplo de função de desempenho para este tipo de sistemas é representado na Figura 4.11 (Curva 5). O traçado da curva é semelhante ao da Curva 4, considerando-se que, para velocidades de escoamento inferiores 0,6 m/s (V_{min}), o desempenho é nulo, devido à grande propensão para a ocorrência de problemas de deposição de sedimentos e de degradação da qualidade da água no interior dos sistemas. Por esta razão, considera-se que o sistema apresenta um desempenho óptimo (4) para velocidades entre $1,5V_{min}$ e 3,0 m/s (V_{max}). Acima do valor máximo admite-se, nestes sistemas, uma tolerância de 20%, valor a partir do qual o desempenho também é considerado nulo, pelas mesmas razões apontadas anteriormente. Os restantes valores são interpolados, para facilitar a interpretação dos resultados.

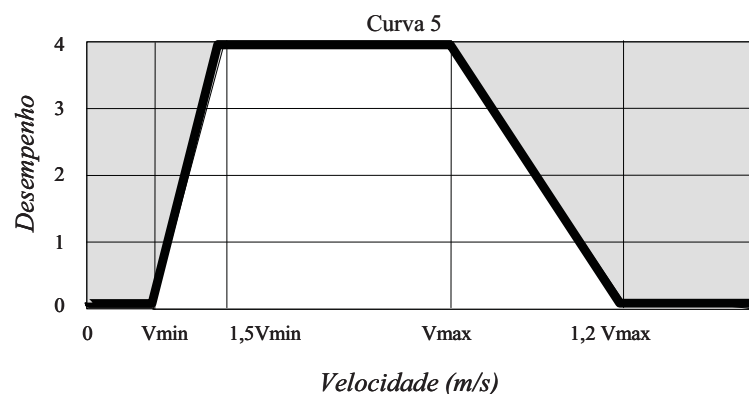


Figura 4.11 – Curva 5: exemplo de função de desempenho para a velocidade de escoamento em sistemas separativos domésticos (Cardoso *et al.*, 2005b)

Neste caso, admitiu-se uma tolerância inferior à dos sistemas separativos pluviais e unitários. A razão deve-se ao facto de, nestes últimos, ser expectável uma grande variabilidade de caudais, devida à componente pluvial. Por este motivo, é provável verificarem-se velocidades mais elevadas, na ocorrência de precipitações mais intensas do que as de projecto. Para os sistemas separativos domésticos espera-se que a variação dos caudais tenha menor magnitude.

Função de generalização: no presente caso, a função de generalização a adoptar pode ser uma média pesada, em que os pesos são o volume do colector (tal como é considerado para a avaliação em sistemas de distribuição de água) ou o produto $L \times D$, para ter em conta a importância do colector em termos de secção e a extensão de colector que o desempenho pode afectar.

No caso dos sistemas sob pressão, pode utilizar-se a função de generalização anteriormente referida, afigurando-se que o volume do troço será possivelmente a melhor opção de ponderação, tendo em conta o paralelismo do funcionamento dos sistemas de abastecimento de água (Coelho e Alegre, 1999).

4.4.2.3. Infiltração

A infiltração resultante da entrada indevida de água subterrânea nos sistemas de drenagem urbana é um dos problemas que ocorrem com grande frequência nestes sistemas, com impactos significativos aos níveis estrutural, hidráulico, ambiental e económico, como se descreveu em 3.4.4.4. Não sendo possível eliminar totalmente esta afluência, sendo-lhe mesmo atribuído um valor limite de projecto no dimensionamento dos sistemas, é desejável que estes caudais sejam mantidos em valores baixos. No entanto, na prática, os valores dos caudais de infiltração excedem, em muitos casos, significativamente, os valores de projecto.

Em termos de valores para dimensionamento, o Decreto-Regulamentar n.º 23/95 estabelece que *“desde que não se disponha de dados experimentais locais ou de informações similares, o valor do caudal de infiltração pode considerar-se igual ao caudal médio anual, nas redes de pequenos aglomerados com colectores a jusante até 300 mm, e proporcional ao comprimento e diâmetro dos colectores, nas redes de médios e grandes aglomerados; neste último caso, quando se trate de colectores recentes ou a construir, podem estimar-se valores de caudais de infiltração da ordem de 0,5 m³/dia, por centímetro de diâmetro e por quilómetro de comprimento de rede pública, podendo atingir-se valores de 4 m³/dia, por centímetro de diâmetro e por quilómetro, em colectores de precária construção e conservação”*. Foi realizada uma breve análise, com base nesses valores estabelecidos, que se apresenta no Anexo 2,

permitindo concluir que os colectores com os diâmetros menores apresentam, claramente, uma maior possibilidade da ocorrência de problemas relacionados com limitação da capacidade de escoamento devida à contribuição da infiltração.

Definiram-se, neste trabalho, seis indicadores de desempenho (IDH₃ a IDH₈), neste caso, com base na razão entre variáveis do sistema, que permitem avaliar o impacto da infiltração no desempenho técnico dos sistemas separativos domésticos ou dos sistemas unitários, tendo em conta diferentes aspectos do desempenho. Destes indicadores, deverão seleccionar-se aqueles que representam da melhor forma os efeitos que se pretendem avaliar no sistema, não sendo necessário utilizar em simultâneo os seis indicadores propostos. As variáveis de estado do sistema consideradas são o caudal de infiltração e o caudal médio de tempo seco.

No caso da avaliação do desempenho relativa à infiltração não devem ser adoptados períodos de tempo curtos, uma vez que os impactos da infiltração que ocorrem nos sistemas são, geralmente, lentos e retardados. Por este motivo, recomenda-se que a avaliação do desempenho seja realizada para períodos de tempo prolongados como, por exemplo, variações anuais, sazonais, mensais ou entre períodos secos e chuvosos.

No caso da infiltração, os valores disponíveis são, em regra, provenientes de monitorização. Num estudo sobre a comparação de métodos de medição da infiltração, De Bénédittis e Bertrand-Krajewski (2005) recomendam que a medição da infiltração seja realizada num período com duração mínima de 8 a 10 dias de tempo seco.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₃

$$\textit{Utilização da capacidade da secção cheia por infiltração} = \frac{Q_{inf}}{Q_{sc}} (\%)$$

Definição: razão que indica qual é a percentagem do caudal de infiltração (Q_{inf}) relativamente ao valor do caudal de secção cheia do colector (Q_{sc}), que representa a sua capacidade. Permite avaliar a percentagem da capacidade do colector que é utilizada pelo caudal de infiltração. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista hidráulico.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer o caudal de infiltração, através de medições ou estimativas, e a capacidade do colector a avaliar, através da topologia do sistema e da geometria e do material do colector. Este indicador fornece informação sobre o desempenho hidráulico, mas

não traduz qualquer informação sobre o valor absoluto de infiltração ocorrida. Por exemplo, ao longo de um troço de rede, com três colectores sucessivos de capacidade crescente, o valor absoluto da infiltração pode manter-se, sem acréscimo de infiltração ao longo de todo o troço. No entanto, este indicador pode assumir, por exemplo, valores de 60%, 30% e 10% em cada colector, respectivamente de montante para jusante, significando que é essa a percentagem da capacidade hidráulica de cada colector utilizada para o escoamento do caudal de infiltração.

White *et al.* (1997) referem que, no Reino Unido, para fins de projecto, deve ser atribuída aos caudais de infiltração, em sistemas separativos domésticos, 10% da capacidade dos colectores, de acordo com Water Authorities Association (WAA, 1989), conforme se apresentou no Quadro 3.22.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₄

$$\textit{Proporção da infiltração no caudal médio de tempo seco} = \frac{Q_{inf}}{Q_{mts}} (\%)$$

Definição: razão que indica qual é a percentagem do caudal de infiltração (Q_{inf}) relativamente ao valor do caudal médio de tempo seco (Q_{mts}). Este indicador permite comparar o peso da contribuição do caudal de infiltração relativamente ao caudal médio de tempo seco que é transportado pelo sistema. No caso deste indicador ser aplicado ao caudal que chega à estação de tratamento, permite dar informação sobre o peso que o caudal de infiltração pode ter nos encargos do tratamento. Este indicador está relacionado com o ponto de vista hidráulico e os impactos económicos, relativos ao transporte (bombagem) e tratamento.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer o caudal de infiltração e o caudal médio de tempo seco escoado pelo colector a avaliar, dados obtidos através de medições ou por estimativa. O caudal médio de tempo seco obtido deve ser a melhor estimativa possível em condições de tempo seco. Nos casos em que a infiltração seja significativa, pode deduzir-se ao caudal médio de tempo seco o caudal de infiltração.

Este indicador tem o inconveniente de ser dependente da influência do caudal médio de tempo seco. Por exemplo, num troço de colector de 1 km de comprimento e 1000 mm de diâmetro, um caudal de infiltração de 50 m³/dia, considerado um valor baixo segundo o Decreto-Regulamentar n.º 23/95, corresponderia a 1% num sistema que transportasse um caudal

médio diário de tempo seco de 8640 m³/dia e a 12% noutra sistema que transportasse um caudal médio diário de tempo seco de 432 m³/dia.

Estudos reportados na literatura, apresentados no Quadro 3.22, referem os seguintes valores:

- de 42% (Belhadj *et al.*, 1995) e até 50% (Almeida e Brito, 2002);
- entre 25% e 50% (White *et al.*, 1997) e 50% (Stevens, 1998), para caudais que chegam à ETAR.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₅

$$\text{Caudal unitário de infiltração por comprimento do colector} - \frac{Q_{inf}}{L_{colector}} \quad (\text{m}^3/\text{dia}/\text{km})$$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de infiltração (Q_{inf}) que ocorre por *km* de comprimento do colector ($L_{colector}$). Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer o caudal de infiltração, através de medições ou estimativas, e o comprimento total dos colectores que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador, nomeadamente se se atender à existência de ramais. No entanto, em sistemas onde a infiltração ocorra predominantemente ao longo dos colectores este é um indicador importante para estimar o impacto da infiltração no sistema e para avaliar os benefícios de reabilitação.

No Canadá (NRC, 2003b), o valor de 0,15 m³/dia/m de colector, apresentado no Quadro 3.22, é considerado um valor excessivo de infiltração nos sistemas existentes.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₆

$$\text{Caudal unitário de infiltração por área de parede do colector} - \frac{Q_{inf}}{(L_{colector} \times P)} \quad (\text{m}^3/\text{dia}/(\text{cm.km}))$$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de infiltração (Q_{inf}) por unidade de área de parede do colector ($L_{colector} \times P$). Este indicador está relacionado com superfície da parede do colector potencialmente sujeita a infiltração, que pode ser considerada a área de parede abaixo do nível freático, se conhecida, ou a área total de parede. A área de parede é calculada através do somatório, para todos os colectores do sistema que contribuem para a infiltração obtida, do

produto do perímetro do colector pelo seu comprimento. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer o caudal de infiltração, através de medições ou estimativas, a forma e as dimensões da secção transversal, e o comprimento de todos os colectores que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador. No entanto, em sistemas onde a infiltração ocorra predominantemente ao longo dos colectores, pode ser um indicador importante para avaliar os benefícios de reabilitação, alternativamente ao IDH₅.

Estudos reportados na literatura, apresentados no Quadro 3.22, referem os seguintes valores:

- podem variar entre 0,05 e 1,39 m³/dia/(cm.km) (USEPA, 2001), em sistemas gravíticos dos E.U.A., para o horizonte de projecto;
- infiltração média e excessiva nos sistemas existentes no Canadá de 3 e 5 m³/dia/(cm.km), respectivamente (NRC, 2003b);
- podem variar entre 0,1 e 10 m³/dia/(cm.km), sendo considerados pela USEPA valores excessivos aqueles que estão acima de 7,5 m³/dia/(cm.km) (Tchobanoglous *et al.*, 2003).
- segundo o Decreto-Regulamentar n.º 23/95, em Portugal devem ser considerados para efeitos de projecto valores entre 0,5 e 4 m³/dia/(cm.km), dependendo da condição estrutural dos colectores e do posicionamento em relação ao nível freático, para colectores de diâmetro igual ou superior a 300 mm.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₇

$$\text{Caudal unitário de infiltração por câmara de visita} = \frac{Q_{inf}}{C_{visita}} \quad (m^3/dia)$$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de infiltração (Q_{inf}) por câmara de visita do sistema, sendo C_{visita} o número de câmaras de visita que contribuem para o caudal de infiltração. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: as câmaras de visita são uma origem possível de infiltração, por este motivo, nos casos em que a infiltração tenha uma contribuição importante desta origem, pode avaliar-se a influência do número de câmaras de visita no caudal de infiltração, através deste indicador. Este valor deve ser determinado em troços de igual comprimento, por forma a que a influência do comprimento do colector, outra origem de infiltração, não se sobreponha à das câmaras de visita. No entanto, este indicador não entra em conta com a influência da infiltração ao longo do colector, nem nas ligações domésticas, assumindo que provém totalmente das câmaras de visita. Neste caso, é necessário conhecer o caudal de infiltração, através de medições ou estimativas e o número de câmaras de visita que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador. Em sistemas onde a origem da infiltração ocorra com predominância nas câmaras de visita, este pode ser um indicador importante para avaliar os benefícios de reabilitação.

Não foram encontradas, na bibliografia, referências a valores de infiltração em câmaras de visita.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₈

$$\text{Caudal unitário de infiltração por ramal doméstico} = \frac{Q_{inf}}{\text{ramais}_{domésticos}} \quad (m^3/dia)$$

Definição: razão que indica o caudal médio de infiltração (Q_{inf}) por ramal doméstico, sendo $\text{ramais}_{domésticos}$ o número de ramais domésticos que contribuem para o caudal de infiltração. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização ou modelação matemática.

Comentário: as ligações dos ramais domésticos ao sistema de drenagem são uma origem possível de infiltração, que pode ter contribuições significativas para a infiltração nos sistemas. Por este motivo, nos casos em que a infiltração tenha uma contribuição importante desta origem pode avaliar-se a influência do número de ramais domésticos no caudal de infiltração, através deste indicador. Este valor deve ser determinado em troços de igual comprimento, por forma a que a influência do comprimento do colector, outra origem de infiltração, não se sobreponha à dos ramais domésticos. No entanto, este indicador não entra em conta com a influência da infiltração ao longo do colector, nem nas câmaras de visita, assumindo que provém totalmente dos ramais de ligação. Neste caso, é necessário conhecer o caudal de infiltração, através de medições ou estimativas e o número de ramais domésticos que contribuem para a avaliação em

causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador. Em sistemas onde a origem da infiltração ocorra com predominância nos ramais domésticos, este pode ser um indicador importante para avaliar os benefícios de reabilitação.

Na literatura, como se apresenta no Quadro 3.22, é referido que a contribuição de ramais de ligação domésticos para a infiltração é de:

- 30 a 40% Ellis (2001), podendo atingir 90% da infiltração nos colectores (ASCE, 1982);
- 72 a 104 m³/km/dia ou 0,72 m³/dia/ramal de ligação (Princ e Kohout, 2003).

Função de desempenho para os indicadores IDH₃ a IDH₈: um exemplo de função de desempenho para os indicadores relativos à infiltração (IDH₃ a IDH₈), no caso de sistemas separativos domésticos e sistemas unitários, é representado na Figura 4.12 (Curva 6).

Esta função foi concebida tendo em conta que para valores do indicador inferiores a *Limite 1* se considera que o sistema apresenta um desempenho óptimo (4). Para valores do indicador superiores a este valor, o desempenho reduz-se, atingindo o limite do aceitável (2) quando o indicador toma o valor *Limite 2*. Para valores do indicador superiores a este, o desempenho é considerado inaceitável, considerando-se *Limite 3* como o valor acima do qual o desempenho é nulo, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função por não poder drenar convenientemente as águas residuais. Os restantes valores são interpolados, para facilitar a interpretação dos resultados. A função de desempenho tem um andamento semelhante para todos os indicadores, variando, para cada indicador, os respectivos valores de *Limite 1*, *Limite 2* e *Limite 3*. Tendo em conta os valores regulamentares e os valores referidos na literatura, anteriormente apresentados para cada indicador, propõem-se no Quadro 4.3 os valores dos parâmetros *Limite 1*, *Limite 2* e *Limite 3*.

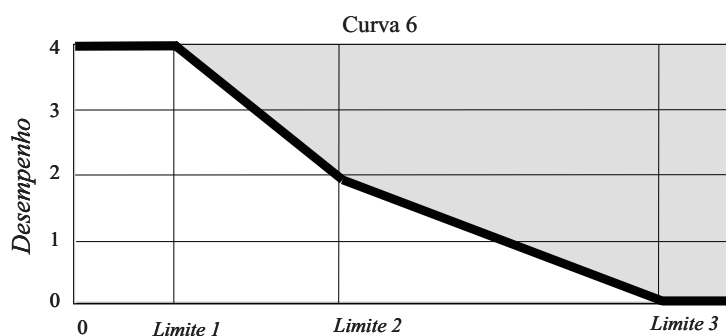


Figura 4.12 – Curva 6: exemplo de função de desempenho para os indicadores de infiltração em sistemas separativos domésticos e unitários

Quadro 4.3 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDH₃ a IDH₈

Indicador de desempenho	Tipo de sistema ^(*)	Limite	Limite	Limite	Comentário
		1 ^(**)	2 ^(**)	3 ^(**)	
IDH ₃ (%)	SD	2,5	10	25	2,5 – 25% do valor de projecto no Reino Unido. 10 – Valor de projecto no Reino Unido. 25 – Metade do valor regulamentar ^(***) inferior de dimensionamento dos colectores para a altura de escoamento ($\leq 0,5$ ou $0,75$ da altura da secção transversal, em função do diâmetro).
	SU	5	20	50	5 – Considerando o dobro dos SD, pois nos SU a capacidade dos colectores prevê a drenagem de águas pluviais. 20 – Considerando o dobro dos SD, pois nos SU a capacidade dos colectores prevê a drenagem de águas pluviais. 50 – Considerando o critério de dimensionamento regulamentar ^(***) dos colectores para a altura de escoamento, incluindo águas residuais domésticas, de infiltração e pluviais, correspondendo ao dobro dos SD.
IDH ₄ (%)	SD	17	50	67	17 – Considerando o caudal de infiltração 20% do valor regulamentar ^(***) admitido para a infiltração para efeitos de projecto, para diâmetros <300 mm (igual ao caudal doméstico).
	SU				50 – Considerando o valor regulamentar ^(***) admitido para a infiltração para efeitos de projecto, para diâmetros < 300 mm. 67 – Considerando o caudal de infiltração o dobro do valor regulamentar ^(***) admitido para efeitos de projecto, para diâmetros < 300 mm.
IDH ₅ (m ³ /dia/km)	SD	10	80	150	10 – Considerando um valor estimado com base no diâmetro usual nos SD de 200mm e o limite inferior regulamentar ^(***) para a infiltração.
	SU				80 – Considerando um valor estimado, por analogia ao limite anterior, com base no diâmetro usual nos SD de 200 mm e o limite superior regulamentar ^(***) para a infiltração. 150 – Infiltração excessiva, segundo as orientações de NRC (2003b).
IDH ₆ (m ³ /dia/(cm.km))	SD	0,5	4,0	7,5	0,5 – Considerando o valor inferior regulamentar ^(***) para efeitos de projecto, para diâmetros ≥ 300 mm.
	SU				4,0 – Considerando o valor superior regulamentar ^(***) , para efeitos de projecto, para diâmetros ≥ 300 mm. 7,5 – Infiltração excessiva, segundo as orientações de USEPA em Tchobanoglous et al. (2003).
IDH ₇ (m ³ /dia/C.visita)	SD	0,5	4,0	9,0	0,5 – Valor estimado considerando o <i>Limite 1</i> atribuído a IDH ₅ , deste quadro, um espaçamento médio das câmaras de visita de 50 m e o caudal de infiltração concentrado nas câmaras de visita.
	SU				4,0 – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 2</i> atribuído a IDH ₅ , deste quadro. 9,0 – Infiltração excessiva, segundo as orientações de USEPA em Tchobanoglous et al. (2003).
IDH ₈ (m ³ /dia/ramal)	SD	0,04	0,30	0,60	0,04 – Valor estimado considerando o <i>Limite 1</i> atribuído a IDH ₆ , deste quadro, ramais de diâmetro de 100mm, com extensão de 7,5 m e o caudal de infiltração concentrado nos ramais de ligação.
	SU				0,30 – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 2</i> atribuído a IDH ₆ , deste quadro. 0,60 – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 3</i> atribuído a IDH ₆ , deste quadro.

(*) SD – sistema separativo doméstico; SU – Sistema Unitário; (**) *Limite 1* – Ótimo, *Limite 2* – Limite do aceitável, *Limite 3* – Falha de Serviço

(***) Decreto Regulamentar n.º 23/95

No entanto, no que respeita à classificação do desempenho, cada operador poderá estabelecer uma função de desempenho aplicável ao seu sistema, de acordo com os critérios e requisitos a que está obrigado, se mais restritivos, ou de acordo com as condições estabelecidas em projecto.

Função de generalização para os indicadores IDH_3 a IDH_6 : as funções de generalização a adoptar no caso dos indicadores de infiltração podem ser médias simples ou pesadas. O peso proposto para os indicadores IDH_3 e IDH_4 é o produto $L \times D$, tal como para IDH_2 (velocidade de escoamento), para ter em conta a extensão do colector que é afectada pelo desempenho e a importância do colector em termos de secção transversal, uma vez que os indicadores são calculados com base nos valores de caudal.

Para os indicadores IDH_5 e IDH_6 propõe-se que o peso seja o caudal de secção cheia (Q_{sc}), para ter em conta a importância do colector em termos de capacidade, uma vez que os indicadores são calculados em função do comprimento do colector. Aos indicadores IDH_7 e IDH_8 não é aplicável a função de generalização.

4.4.2.4. Ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica

A entrada indevida de águas pluviais nos sistemas separativos domésticos é um problema frequente, com impactos significativos aos níveis estrutural, hidráulico, ambiental e económico. Geralmente, as afluições provenientes das ligações indevidas de sistemas pluviais aos domésticos apresentam valores significativos, originando picos nos valores de caudal do sistema separativo doméstico, directamente relacionados com eventos de precipitação. Muitos dos problemas causados por estas afluições são comuns aos da infiltração, como se descreveu em 3.4.4.4.

Definiram-se, neste trabalho, três indicadores de desempenho para avaliar o impacto das ligações indevidas no desempenho técnico dos sistemas separativos domésticos (IDH_9 a IDH_{11}), também neste caso baseados na razão entre variáveis do sistema, apresentando um paralelismo em relação aos indicadores de infiltração, nos aspectos que são comuns a estes dois problemas de afluições indevidas. As variáveis de estado do sistema consideradas são o caudal pluvial indevido afluente ao sistema separativo doméstico e o caudal médio de tempo seco. Contrariamente ao caso da avaliação do desempenho relativa à infiltração, podem ser adoptados períodos de tempo mais curtos como, por exemplo, relativos a eventos de precipitação, uma vez que estes impactos são dependentes das precipitações ocorridas. Uma vez que estes indicadores dependem significativamente da intensidade média dos eventos de precipitação, deve ser obtido

um valor médio, correspondendo a vários eventos, de diversas intensidades, que representem o regime de precipitações locais.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₉

$$\text{Utilização da capacidade da secção cheia por ligações indevidas} = \frac{Q_{max_{lig}}}{Q_{sc}} (\%)$$

Definição: razão que indica qual é a percentagem que caudal máximo das ligações indevidas ($Q_{max_{lig}}$) representa relativamente ao valor do caudal de secção cheia do colector (Q_{sc}), que corresponde à sua capacidade. Permite avaliar a percentagem da capacidade do colector que é utilizada pelo caudal proveniente de ligações indevidas, em consequência da ocorrência de precipitação. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista hidráulico.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: este indicador não deve ser aplicado ao nível elementar (colector), uma vez que as ligações são, em regra, desconhecidas e não estão associadas a cada colector. Neste caso é necessário conhecer a capacidade do colector a avaliar, através da topologia do sistema e da geometria e do material do colector. Este indicador fornece informação sobre o desempenho hidráulico, mas não traduz informação sobre a quantidade absoluta do caudal que afluí indevidamente ao sistema.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₁₀

$$\text{Proporção do volume de escoamento pluvial relativamente ao de tempo seco} = \frac{V_{lig}}{V_{mts}} (\%)$$

Definição: razão que indica qual é a percentagem do volume de água pluvial proveniente das ligações indevidas (V_{lig}) relativamente ao valor do volume de águas residuais de tempo seco (V_{mts}), durante o período de referência escolhido. Este indicador permite indicar o peso da que o volume de água das ligações indevidas tem relativamente ao volume de águas residuais de tempo seco. Este indicador, se aplicado ao volume que chega à estação de tratamento, permite dar informação sobre o peso que as ligações indevidas podem ter nos encargos com o tratamento. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista hidráulico e com o impacto económico, relativo ao transporte (bombagem) e tratamento.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: este indicador não deve ser aplicado ao nível do elemento (colector), pelas mesmas razões apontadas no indicador precedente. Neste caso, é necessário conhecer o caudal médio de tempo seco escoado no sistema ou subsistema, obtido através de medições ou por estimativa. Este indicador tem o inconveniente de ser dependente do caudal médio de tempo seco.

Indicador de desempenho hidráulico – IDH₁₁

Proporção do volume de escoamento pluvial que indevidamente aflui ao sistema – $\frac{V_{lig}}{V_{pu}}$ (%)

Definição: razão que indica qual é a percentagem do volume de água pluvial proveniente de ligações indevidas (V_{lig}) relativamente ao volume de precipitação útil caído na bacia (V_{pu}), durante o período de referência escolhido. Este indicador está relacionado com o ponto de vista hidráulico, estrutural e com o impacto económico.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: este indicador não ser deve aplicado ao nível do elemento (colector), pelas mesmas razões apontadas nos indicadores precedentes. O valor de V_{pu} é calculado considerando o produto $AI_{bacia} \times Pu$, sendo AI_{bacia} (ha) a área impermeável de drenagem pluvial da bacia e Pu (mm) a precipitação útil caída na bacia. Neste caso, é necessário conhecer a área da bacia ou sub-bacia que contribui para a avaliação em causa, o que pode dificultar a aplicação deste indicador, uma vez que se tratam de sistemas separativos domésticos. Este indicador deve ser calculado para o período do evento. Uma vez que o seu valor depende significativamente da intensidade média dos eventos de precipitação, deve ser obtido um valor médio, correspondendo a vários eventos de diversas intensidades, que representem o regime de precipitações locais.

Referem-se os seguintes valores da bibliografia, relacionados com a área da bacia de drenagem, apresentados no Quadro 3.23:

- para o dimensionamento dos sistemas separativos domésticos, segundo a norma alemã ATV-A118E (1999), podem considerar-se como valores aceitáveis para as aflúncias indevidas 0,2 a 0,7 l/s/ha;

- no caso do *Greater Vancouver Regional District-Liquid Waste Management Plan* (Canadá) definiu-se o valor de 0,13 l/s/ha, para precipitações com período de retorno inferior a 5 anos segundo Geater Vancouver Regional District (2001).

Função de desempenho para os indicadores IDH₉ a IDH₁₁: as funções de desempenho para os indicadores relativos às ligações indevidas (IDH₉ a IDH₁₁), tomam também a forma da Curva 6, apresentada na Figura 4.12. Neste caso, valores indicativos de *Limite 1*, *Limite 2* e *Limite 3* são propostos no Quadro 4.4, baseados em valores recomendados na literatura e no paralelismo que os efeitos das ligações indevidas têm com os da infiltração. Em particular, os valores assumidos para IDH₁₁ devem depender, caso a caso, da área contributiva da bacia, do tipo de ocupação e da capacidade dos colectores. Os indicadores de ligações indevidas são obtidos ao nível sectorial (subsistema) ou global (sistema) não sendo aplicável, neste caso, a função de generalização.

Quadro 4.4 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDH₉ a IDH₁₁

Indicador de desempenho	Limite 1 ^(*)	Limite 2 ^(*)	Limite 3 ^(*)	Comentário
IDH ₉ (%)	12,5	25	50	12,5 – Um quarto do valor regulamentar ^(a) , por ser uma situação pontual correspondente ao pico de caudal. 25 – Metade do valor regulamentar ^(a) , por ser uma situação pontual correspondente ao pico de caudal. 50 – Valor regulamentar ^(a) . (a) Considerou-se o valor regulamentar ^{(**) inferior de dimensionamento dos colectores para a altura de escoamento ($\leq 0,5$ ou $0,75$ da altura da secção transversal, em função do diâmetro).}
IDH ₁₀ (%)	17	50	67	17 – Admite-se alguma afluência indevida aos colectores, até 20% do caudal doméstico. 50 – Consideram-se aceitáveis valores até ao valor do caudal doméstico. 67 – Considerando que se está a tratar o dobro do caudal doméstico, com as respectivas consequências do impacto no funcionamento das ETAR e nos encargos com o tratamento. Consideram-se valores iguais aos estabelecidos para a infiltração.
IDH ₁₁ (%)	0,5	0,8	2,6	0,5 – Considerando o valor proposto para efeitos de projecto pelo <i>Great Vancouver District</i> . 0,8 – Considerando o valor inferior para efeitos de projecto recomendado pela ATV-A118 (1999). 2,6 – Considerando o valor superior para efeitos de projecto recomendado pela ATV-A118 (1999). Para o cálculo destes valores considerou-se uma bacia com a área de drenagem de 1 ha, uma precipitação com T de 2 anos, com duração de 1 h e um coeficiente de escoamento de 0,5.

(*) Limite 1 – Ótimo, Limite 2 – Limite do aceitável, Limite 3 – Falha de Serviço; (**) Decreto Regulamentar n.º 23/95

4.4.3. Apresentação dos resultados e interpretação da avaliação

4.4.3.1. Apresentação dos resultados

Os resultados da avaliação do desempenho obtêm-se pela transformação dos valores dos indicadores em valores de desempenho, utilizando as funções de desempenho definidas. Na

avaliação às escalas sectorial e global, geralmente aplicadas aos resultados de monitorização, o cálculo pode ser efectuado no colector de jusante do subsistema ou do sistema. No caso da avaliação à escala elementar, geralmente aplicada aos resultados de modelação, o cálculo é realizado em cada elemento (colector ou descarga) do sistema. Neste segundo caso, os valores de desempenho elementares são transformados em valores de desempenho global através da função de generalização estabelecida.

Tabela de desempenho do sistema – avaliação global

A avaliação à escala global ou da bacia permite obter os valores do indicador no colector de jusante do sistema ou dos subsistemas definidos sendo, por isso, valores discretos no espaço, como já referido. Se a avaliação for realizada durante um determinado período de tempo correspondente ao evento em análise (precipitação ou factor de carga aplicado ao caudal médio de tempo seco), os valores do indicador podem ser determinados para uma situação representativa. Esta situação pode ser, por exemplo, a situação mais desfavorável (como a altura de escoamento máxima para o caso de IDH_1), num determinado instante no tempo ou um valor médio do período em análise, constituindo uma tabela de desempenho do sistema. Esta tabela pode também conter os valores máximo e mínimo ocorridos e a duração do período de tempo em que o indicador esteve em cada intervalo de classificação do desempenho, como se exemplifica no Quadro 4.5.

Quadro 4.5 – Exemplo de tabela de desempenho de sistema para o indicador IDH_3

Bacia ou subsistema	IDH_3 médio	IDH_3 máximo	IDH_3 mínimo	IDH_3 Para h_{max}	IDH_3 para $t=20$ min	Período (min)	
A	3,0	4,0	2,0	2,0	3,5	$0 \leq IDH_3 < 1$	10
						$1 \leq IDH_3 < 2$	15
						$2 \leq IDH_3 < 3$	20
						$3 \leq IDH_3 < 4$	10
B	4,0	4,0	3,0	3,0	3,8	$0 \leq IDH_3 < 1$	0
						$1 \leq IDH_3 < 2$	10
						$2 \leq IDH_3 < 3$	20
						$3 \leq IDH_3 < 4$	15
...
N

Gráficos de sistema – avaliação à escala elementar

Para a construção dos gráficos de sistema, o cálculo descrito deve ser repetido para os resultados da modelação de uma sequência de períodos de retorno (T), no caso dos sistemas separativos pluviais e dos sistemas unitários, ou para uma sequência de factores de carga aplicados, por exemplo, ao caudal médio de tempo seco para qualquer tipo de sistema, cobrindo o eixo das abcissas uma gama representativa das condições que se pretendem avaliar.

Para os sistemas de águas residuais em pressão, têm total aplicabilidade as observações já feitas para os sistemas separativos pluviais e sistemas unitários, sendo importante reter que o intervalo de variação é, nesse caso, definido em termos de factores de carga, reportados ao caudal unitário bombado, uma vez que os caudais escoados nas condutas em pressão são controlados pela capacidade dos grupos electro-bomba da estação elevatória.

A Figura 4.6(c), anteriormente apresentada, exemplifica esquematicamente um gráfico de desempenho de sistema. O pico da curva corresponde ao período de retorno de projecto (T), onde se obtém o melhor valor de desempenho, no caso de sistemas separativos pluviais ou de sistemas unitários bem dimensionados. De notar que a curva atinge zero para os valores de T mais elevados, uma vez que as solicitações, traduzidas pelo caudal máximo, excedem a capacidade hidráulica do elemento (colector) originando, em regra, alturas de escoamento iguais ou superiores à cota do terreno, causando inundações. Nestas condições, os valores da função de desempenho considerada (Figura 4.7) assumem o valor nulo.

Gráficos de evento – avaliação global e elementar

No caso dos gráficos de evento, ilustrados na Figura 4.6(b), avalia-se o desempenho ao longo de um intervalo de tempo correspondente à modelação ou à monitorização de um evento ou de um conjunto de eventos em análise. Aplica-se a metodologia proposta calculando os valores de desempenho elementares e o valor global de desempenho do sistema, em cada instante de tempo, para um passo de tempo adequado.

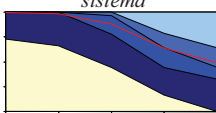
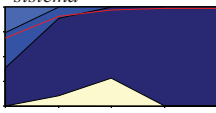
Os eventos considerados podem ser eventos de precipitação ou hidrogramas de caudal doméstico. Os primeiros geram hidrogramas de caudal cuja forma não é, na realidade, tipificada, embora se possa considerar uma tipificação para o caso de precipitações de projecto; os segundos apresentam uma variação ao longo do dia que obedece, em regra, a um ciclo semanal correspondente aos padrões do comportamento humano da população e relacionados com os hábitos de consumo de água.

A componente doméstica nos sistemas unitários poderá ser analisada em termos deste ciclo diário, para avaliação dos problemas que, como acima se realçou, são introduzidos nos regimes de baixos caudais pela necessidade de dimensionar para os grandes eventos pluviais. Desta forma, é representado, em cada instante, o valor médio ou o valor global do desempenho do sistema. No caso da avaliação ao nível do elemento, é possível representar também as bandas dos percentis 25%, que dão informação sobre a dispersão espacial do desempenho no sistema.

4.4.3.2. Interpretação da avaliação

A interpretação de uma tabela de desempenho, para cada indicador de desempenho hidráulico, deve ter em conta a função de desempenho considerada no seu cálculo. A interpretação de um gráfico de sistema, para cada indicador de desempenho hidráulico, deve ter em conta as funções de desempenho e de generalização adoptadas no seu cálculo. O Quadro 4.6 contém orientações para a interpretação dos gráficos de sistema.

Quadro 4.6 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho hidráulico

Indicador/ Variável	Forma/valor/banda	Interpretação
Curvas		
IDH₁ Exemplo de gráfico de sistema 	Patamar constante seguido de descida.	Sistema com comportamento normal.
	Curva monotonamente decrescente.	Sistema com pouca capacidade.
	Curva decrescente superior a 2.	Sistema sem entrada em carga (para SD) ou sem descarga (para SU e SP).
	Curva decrescente inferior a 2.	Sistema com entrada em carga (para SD) ou com descarga (para SU e SP).
	Curva atingindo zero.	Inundações no sistema.
IDH₂ Exemplo de gráfico de sistema 	Curva monotonamente crescente.	Sistema com desempenho adequado.
	Curva crescente com um patamar intermédio e, eventualmente, ramo final decrescente.	Sistema com comportamento normal.
	Curva monotonamente decrescente.	Sistema com velocidades acima da máxima.
	Curva atingindo zero.	Sistema com velocidades inaceitáveis por serem demasiado baixas ou demasiado elevadas.
IDH₃ a IDH₆	Patamar constante seguido de descida.	Sistema com comportamento normal.
	Curva monotonamente decrescente.	Sistema com aumento da contribuição de caudais de infiltração.
	Curva decrescente inferior a dois.	Sistema com contribuição de caudais de infiltração inaceitável traduzindo problemas de capacidade hidráulica (IDH ₃), de impactos económicos elevados (IDH ₄) ou estruturais (IDH ₅ , IDH ₆).
	Curva atingindo zero.	Sistema com contribuição de caudais de infiltração excessiva em termos de capacidade hidráulica (IDH ₃), de impactos económicos elevados (IDH ₄) ou estruturais (IDH ₅ , IDH ₆).
Curva média		
	Curva média << percentil 50%	Distribuição assimétrica e valores de desempenho baixos devido a problemas localizados afectando um número pequeno de colectores importantes.
	Curva média >> percentil 50%	Distribuição assimétrica com colectores importantes desempenhando bem e valores baixos devidos a problemas generalizados.
Bandas		
	Banda total larga	Desempenho heterogéneo no sistema.
	Bandas intermédias >> outras bandas	Sistema com duas áreas de características diferentes.
	Banda do percentil 25% >> outras bandas	A resolução de problemas localizados melhoraria significativamente o desempenho global do sistema.

4.5. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL

4.5.1. Nota inicial

Seguidamente, apresentam-se as propriedades do sistema seleccionadas para a avaliação do desempenho no domínio ambiental, justificando a respectiva escolha. A selecção foi feita com base nas deficiências identificadas neste domínio apresentadas no Quadro 4.2. Descrevem-se, ainda, as respectivas medidas de desempenho e as funções de desempenho e de generalização definidas para o desempenho ambiental, baseadas em valores estabelecidos pela legislação ou valores recomendados por entidades reguladoras ou fiscalizadoras. Incluem-se as escalas de aplicação e o tipo de origem dos dados.

A escala de aplicação ao nível elementar requer a existência de informação em cada elemento (colector ou descarga) do sistema; a escala de aplicação sectorial ou global necessita da existência de informação global de cada sub-bacia ou bacia, respectivamente, em regra medida no colector de jusante. A informação fornecida é mais completa, se o valor for obtido ao nível elementar. A origem dos dados corresponde a monitorização ou modelação matemática. Finalmente, referem-se os resultados que se obtêm da avaliação e a respectiva interpretação.

Neste domínio de avaliação são especialmente relevantes o Decreto-Lei n.º 236/98 e a Directiva n.º 91/271/CEE que refere, no seu Anexo I relativo aos requisitos de tratamento das águas residuais urbanas, o seguinte: “ *Os sistemas de drenagem devem ter em conta os requisitos de tratamento das águas residuais urbanas. A concepção, construção e manutenção dos sistemas de drenagem deve obedecer aos melhores conhecimentos técnicos que não acarretem custos excessivos, nomeadamente quanto ao volume e características das águas residuais urbanas, à prevenção de fugas e à limitação da poluição das águas receptoras, no caso de inundações e descargas de tempestade*”.

4.5.2. Propriedades do sistema, medidas e funções de desempenho e de generalização no desempenho ambiental

4.5.2.1. Descargas para o meio receptor

O grande problema das descargas dos sistemas de drenagem urbana é o seu impacto ao nível da qualidade e da degradação dos meios receptores, tal como se descreveu em 3.4.4.5. No caso dos sistemas separativos domésticos, não devem ocorrer quaisquer descargas para o meio receptor. Nos sistemas unitários é possível a ocorrência de descargas de excedentes por ocorrência de precipitação, tal como descrito anteriormente.

Foram definidos nove indicadores de desempenho para avaliar o impacto das descargas no desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana (IDAQ₁ a IDAQ₉). Dois destes indicadores avaliam o aspecto da quantidade das descargas e sete dizem respeito aos aspectos da qualidade da água descarregada. As variáveis de estado do sistema consideradas são o volume descarregado, o número de descargas, as concentrações de carência bioquímica de oxigénio aos 5 dias e a 20°C (*CBO*₅), carência química de oxigénio (*CQO*), sólidos suspensos totais (*SST*), azoto total (*Ntot*), fósforo total (*Ptot*), coliformes fecais (*CF*) e coliformes totais (*CT*).

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DAS DESCARGAS

O volume total de água descarregado pelos sistemas de drenagem urbana para o meio receptor, durante um determinado período de referência (em regra um ano), ou durante um evento, é um dos parâmetros tradicionalmente considerados para caracterizar as descargas (Rauch *et al.*, 1999). Este valor está relacionado com a quantidade total de substâncias descarregadas para o meio receptor, sendo um parâmetro relevante para traduzir a poluição cumulativa, adicionalmente à informação obtida através de parâmetros de qualidade da água.

A frequência de descarga dos sistemas de drenagem urbana para o meio receptor, durante um determinado período de referência (em regra um ano), é também um dos parâmetros tradicionalmente considerados para caracterizar as descargas (Rauch *et al.*, 1999). Este valor permite identificar a frequência do impacto causado no meio receptor pelas descargas, sendo um parâmetro relevante para traduzir a poluição aguda, adicionalmente à informação obtida através de parâmetros de qualidade da água.

Tendo em conta os aspectos apresentados foram definidos dois indicadores para avaliar a quantidade de água descarregada. No entanto, uma combinação destes dois aspectos pode dar informação conjunta sobre o risco associado às descargas, caso se pretenda avaliar este risco. A consequência da descarga está associada ao volume descarregado e a probabilidade de descarga à frequência de descarga. Desta forma a situação mais gravosa ocorre para elevados volumes e frequências de descarga, conjuntamente. Segue-se a situação de baixos volumes e elevadas frequências de descarga ou elevados volumes e baixas frequências de descarga. Finalmente, a situação menos gravosa verifica-se para baixos valores destes dois factores, quer sejam analisados conjunta quer separadamente.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁

$$\text{Percentagem de volume descarregado} = \frac{V_{desc}}{V_{pu}} (\%)$$

Definição: este indicador é definido como a razão entre o volume de águas residuais descarregado (V_{desc}) e o volume de precipitação útil ou de escoamento directo (V_{pu}), caído na área impermeável da bacia de drenagem, em percentagem.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a área impermeável da bacia e os volumes totais de descarga e de precipitação, no período de referência, que pode ser, por exemplo, o mês, o ano ou uma época balnear.

Função de desempenho para o indicador IDAQ₁: um exemplo de função de desempenho para o indicador relativo ao volume de descargas (IDAQ₁) pode ser a Curva 7, para o caso de sistemas unitários, representada na Figura 4.13. No caso de sistemas separativos domésticos o desempenho é óptimo (4) unicamente quando o valor do indicador é nulo; caso contrário, o desempenho é zero, uma vez que o sistema está a descarregar indevidamente águas poluídas.

Para os sistemas unitários, propõe-se o valor de 50% para *Limite 1* e de 90% para *Limite 2*. Neste caso, o desempenho é óptimo (4) quando não ocorre descarga. Considera-se que o desempenho é aceitável sempre que o volume de água descarregada é inferior a 50% do volume de precipitação útil, ou seja, quando, pelo menos, metade do volume de precipitação útil é sujeito a tratamento na ETAR.

Para valores do volume descarregado superiores a 50% e até 90% do volume de precipitação útil, considera-se o desempenho inaceitável (2), uma vez que as águas pluviais poluídas não estão a ser convenientemente encaminhadas. Acima de 90% o desempenho é nulo, uma vez que o sistema descarrega praticamente toda a precipitação útil, e águas residuais associadas, não cumprindo a sua função de drenar adequadamente as águas pluviais. Os valores intermédios são interpolados linearmente para facilidade de interpretação.

Função de generalização para o indicador IDAQ₁: a função de generalização a utilizar no presente caso pode, mais uma vez, ser uma média pesada sendo o peso do elemento um factor de risco k , que tem em conta a consequência da descarga num determinado local.

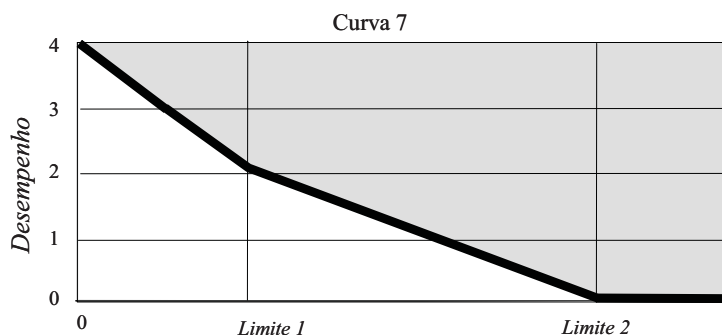


Figura 4.13 – Curva 7: exemplo de função de desempenho para os indicadores de volume e frequência de descarga em sistemas unitários

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₂

$$\text{Frequência de descarga} - \frac{n_d}{t} (-)$$

Definição: este indicador é definido como a frequência de descarga, calculada através do número de eventos de precipitação que originaram descargas no sistema de drenagem (n_d) durante o período de referência (t).

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer o número de eventos de precipitação que originaram descargas no período de referência, que pode ser, por exemplo, o mês, o ano ou uma época balnear.

Função de desempenho para o indicador IDAQ₂: um exemplo de função de desempenho para o indicador relativo à frequência de descargas (IDAQ₂) pode ser semelhante à Curva 7, para o caso de sistemas unitários, representada na Figura 4.13. No caso de sistemas separativos domésticos, o desempenho é óptimo (4) unicamente quando o valor do indicador for nulo; caso contrário o desempenho é zero, uma vez que o sistema não deve drenar águas pluviais. Com base em valores resultantes do estudo apresentado em David (2005) e em valores referidos em FWR (1994), apresentados em 3.4.4.5, propõem-se para *Limite 1* o valor de 10 descargas/ano e para *Limite 2* o valor de 30 descargas/ano, quando o meio receptor é utilizado para actividades recreativas.

Neste caso, o desempenho é óptimo (4) quando não ocorre qualquer descarga; considera-se que quando a frequência de descarga atinge 10 o desempenho se encontra no limite do aceitável (2), sendo nulo quando atinge 30.

Função de generalização para o indicador IDAQ₂: a função de generalização a utilizar no presente caso, na análise ao nível elementar, pode ser tal como no indicador precedente, uma média pesada, sendo o peso do elemento o produto $k \times V_{desc}$, em que k é um factor de risco, que tem em conta a consequência da descarga num determinado local e o V_{desc} tem em conta a contribuição da descarga em termos do volume descarregado.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS DESCARGAS

A carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) é uma medida da carência de oxigénio causada pela decomposição microbiológica da matéria orgânica na água. Este valor é obtido pelo consumo de oxigénio dissolvido pelos microrganismos, na oxidação biológica de matéria orgânica (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Valores elevados deste parâmetro resultam, em regra, em reduzidas concentrações de oxigénio dissolvido no meio receptor, afectando a biodiversidade das comunidades aquáticas.

A carência química de oxigénio (CQO) é uma medida da quantidade de matéria orgânica presente na água, traduzindo a quantidade equivalente de oxigénio de matéria orgânica que pode ser oxidada (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Valores elevados deste parâmetro indicam quantidades elevadas de matéria orgânica que pode ser oxidada, afectando a biodiversidade das comunidades aquáticas.

Os sólidos suspensos totais (SST) têm impacto na turvação e na qualidade da água dos meios receptores devido aos poluentes que lhes estão associados. Os SST permitem identificar alterações de uso dos solos, para além da utilização e ocupação dos solos e superfície das bacias de drenagem indesejáveis.

A descarga de azoto total (N_{tot}) pode criar condições favoráveis à eutrofização dos meios receptores, por ser um elemento essencial para o crescimento das plantas (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Valores elevados deste parâmetro podem indicar efeitos importantes de eutrofização dos meios hídricos receptores.

A descarga de fósforo total (P_{tot}), tal como no caso do indicador anterior, pode criar condições favoráveis à eutrofização dos meios receptores. Valores elevados deste parâmetro podem indicar efeitos importantes na eutrofização dos meios hídricos receptores. Este parâmetro é um indicador que fornece uma medida da contribuição de fósforo proveniente da ocupação e uso dos solos. Para além disso, é relativamente simples de analisar e a sua relação com a eutrofização é bem conhecida, embora complexa (Liston e Maher, 1997), permitindo identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade das descargas.

Os coliformes fecais são organismos indicadores de microrganismos patogénicos (Tchobanoglous *et al.*, 2003). A concentração de coliformes fecais (*CF*) indica a possível presença de organismos patogénicos resultantes de contaminação fecal, que constituem um risco para a saúde pública, no caso de meios receptores com fins recreativos ou balneares (Ellis *et al.*, 1992). No entanto, não distingue se a contaminação é de origem humana ou animal.

Os coliformes totais são, também, organismos indicadores de microrganismos patogénicos e incluem todos os tipos de coliformes existentes na água, que podem ter origem fecal e outra como, por exemplo, o solo ou as plantas (Tchobanoglous *et al.*, 2003). A concentração de coliformes totais (*CT*) indica a possível presença de organismos patogénicos, nomeadamente bactérias e vírus.

Tendo em conta os aspectos apresentados foram definidos sete indicadores para avaliar a qualidade da água descarregada.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₃

Concentração da CBO₅ descarregada – CBO_{5desc} (mg/l)

Definição: este indicador é definido como a concentração média da CBO₅ descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média da CBO₅ do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este indicador permite identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade das descargas, sendo um parâmetro relevante para controlo das descargas de águas residuais, especificado quer na Directiva n.º 271/91/CEE para descargas sujeitas a tratamento, com os critérios apresentados no Quadro 3.25 e no Quadro 3.26, quer no Decreto-Lei n.º 236/98, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.27.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₄

Concentração da CQO descarregada – CQO_{desc} (mg/l)

Definição: este indicador é definido como a concentração média da CQO descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média da *CQO* do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Uma limitação deste indicador é o facto de não diferenciar entre a matéria orgânica biologicamente oxidável e inerte. No entanto, em certos casos, se existirem dados suficientes, é possível estabelecer-se uma relação empírica entre os valores da *CQO* e da *CBO₅* (Almeida, 1999). Este indicador permite identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade das descargas, sendo um parâmetro relevante para controlo das descargas de águas residuais, especificado quer na Directiva n.º 271/91/CEE para descargas sujeitas a tratamento, com os critérios apresentados no Quadro 3.25 e no Quadro 3.26, quer no Decreto-Lei n.º 236/98, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.27.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₅

Concentração de sólidos suspensos totais descarregada – SST_{desc} (mg/l)

Definição: este indicador é definido como a concentração média de *SST* descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média de *SST* do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este indicador permite identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade das descargas, sendo um parâmetro relevante para controlo das descargas de águas residuais, especificado quer na Directiva n.º 271/91/CEE para descargas sujeitas a tratamento, com os critérios apresentados no Quadro 3.25 e no Quadro 3.26, quer no Decreto-Lei n.º 236/98, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.27.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₆

Concentração de azoto total descarregada – Ntot_{desc} (mg/l)

Definição: este indicador é definido como a concentração média de *Ntot* descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média de *Ntot* do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este indicador permite identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade

das descargas, sendo um parâmetro relevante para controlo das descargas de águas residuais, especificado quer na Directiva n.º 271/91/CEE, para descargas sujeitas a tratamento em *Zonas Sensíveis*, quer no Decreto-Lei n.º 236/98, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.26 e no Quadro 3.27.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₇

Concentração de fósforo total descarregada – $P_{tot,desc}$ (mg/l)

Definição: este indicador é definido como a concentração média de P_{tot} descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média de P_{tot} do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este indicador permite identificar o impacto causado no meio receptor pela qualidade das descargas, sendo um parâmetro relevante para controlo das descargas de águas residuais, especificado quer na Directiva n.º 271/91/CEE, para descargas sujeitas a tratamento em *Zonas Sensíveis*, quer no Decreto-Lei n.º 236/98, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.26 e no Quadro 3.27.

Função de desempenho para os indicadores IDAQ₃ a IDAQ₇: as funções de desempenho para os indicadores relativos às concentrações de poluentes (IDAQ₃ a IDAQ₇) podem ser semelhantes à Curva 8, apresentada na Figura 4.14, para o caso de sistemas unitários. No caso de sistemas separativos domésticos o desempenho é óptimo (4) unicamente quando o valor do indicador for nulo. Caso contrário o desempenho toma o valor zero, uma vez que o sistema não deve drenar águas pluviais nem apresentar descargas directas.

Para valores do indicador que atingem o *Limite 1* o desempenho é considerado bom (3); para valores superiores a este limite, o desempenho toma o valor zero, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função de drenar as águas residuais, preservando o ambiente e a saúde pública. Os restantes valores são interpolados, para facilitar a interpretação dos resultados.

A função de desempenho tem um andamento semelhante para os indicadores em análise, variando para cada indicador considerado os respectivos valores de *Limite 1*, assim como a condição de se estar ou não numa *Zona Sensível* onde, neste caso, os indicadores relativos aos nutrientes (IDAQ₆ e IDAQ₇) devem ser avaliados.

Tendo em conta os valores estabelecidos na Directiva n.º 91/271/CEE e no Decreto-Lei n.º 236/98, são propostos no Quadro 4.7 valores indicativos de *Limite 1*. No entanto, tal como anteriormente, no que respeita à classificação do desempenho, cada operador poderá estabelecer uma função de desempenho aplicável ao seu sistema, de acordo com os critérios, requisitos e exigências a que está sujeito ou por ele estabelecidos.

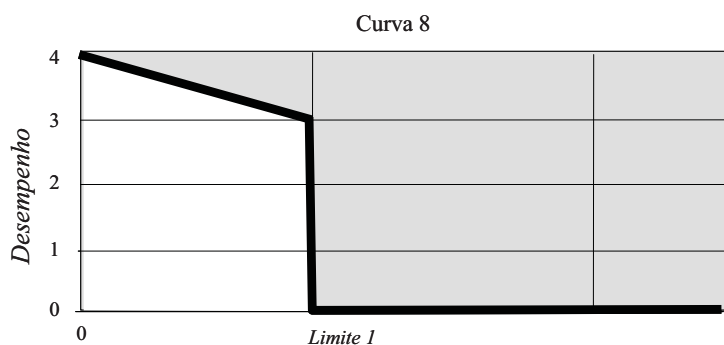


Figura 4.14 – Curva 8: exemplo de função de desempenho para os indicadores de concentração de poluentes de descarga em sistemas unitários

Quadro 4.7 – Valores indicativos para a função de desempenho de $IDAQ_3$ a $IDAQ_7$

Indicador de desempenho	Limite 1	Condição do meio receptor	Comentário
$IDAQ_3$ (mg/l)	40	Situação normal.	Segundo o estabelecido no Decreto-Lei n.º 236/98.
$IDAQ_4$ (mg/l)	150	Situação normal.	Segundo o estabelecido no Decreto-Lei n.º 236/98.
$IDAQ_5$ (mg/l)	60	Situação normal.	Segundo o estabelecido no Decreto-Lei n.º 236/98.
$IDAQ_6$ (mg/l)	15	Situação normal.	Segundo o estabelecido no Decreto-Lei n.º 236/98.
	15	Zona Sensível 10 000 e.p. < população equivalente < 100 000 e.p.	Segundo o estabelecido na Directiva n.º 271/91/CEE.
	10	População equivalente > 100 000 e.p.	
$IDAQ_7$ (mg/l)	10	Situação normal.	Segundo o estabelecido no Decreto-Lei n.º 236/98.
	3	Águas que alimentam lagoas e albufeiras.	
	0,5	Lagoas e albufeiras.	
	2	Zona Sensível 10 000 e.p. < população equivalente < 100 000 e.p.	Segundo o estabelecido na Directiva n.º 271/91/CEE.
	1	População equivalente > 100 000 e.p.	

Acima destes valores considera-se que existe falha de serviço, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função por não drenar as águas residuais preservando o ambiente e a saúde pública.

Função de generalização para os indicadores $IDAQ_3$ a $IDAQ_7$: a função de generalização a utilizar no presente caso, na análise ao nível elementar (descarga), pode ser, novamente, uma

média pesada, sendo o peso do elemento a utilizar o produto $k \times V_{desc}$, em que k é um factor de risco, que tem em conta a consequência da descarga num determinado local e o V_{desc} tem em conta a contribuição da descarga em termos do volume descarregado.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₈

Concentração de coliformes fecais descarregada – CF_{desc} (nº/100 ml)

Definição: este indicador é definido como a concentração de coliformes fecais descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média de CF_{desc} do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este parâmetro é relevante para o controlo das descargas especificado na Directiva n.º 76/160/CEE, para a qualidade das águas balneares, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.27, correspondentes aos valores constantes do Decreto-Lei n.º 236/98.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₉

Concentração de coliformes totais descarregada – CT_{desc} (nº/100 ml)

Definição: este indicador é definido como a concentração de coliformes totais descarregada no período de referência.

Escala de aplicação: elementar (descarga).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: é necessário conhecer a concentração média de CT_{desc} do efluente descarregado no período de referência, que pode ser, por exemplo, um evento, o mês, o ano ou uma época balnear. Este parâmetro é relevante para o controlo das descargas especificado na Directiva n.º 76/160/CEE, para a qualidade das águas balneares, cujos valores devem obedecer aos requisitos apresentados no Quadro 3.27, correspondentes aos valores constantes do Decreto-Lei n.º 236/98.

Função de desempenho para os indicadores IDAQ₈ e IDAQ₉: para o caso dos sistemas unitários, as funções de desempenho para os indicadores relativos às concentrações de coliformes fecais (CF_{desc}) e totais (CT_{desc}), IDAQ₈ e IDAQ₉, respectivamente, podem ser semelhantes à Curva 9, representada na Figura 4.15. No caso dos sistemas separativos

domésticos, o desempenho é óptimo (4) unicamente quando o valor do indicador for nulo; caso contrário o desempenho toma o valor zero, uma vez que o sistema não deve drenar águas pluviais nem apresentar descargas.

Para valores do indicador inferiores a *Limite 1*, o desempenho é óptimo (4); para valores superiores a este valor, o desempenho reduz-se sendo considerado bom (3) no *Limite 2*; acima deste valor o desempenho é nulo, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função de drenar as águas residuais, preservando o ambiente e a saúde pública. A função de desempenho tem um andamento semelhante para os dois indicadores referidos, variando apenas os valores de *Limite 1* e *Limite 2*.

Tendo em conta os valores estabelecidos na Directiva n.º 76/160/CEE e no Decreto-Lei n.º 236/98, propõem-se no Quadro 4.8 valores indicativos para *Limite 1* e *Limite 2*, para cada indicador. No entanto, tal como anteriormente, no que respeita à classificação do desempenho, cada operador poderá estabelecer uma função de desempenho aplicável ao seu sistema, de acordo com os critérios, requisitos e exigências a que está sujeito ou por ele estabelecidos, quando mais restritivos.

Quadro 4.8 – Valores indicativos para a função de desempenho de $IDAQ_8$ e $IDAQ_9$

Indicador de desempenho	Limite 1	Limite 2	Comentário
$IDAQ_8$ (/100 ml)	100	2 000	Considera-se como desempenho óptimo o valor máximo recomendado (VMR) e como bom o valor máximo admissível (VMA) da Directiva n.º 76/160/CEE.
$IDAQ_9$ (/100 ml)	500	10 000	Considera-se como desempenho óptimo o valor máximo recomendado (VMR) e bom o valor máximo admissível (VMA) da Directiva n.º 76/160/CEE.

Acima de Limite2 considera-se que existe falha de serviço, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função por não drenar as águas residuais preservando o ambiente e a saúde pública.

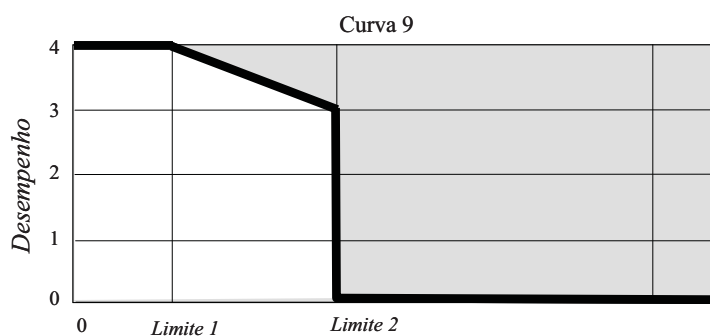


Figura 4.15 – Curva 9: exemplo de função de desempenho para os indicadores de concentração de coliformes em descargas de sistemas unitários

Função de generalização para os indicadores IDAQ₈ e IDAQ₉: a função de generalização a utilizar no presente caso pode, mais uma vez, ser uma média pesada, sendo o peso do elemento o produto $k \times V_{desc}$, em que k é um factor de risco que tem em conta a consequência da descarga num determinado local e o V_{desc} tem em conta a contribuição da descarga em termos do volume descarregado.

4.5.2.2. Septicidade

A ocorrência de condições de septicidade em sistemas separativos domésticos pode ter consequências significativas ao nível da qualidade da água, ambiental e da condição estrutural, como se descreveu em 3.4.4.6. Particularmente relevante é a produção do ácido sulfídrico (H₂S), na forma líquida, e do gás sulfídrico (H₂S), na forma gasosa, pelas suas consequências negativas, como foi anteriormente descrito.

Foi definido um indicador de desempenho para avaliar as condições de septicidade (IDAQ₁₀), baseado no parâmetro Z_p , para os sistemas com escoamento em superfície livre, ou na produção total de sulfuretos, S , para escoamentos sob pressão. As variáveis de estado do sistema consideradas são a CBO_5 , a temperatura e o caudal escoado para Z_p e, também, o tempo de retenção para S .

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₀

Septicidade – Z_p (-) para escoamento em superfície livre

S (mg/l) para sistemas sob pressão

Definição: este indicador é definido como o parâmetro Z_p , que está relacionado com a possibilidade de ocorrência de gás sulfídrico, para o caso de sistemas com escoamento em superfície livre e é dado pela Equação (3.20); para o caso dos sistemas sob pressão é definido como a produção total de sulfuretos S , estimada pela Equação (3.22).

Escala de aplicação: elementar (colector), na secção de jusante, para escoamento em superfície livre; no ponto de descarga, em regra uma caixa de visita, para o caso das condutas elevatórias, com escoamento sob pressão.

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: para o escoamento em superfície livre é necessário conhecer a CBO_5 , a temperatura, o caudal escoado, a perda de carga unitária, a largura superficial do escoamento, o perímetro molhado e o caudal de secção cheia. Para o escoamento em pressão é necessário conhecer a CBO_5 , a temperatura, o tempo de retenção e o diâmetro do colector.

Função de desempenho para o indicador IDAQ₁₀: na Figura 4.16 e na Figura 4.17 são apresentados exemplos de funções de desempenho para o indicador relativo à septicidade (IDAQ₁₀), para o caso de escoamento em superfície livre (Curva 10) e sob pressão (Curva 11), respectivamente.

A Curva 10 foi concebida tendo em conta a interpretação do parâmetro Z_p , descrita em 3.4.4.6. Assim, valores de Z_p até 5000 não correspondem a uma produção significativa de gás sulfídrico, pelo que o desempenho do sistema é considerado ótimo (4). Acima deste valor, e até 7500, as concentrações máximas de ácido sulfídrico não excedem a ordem de grandeza das décimas de mg/l, existindo condições para a possível ocorrência de corrosão ligeira no betão e alvenaria, pelo que se considera que o desempenho é apenas bom (3).

Acima deste valor, e até 10000, as concentrações de ácido sulfídrico são suficientes para provocarem odores desagradáveis e danos significativos nas estruturas de betão e de alvenaria, pelo que o desempenho piora, correspondendo o limite de aceitabilidade (2). Acima deste valor, o desempenho é considerado inaceitável, uma vez que as concentrações de ácido sulfídrico são suficientes para provocarem odores desagradáveis e é de esperar um ataque rápido nas estruturas de betão.

Acima de 15000, o ácido sulfídrico está sempre presente na massa líquida, reduzindo a vida útil de pequenos colectores de betão para valores entre 5 e 10 anos, pelo que o desempenho é considerado mau (1). O desempenho é considerado nulo quando a produção de gás sulfídrico é excessiva, sob todos os pontos de vista, correspondendo a valores superiores ou iguais a 25000.

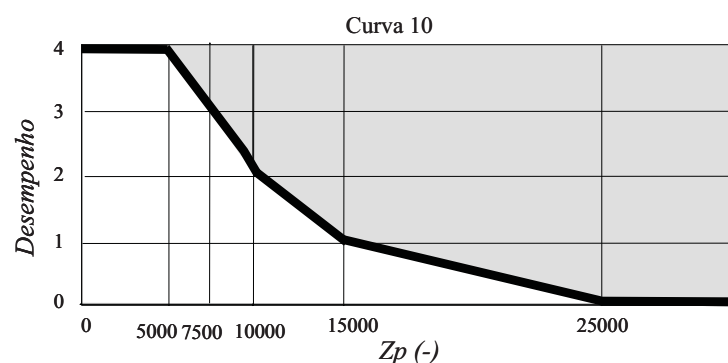


Figura 4.16 – Curva 10: exemplo de função de desempenho para o indicador de septicidade em sistemas separativos domésticos com escoamento em superfície livre

A Curva 11 foi concebida tendo em conta que o limite de aceitabilidade de S é de 1,5 mg/l, valor acima do qual se pode considerar o desempenho como inaceitável (2). Para valores iguais ou superiores a 15 mg/l, considera-se que as concentrações de ácido sulfídrico são excessivas, o que corresponde a um desempenho nulo.

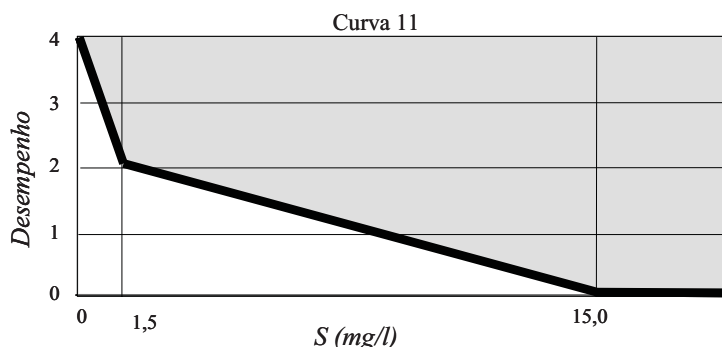


Figura 4.17 – Curva 11: exemplo de função de desempenho para o indicador de septicidade em sistemas separativos domésticos com escoamento sob pressão

Função de generalização para o indicador IDAQ₁₀: a função de generalização a utilizar no presente caso pode ser uma média pesada, sendo o peso do elemento o produto $k \times C_{visita}$, em que k é um factor de risco e C_{visita} é o numero de câmaras de visita do colector.

No caso das condutas elevatórias, uma vez que, em regra, apresentam apenas um ponto de descarga, geralmente numa caixa de visita, e é para essa secção que o indicador de desempenho é calculado, não se coloca a questão de uma função de generalização.

4.5.2.3. Exfiltração

A exfiltração, que consiste na saída de água residual dos sistemas de drenagem urbana, resultante de fugas, é um problema geralmente associado à ocorrência, também, de infiltração, e com impactos significativos ao nível estrutural, hidráulico e ambiental, como se descreveu em 3.4.4.7. A ocorrência de exfiltração pode conduzir à contaminação das águas subterrâneas, facto especialmente grave em locais onde as águas subterrâneas constituem uma origem de água para abastecimento. A norma Europeia EN 752-2 (1996), como referido em 3.4.4.7, indica os critérios básicos de desempenho dos sistemas públicos de drenagem das águas residuais, sendo especialmente relevantes para este aspecto os seguintes: *os meios hídricos receptores devem ser protegidos da poluição e a integridade estrutural dos sistemas de drenagem urbana, incluindo a estanquidade, deve ser garantida.*

Foram definidos, cinco indicadores de desempenho (IDAQ₁₁ a IDAQ₁₅), neste caso com base na razão entre variáveis do sistema, que permitem avaliar o impacto da exfiltração no desempenho técnico dos sistemas separativos domésticos ou dos sistemas unitários, tendo em conta diferentes aspectos do desempenho. Destes indicadores, deverão seleccionar-se aqueles que representam da melhor forma os efeitos que se pretendem avaliar no sistema, não sendo

necessário utilizar em simultâneo os cinco indicadores propostos. As variáveis de estado do sistema consideradas são o caudal de exfiltração e o caudal médio de tempo seco.

Tal como para a infiltração, também no caso da avaliação do desempenho relativa à exfiltração não devem ser adoptados períodos de tempo curtos, uma vez que os impactos da exfiltração que ocorrem nos sistemas são, geralmente, lentos e retardados, dependentes das variações do nível freático. Por este motivo, sugere-se que a avaliação do desempenho seja realizada para períodos de tempo com durações elevadas como, por exemplo, variações anuais, sazonais, mensais ou entre períodos secos e chuvosos.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₁

Proporção de exfiltração relativamente ao caudal médio de tempo seco – $\frac{Q_{exf}}{Q_{mts}}$ (%)

Definição: razão que indica a percentagem do caudal de exfiltração (Q_{exf}) (água que sai do sistema) relativamente ao caudal médio de tempo seco (Q_{mts}). Este indicador, se aplicado ao caudal que chega à estação de tratamento, fornece informação sobre a quantidade de caudal de águas residuais que sai do sistema, por exfiltração, sem tratamento adequado. Este indicador está principalmente relacionado com o impacto ambiental.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: neste caso é necessário conhecer o caudal de exfiltração e o caudal médio de tempo seco escoado pelo colector a avaliar, dados obtidos através de medições ou por estimativa. Este indicador tem o inconveniente de ser dependente da influência do caudal médio de tempo seco.

Os estudos reportados na literatura, apresentados no Quadro 3.28, referem os seguintes valores:

- relativamente ao caudal total entre 11,9% e 49% (Amick e Burgess, 2000) e 25% (Jensen e Maden, 1996, *op. cit. in* Vollersten e Hvitved-Jacobsen, 2002);
- relativamente ao caudal médio diário de tempo seco entre 5% e 10% (Ellis *et al.*, 2003).

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₂

$$\text{Caudal unitário de exfiltração por comprimento do colector} - \frac{Q_{exf}}{L_{colector}} \text{ (m}^3\text{/dia/km)}$$

Definição: razão que indica a percentagem do caudal de exfiltração (Q_{exf}) que ocorre por km de comprimento do colector ($L_{colector}$). Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: neste caso, é necessário conhecer o caudal de exfiltração, através de medições ou estimativas, e o comprimento total dos colectores que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador; no entanto, em sistemas onde a exfiltração ocorra predominantemente ao longo dos colectores, este é um indicador importante para estimar o impacto da exfiltração do sistema e para avaliar os benefícios de reabilitação.

Nos estudos reportados na literatura, referidos no Quadro 3.28, são apresentados valores de:

- 0,001 m³/dia/m (1 m³/dia/km) (USEPA, 2001);
- entre 1 e 10 m³/km/ano (0,003 e 0,03 m³/dia/km) (Ellis e Revitt, 2002);
- entre 1 e 2 m³/km/ano (0,003 e 0,005 m³/dia/km) e 34 m³/km/ano (0,093 m³/dia/km) (Lerner, 2002);
- 259,2 m³/dia/km para interceptores (Knudesen *et al.*, 1996, *op. cit. in* Vollersten e Hvitved-Jacobsen, 2002).

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₃

$$\text{Caudal unitário de exfiltração por área de parede do colector} - \frac{Q_{exf}}{(L_{colector} \times P)} \text{ (m}^3\text{/dia/(cm.km))}$$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de exfiltração (Q_{exf}) por unidade de área de parede do colector ($L_{colector} \times P$). Este indicador está relacionado com superfície da parede do colector potencialmente sujeita a exfiltração, que pode ser considerada a área de parede acima do nível freático ou a área de parede total. A área de parede é calculada através do somatório, para todos os colectores do sistema que contribuem para a exfiltração obtida, do produto do perímetro do colector pelo seu comprimento. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: elementar (colector), sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: neste caso, é necessário conhecer o caudal de exfiltração, através de medições ou estimativas, a forma e dimensões da secção transversal e o comprimento de todos os colectores que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador; no entanto, em sistemas onde a exfiltração ocorra predominantemente ao longo do colector, pode ser um indicador importante para avaliar os benefícios de reabilitação, alternativamente ao IDAQ₁₂.

Os estudos reportados na literatura, apresentados no Quadro 3.28, referem valores de exfiltração nos E.U.A. que podem variar entre 0,08 a 1,2 m³/dia/(cm.km) (Amick e Burgess, 2000).

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₄

Caudal unitário de exfiltração por câmara de visita – $\frac{Q_{exf}}{C_{visita}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de exfiltração (Q_{exf}) por câmara de visita do sistema, sendo C_{visita} o número de câmaras de visita que contribuem para o caudal de exfiltração. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: as câmaras de visita são uma possível origem de exfiltração. Por este motivo, nos casos em que a exfiltração apresente uma contribuição importante desta origem, pode avaliar-se a influência do número de câmaras de visita no caudal de exfiltração, através deste indicador. Este valor deve ser determinado em troços de igual comprimento, por forma a que a influência do comprimento do colector, outra origem de exfiltração, não se sobreponha com a das câmaras de visita. No entanto, este indicador não entra em conta com a influência da exfiltração ao longo do colector, nem nas ligações domésticas, assumindo que provém totalmente das câmaras de visita. Neste caso, é necessário conhecer o caudal de exfiltração, através de medições ou estimativas e o número de câmaras de visita que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador. Em sistemas onde a origem da exfiltração ocorra com predominância nas câmaras de visita, este pode ser um indicador importante para

avaliar os benefícios de reabilitação. Não foram encontradas referências a valores de exfiltração em câmaras de visita.

Indicador de desempenho ambiental – IDAQ₁₅

$$\text{Caudal unitário de exfiltração por ramal doméstico} - \frac{Q_{\text{exf}}}{\text{ramais}_{\text{domesticos}}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$$

Definição: razão que indica qual é o caudal médio de exfiltração (Q_{exf}) por ramal doméstico do sistema, sendo $\text{ramais}_{\text{domesticos}}$ o número de ramais domésticos que contribuem para o caudal de exfiltração. Este indicador está principalmente relacionado com o ponto de vista estrutural.

Escala de aplicação: sectorial (no colector de jusante do subsistema) e global (no colector de jusante do sistema).

Origem dos dados: monitorização, modelação matemática.

Comentário: as ligações dos ramais domésticos ao sistema de drenagem são uma origem possível de exfiltração que pode ter contribuições significativas para a exfiltração nos sistemas. Por este motivo, nos casos em que a exfiltração tenha uma contribuição importante desta origem, pode avaliar-se a influência do número ramais domésticos no caudal de exfiltração, através deste indicador. Este valor deve ser determinado em troços de igual comprimento, por forma a que a influência do comprimento do colector, outra origem de exfiltração, não se sobreponha com o dos ramais domésticos. No entanto, este indicador não entra em conta com a influência da exfiltração ao longo do colector, nem nas câmaras de visita, assumindo que provém totalmente dos ramais de ligação. Neste caso, é necessário conhecer o caudal de exfiltração, através de medições ou estimativas, e o número de ramais domésticos que contribuem para a avaliação em causa, o que pode condicionar a aplicação prática deste indicador. Em sistemas onde a origem da exfiltração ocorra com predominância nos ramais domésticos, este pode ser um indicador importante para avaliar os benefícios de reabilitação. A referência bibliográfica a valores de caudais de exfiltração em ramais domésticos, apresentada no Quadro 3.28, apresenta um valor de 0,30 m³/dia/ramal de ligação (Princ e Kohout, 2003).

Função de desempenho para os indicadores IDAQ₁₁ a IDAQ₁₅: um exemplo de função de desempenho para os indicadores relativos à exfiltração (IDAQ₁₁ a IDAQ₁₅), no caso de sistemas separativos domésticos e sistemas unitários, é representado na Figura 4.18 (Curva 12), semelhante à Curva 7. Para valores do indicador iguais a zero considera-se que o sistema apresenta um desempenho óptimo (4). Para valores do indicador inferiores a *Limite 1* o desempenho é bom (3), para valores superiores a este, o desempenho reduz-se, atingindo o limite do aceitável quando o indicador toma o valor *Limite 2*. Para valores do indicador

superiores a este, o desempenho é considerado inaceitável, considerando-se *Limite 3* como o valor acima do qual o desempenho é nulo, uma vez que o colector deixa de exercer a sua função de drenar as águas residuais preservando o ambiente e saúde pública. Os restantes valores são interpolados, para facilitar a interpretação dos resultados. A função de desempenho tem um andamento semelhante para todos os indicadores de exfiltração, variando para o indicador considerado os respectivos valores de *Limite 1*, *Limite 2* e *Limite 3*.

Admite-se a ocorrência de alguma exfiltração nos sistemas, considerando que a água que sai do sistema, sendo em quantidade reduzida e ao longo de períodos de tempo dilatados, fica retida no solo envolvente do colector, não contaminando o restante solo e águas subterrâneas. Tendo em conta os valores referidos em literatura, anteriormente apresentados para cada indicador, propõem-se no Quadro 4.9 os valores indicativos dos parâmetros da função de desempenho *Limite 1*, *Limite 2* e *Limite 3* para cada indicador de exfiltração.

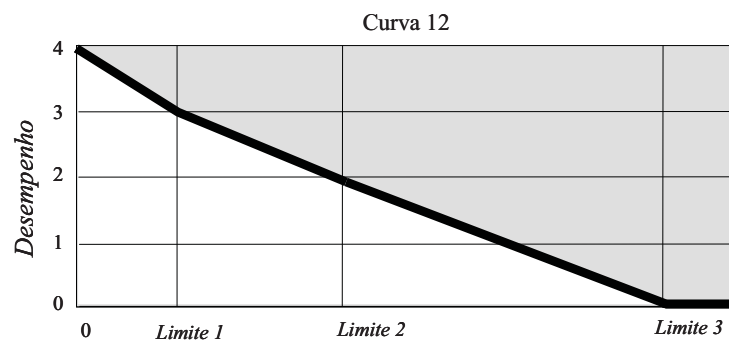


Figura 4.18 – Curva 12: exemplo de função de desempenho para os indicadores de exfiltração em sistemas de drenagem urbana

No entanto, no que respeita à classificação do desempenho, cada operador poderá estabelecer uma função de desempenho aplicável ao seu sistema, de acordo com os requisitos e exigências a que está obrigado ou com os critérios por ele estabelecidos, se mais restritivos.

Função de generalização para os indicadores $IDAQ_{11}$ a $IDAQ_{15}$: as funções de generalização a adoptar no caso dos indicadores de exfiltração podem ser médias simples ou médias pesadas. O peso proposto para o indicador $IDAQ_{11}$ é o produto $L \times D$, para ter em conta a extensão do colector que é afectada pelo desempenho e a importância do colector em termos de secção transversal, uma vez que o indicador é calculado com base numa relação de caudais.

Para o caso do indicador $IDAQ_{12}$ propõe-se que o peso seja o caudal de secção cheia (Q_{sc}), para ter em conta a importância do colector em termos de capacidade, uma vez que o indicador é calculado em função do comprimento do colector. Para o indicador $IDAQ_{13}$, propõe-se que o peso seja Q_{sc} , para ter em conta a importância do colector em termos de capacidade, uma vez

que o indicador é calculado em função do diâmetro e do comprimento. Finalmente, para os indicadores e IDAQ₁₄ e IDAQ₁₅ sugere-se a utilização de uma média simples, por não dependerem directamente das características dos colectores.

Quadro 4.9 – Valores indicativos para a função de desempenho de IDAQ₁₁ a IDAQ₁₅

Indicador de desempenho	Limite 1 ^(*)	Limite 2 ^(*)	Limite 3 ^(*)	Comentário
IDAQ ₁₁ (%)	2	5	10	Até 2 – Considera-se bom. 5 – Considera-se o limite do aceitável. 10 – Considera-se que a partir deste valor existe falha de serviço, uma vez que a exfiltração é excessiva não preservando o ambiente e saúde pública. <i>Tendo em conta os valores referidos em Ellis et al. (2003).</i>
IDAQ ₁₂ (m ³ /dia/km)	0,001	0,030	0,100	Até 0,001 – considera-se bom. 0,030 – Considera-se o limite do aceitável. 0,100 – Considera-se que a partir deste valor existe falha de serviço, uma vez que a exfiltração é excessiva não preservando o ambiente e saúde pública. <i>Tendo em conta os valores referidos em Ellis e Revitt (2002) e Lerner (2002).</i>
IDAQ ₁₃ (m ³ /dia/(cm.km))	0,01	0,10	1,00	Até 0,01 – Considera-se bom. 0,10 – Considera-se o limite do aceitável. 1,00 – Considera-se que a partir deste valor existe falha de serviço, uma vez que a exfiltração é excessiva não preservando o ambiente e saúde pública. <i>Tendo em conta os valores referidos em Amick e Burgess (2000).</i>
IDAQ ₁₄ (m ³ /dia/C.visita)	5,0×10 ⁻⁵	1,5×10 ⁻³	0,005	5,0×10 ⁻⁵ – Valor estimado considerando o <i>Limite 1</i> atribuído a IDAQ ₁₂ , deste quadro, um espaçamento médio das câmaras de visita de 50 m e o caudal de exfiltração concentrado nas câmaras de visita. 1,5×10 ⁻³ – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 2</i> atribuído a IDAQ ₁₂ , deste quadro. 0,005 – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 3</i> atribuído a IDAQ ₁₂ , deste quadro.
IDAQ ₁₅ (m ³ /dia/ramal)	7,5×10 ⁻⁴	7,5×10 ⁻³	7,5×10 ⁻²	7,5×10 ⁻⁴ – Valor estimado considerando o <i>Limite 1</i> atribuído a IDAQ ₁₃ , deste quadro, ramais de diâmetro de 100 mm, com extensão de 7,5 m e o caudal de infiltração concentrado nos ramais de ligação. 7,5×10 ⁻³ – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 2</i> atribuído a IDAQ ₁₃ , deste quadro. 7,5×10 ⁻² – Valor estimado de forma análoga ao limite anterior, considerando o <i>Limite 3</i> atribuído a IDAQ ₁₃ , deste quadro.

(**) *Limite 1* – Ótimo, *Limite 2* – Limite do aceitável, *Limite 3* – Falha de Serviço

4.5.3. Apresentação dos resultados e interpretação da avaliação

4.5.3.1. Apresentação dos resultados

Da mesma forma que nos casos anteriores, os resultados da avaliação do desempenho obtêm-se pela transformação dos valores dos indicadores em valores de desempenho, utilizando as funções de desempenho definidas. Na avaliação às escalas sectorial e global, geralmente aplicadas aos resultados de monitorização, o cálculo pode ser efectuado no colector de jusante do subsistema ou do sistema. No caso da avaliação à escala elementar, geralmente aplicada aos resultados de modelação, o cálculo é realizado em cada elemento (colector ou descarga) do sistema. Neste segundo caso, os valores de desempenho elementares são transformados em valores de desempenho global através das funções de generalização estabelecidas para cada indicador. Podem, assim, ser construídos a tabela de desempenho de sistema e os gráficos de sistema e de evento, aplicando-se as mesmas considerações já efectuadas para os indicadores anteriormente apresentados

4.5.3.2. Interpretação da avaliação

A interpretação de uma tabela de desempenho, para cada indicador de desempenho ambiental, deve considerar a função de desempenho utilizada no seu cálculo. A interpretação de um gráfico de sistema deve ter em conta as funções de desempenho e de generalização adoptadas. O Quadro 4.10 e Quadro 4.11 contêm orientações para a interpretação dos gráficos de sistema, relativos aos indicadores de desempenho ambiental, respectivamente para as descargas, e para a septicidade e exfiltração. No primeiro quadro o elemento de cálculo é a descarga e no segundo é o colector.

Quadro 4.10 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho ambiental de descargas

Indicador/ Variável	Forma/valor/banda	Interpretação
Curvas		
IDAQ₁	Curva monotonamente decrescente	Sistema com aumento do volume de descargas.
	Curva decrescente superior a 3	Sistema com descargas no sistema, garantindo o tratamento de, pelo menos, 75% do volume de precipitação útil.
	Curva decrescente superior a 2	Sistema com aumento do volume de descargas no sistema garantindo o tratamento de, pelo menos, 50% do volume de precipitação útil.
	Curva decrescente inferior a 2	Sistema com o volume de descargas no sistema inaceitável garantindo o tratamento de menos de 50% do volume de precipitação útil.
	Curva atingindo zero	Sistema que descarrega praticamente toda a precipitação útil, não cumprindo a sua função de drenar adequadamente as águas pluviais.
IDAQ₂	Curva monotonamente decrescente	Sistema com aumento da frequência de descarga.
	Curva decrescente superior 2	Sistema com aumento da frequência de descarga dentro de valores aceitáveis.
	Curva decrescente inferior a 2	Sistema com aumento da frequência de descarga atingindo valores inaceitáveis.
	Curva atingindo zero	Sistema com aumento da frequência de descarga atingindo valores excessivos, não cumprindo a sua função de drenar adequadamente as águas pluviais.
IDAQ₃ IDAQ₄ IDAQ₅ IDAQ₆ IDAQ₇	Curva monotonamente decrescente	Sistema com aumento da concentração de poluentes descarregada.
	Curva decrescente mas superior a 3	Sistema com concentrações de poluentes descarregadas cumprindo os requisitos definidos.
	Curva atingindo zero	Sistema com aumento da concentração de poluentes descarregada atingindo valores excessivos.
IDAQ₈ IDAQ₉	Curva constante com valor 4	Sistema com desempenho ótimo cumprindo os requisitos de descarga.
	Curva decrescente	Sistema com desempenho bom cumprindo os requisitos de descarga.
	Curva atingindo o valor zero	Sistema com aumento de concentrações de poluentes descarregados atingindo valores excessivos.
Curva média		
	Curva média << percentil 50%	Distribuição assimétrica e valores de desempenho baixos devido a problemas localizados afectando um número pequeno de descargas importantes.
	Curva média >> percentil 50%	Distribuição assimétrica com descargas importantes desempenhando bem e valores baixos devidos a problemas generalizados.
Bandas		
	Banda total larga	Desempenho heterogéneo no sistema.
	Bandas intermédias >> outras bandas	Sistema com duas áreas de características diferentes.
	Banda do percentil 25% >> outras bandas	A resolução de problemas localizados melhoraria significativamente o desempenho global do sistema.

Quadro 4.11 – Interpretação de gráficos de sistema para os indicadores de desempenho ambiental de septicidade e exfiltração

Indicador/ Variável	Forma/valor/banda	Interpretação
Curvas		
<i>IDAQ₁₀</i> (Zp)	Patamar constante seguido de descida	Comportamento normal.
	Curva monotonamente decrescente	Sistema com aumento da produção de gás sulfídrico.
	Curva decrescente mas superior a 3	Sistema com ligeiro aumento da produção de gás sulfídrico, podendo ocorrer corrosão ligeira no betão e alvenaria.
	Curva decrescente mas superior a 2	Sistema com aumento da produção de gás sulfídrico, podendo ocorrer odores desagradáveis e danos no betão e alvenaria.
	Curva decrescente inferior a 2	Sistema com elevada produção de gás sulfídrico, ocorrendo degradação rápida das estruturas de betão e alvenaria.
	Curva decrescente inferior a 1	Sistema com produção muito elevada de gás sulfídrico, ocorrendo degradação nas estruturas de betão e alvenaria e podendo provocar uma redução da vida útil para 5 a 10 anos.
	Curva atingindo zero	Sistema com produção de gás sulfídrico excessiva.
<i>IDAQ₁₀</i> (S)	Curva monotonamente decrescente	Sistema com aumento da concentração de sulfuretos.
	Curva decrescente mas superior a 2	Sistema com aumento da concentração de sulfuretos, dentro de valores aceitáveis.
	Curva decrescente inferior a 2	Sistema com aumento da concentração de sulfuretos, apresentando valores inaceitáveis.
	Curva atingindo zero	Sistema com concentração de sulfuretos excessiva.
<i>IDAQ₁₁</i> <i>IDAQ₁₂</i> <i>IDAQ₁₃</i> <i>IDAQ₁₄</i> <i>IDAQ₁₅</i>	Curva atingindo quatro	Sistema com colectores sem exfiltração.
	Curva decrescente mas superior a 3	Sistema com ocorrência de alguma exfiltração sem impactos ambientais e de saúde pública.
	Curva decrescente mas superior a 2	Sistema com aumento de exfiltração dentro de valores aceitáveis.
	Curva decrescente inferior a 2	Sistema com ocorrência de exfiltração apresentando valores inaceitáveis.
	Curva atingindo zero	Sistema com ocorrência de exfiltração deixando de desempenhar a sua função de preservar o ambiente e de saúde pública.
Curva média		
	Curva média << percentil 50%	Distribuição assimétrica e valores de desempenho baixos devido a problemas localizados afectando um número pequeno de colectores importantes.
	Curva média >> percentil 50%	Distribuição assimétrica com colectores importantes desempenhando bem e valores baixos devidos a problemas generalizados.
Bandas		
	Banda total larga	Desempenho heterogéneo no sistema.
	Bandas intermédias >> outras bandas	Sistema com duas áreas de características diferentes.
	Banda do percentil 25% >> outras bandas	A resolução de problemas localizados melhoraria significativamente o desempenho global do sistema.

4.6. APLICAÇÃO COMPUTACIONAL DA METODOLOGIA PROPOSTA

4.6.1. Nota inicial

Com vista a apoiar a avaliação do desempenho técnico de sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais, a partir dos resultados de simuladores do funcionamento hidráulico e de qualidade da água, tais como os programas EPA Epanet 2.0 (para sistemas de abastecimento de águas) e DHI Mouse[®] (para sistemas de drenagem de águas residuais), iniciou-se o desenvolvimento do programa computacional *Perf*, que adopta a metodologia introduzida por Coelho (1997) para sistemas de abastecimento de água, e a metodologia desenvolvida na presente dissertação para os sistemas de drenagem urbana. O programa computacional tem uma arquitectura aberta, modular e facilmente reutilizável ou adaptável, em *OOP (Object Oriented Programming)*.

O desenvolvimento do programa *Perf* teve uma primeira fase de levantamento e análise de requisitos, descritos em Romão (2000), realizada no âmbito do Projecto de Investigação Científica e Desenvolvimento Tecnológico do Programa Praxis XXI/98 “*Uma nova abordagem para o diagnóstico e reabilitação de sistemas de drenagem urbana – modelação de indicadores de desempenho hidráulico e ambiental*”. A segunda fase consistiu na implementação e programação de uma interface para leitura dos dados, dos algoritmos de cálculo e da produção e visualização dos resultados, realizada conjuntamente pela Hidroprojecto, S. A., pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil e pela AmbiSig, S. A., com o apoio do Programa Operacional da Economia (POE) – Ministério da Economia, no âmbito do projecto de investigação “*Indicadores de desempenho de sistemas de abastecimento de água e de águas residuais*”.

A terceira fase, ainda em curso, consiste no teste, verificação e validação dos resultados do programa e na introdução de procedimentos para melhorar a velocidade de cálculo.

No âmbito da presente dissertação, os cálculos relativos à aplicação do sistema de avaliação que se propõe aos casos de estudo, para validação da metodologia, para o caso dos indicadores IDH₁ e IDH₂, foram realizados através da programação de macros, em Visual Basic utilizando o MS[®] Excel[®], utilizando os algoritmos de cálculo do *Perf*.

4.6.2. Fundamentos do programa *Perf*

O programa *Perf*, que seguidamente se apresenta, compreende um sistema para a avaliação do desempenho técnico de redes de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais, a partir do cálculo de indicadores de desempenho, com base nos resultados de modelos de

simulação hidráulica ou nos dados de monitorização directa. O programa *Perf* inclui as seguintes componentes (Coelho, 2005a e Coelho 2005b):

- uma interface de utilizador, que é capaz de ler os dados de entrada a partir de ficheiros de resultados de um modelo de simulação ou de ficheiros de monitorização;
- um algoritmo de cálculo dos indicadores de desempenho (facilitando a escolha de opções de cálculo mediante menus e caixas de diálogo apropriados);
- uma forma de representar graficamente os resultados (tanto em écran, como em ficheiro de saída).

O programa foi preparado para poder trabalhar sobre os dados de diferentes modelos, considerando, presentemente, no que respeita ao software de modelação de sistemas de drenagem urbana o DHI Mouse[®], com uma utilização significativamente generalizada, mas prevendo a possibilidade de ligação a outros, nomeadamente o EPA SWMM. Nos casos em que o software de modelação o permita, o programa pretende ser capaz de lançar as várias corridas necessárias em *batch* e ler todos os resultados, para iniciar o cálculo dos indicadores de desempenho após essa leitura.

No essencial, os elementos de base para a modelação de redes quer de águas de abastecimento quer de drenagem de águas residuais são semelhantes. Na base define-se uma topologia, formada por nós, troços, coordenadas cartográficas X-Y, ligação entre os nós e adjacência, características geométricas dos nós e dos troços. No entanto, existem algumas diferenças nos dois domínios tais como, no caso das águas residuais: a) caracterização, para cada nó, das respectivas bacias de drenagem, com variáveis para quantificação da área, declive, percentagem de área permeável, número de habitantes, entre outros, e que quantificam, no modelo, a contribuição pluvial; b) descarregadores, comportas, bombas e órgãos de controlo do escoamento. Estes aspectos distintos não estão incluídos na presente versão do *Perf*.

O funcionamento das redes e, por consequência, a sua modelação e simulação são dependentes das respectivas solicitações, que são funções externas, incertas, mas em função das quais se devem estabelecer os requisitos de comportamento dessas redes. Nas redes de drenagem de águas residuais as solicitações são a precipitação e os caudais de águas residuais domésticas. É com base nos dados provenientes das simulações ou de monitorização, que se pretende avaliar o desempenho das redes em análise com base nos respectivos indicadores definidos.

Para os sistemas de drenagem de águas residuais os indicadores implementados na versão desenvolvida do *Perf* são os indicadores de avaliação do desempenho hidráulico, relativos à capacidade hidráulica (h) e à capacidade de transporte de sedimentos (v), uma vez que foram os

primeiros a ser desenvolvidos. Prevê-se a possibilidade de inclusão de mais indicadores no prosseguimento deste trabalho.

4.6.3. Estrutura e lógica de utilização do programa *Perf*

O programa *Perf* está conceptualmente estruturado da forma ilustrada na Figura 4.19. O programa opera *off-line*, sobre os resultados de modelos de simulação de redes de águas de abastecimento ou de drenagem de águas residuais.

O programa armazena os dados de entrada em ficheiros de base de dados, designados por ficheiros *Perf* (implementados no formato de base de dados MS[®] Access[®]). Os dados originais resultantes de simulações efectuadas em Epanet 2.0 ou DHI Mouse[®] são importados, a partir dos respectivos formatos de dados, utilizando filtros específicos.

O funcionamento do programa está centrado no conceito de *projecto*. A cada *projecto* corresponde uma base de dados *Perf*. Um *projecto* corresponde, normalmente, ao processo de análise de um determinado sistema de abastecimento de água ou de drenagem de águas residuais. Dentro de cada *projecto* podem existir um ou mais eventos de simulação do sistema em causa, importados a partir dos ficheiros de formato específico do simulador utilizado e convertidos para o formato standard *Perf* (base de dados MS[®] Access[®]). Um *projecto* só pode conter resultados de simulação obtidos num mesmo formato, i.e., todos os eventos importados para um mesmo *projecto* devem estar expressos no mesmo formato do primeiro evento que foi importado para esse *projecto* (Coelho, 2005a).

A partir dos dados descritivos do sistema e do(s) evento(s) simulado(s), armazenados no ficheiro de *projecto*, o utilizador escolhe uma determinada variável de estado ou indicador de desempenho, uma função de desempenho e uma função de generalização. Dois tipos de análise podem ser efectuados:

- Análise de evento (Figura 4.20) – um único evento é seleccionado, e o desempenho é calculado durante o intervalo de tempo que lhe corresponde, sendo produzido um gráfico de desempenho de evento, descrito em 4.2.3.
- Análise de sistema (Figura 4.21) – são seleccionados vários eventos do mesmo sistema e o desempenho é calculado para cada um deles. De cada evento é extraída uma situação representativa (por exemplo, o desempenho para o caudal de ponta, ou o desempenho mais desfavorável), que é representada num gráfico de desempenho de sistema, descrito em 4.2.3.

As funções de desempenho são armazenadas e geridas em ficheiros de formato MS[®] Excel[®], exteriores ao programa e independentes deste. Tal permite que possam ser criadas ou editadas tanto a partir do *Perf* como fora deste, em qualquer suporte informático compatível com o MS[®] Excel[®]. Podem, deste modo, ser criadas e facilmente geridas bibliotecas de curvas de desempenho, no próprio ambiente Windows[®]. Tal, proporciona a possibilidade ao analista de organizar bibliotecas temáticas, por exemplo, para análise de problemas específicos (projecto, reabilitação, operação, entre outros) ou reflectindo a sensibilidade de determinado utilizador.

Os resultados da análise são igualmente armazenados em ficheiros de formato MS[®] Excel[®], no sentido de permitir o seu tratamento e manipulação subsequentes, bem como facilitar a sua inclusão em relatórios. No Anexo 3, detalham-se os aspectos relativos à utilização do programa *Perf*.

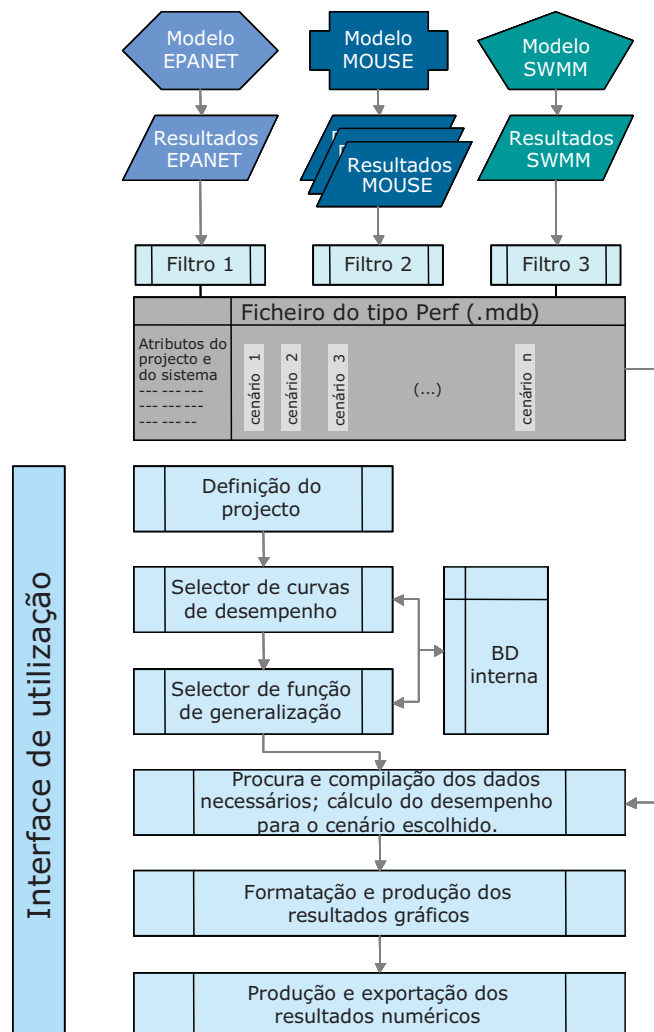


Figura 4.19 – Estrutura conceptual do programa *Perf* (Coelho, 2005a)

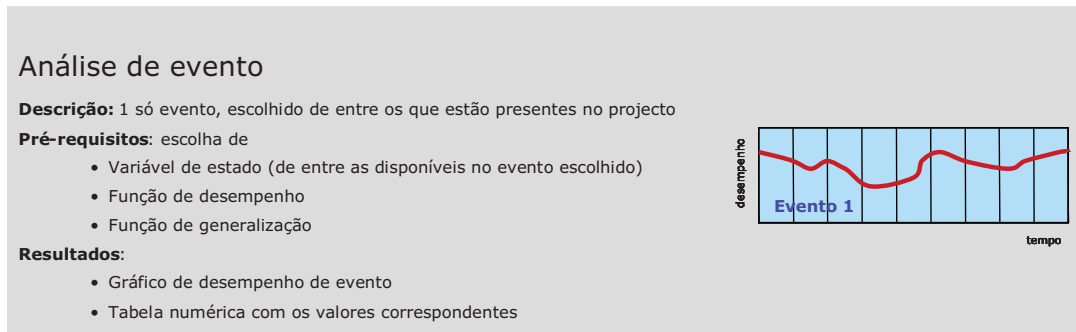


Figura 4.20 – Análise de evento (Coelho, 2005a)

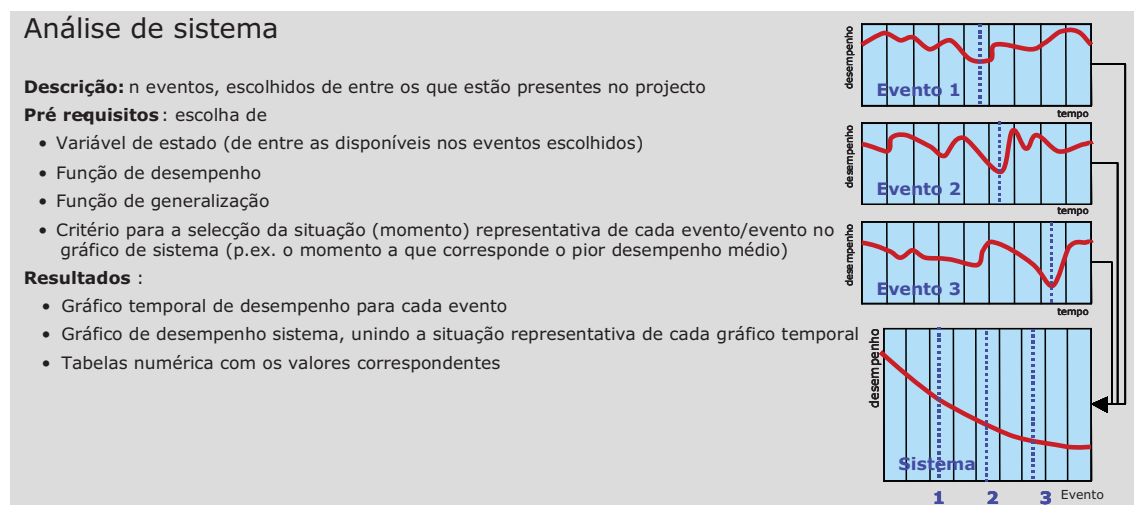


Figura 4.21 – Análise de sistema (Coelho, 2005a)

4.7. SÍNTESE E CONCLUSÕES

Propõe-se, no presente capítulo, uma metodologia para a avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana que se considera:

- abrangente, permitindo a sua aplicação a diferentes objectivos e domínios de análise;
- objectiva, com variáveis e critérios que podem ser quantificados e definidos de forma objectiva;
- sistemática e normalizada, que permite comparações entre sistemas e previsões para situações futuras;
- flexível, que se adapta quer a diferentes tipos de dados provenientes de modelação ou de monitorização, contínuos ou discretos, no tempo ou no espaço, quer aos diferentes tipos de sistemas de drenagem urbana e que incorpora as práticas, legislação e regulamentação locais e nacionais, que podem variar entre os vários sistemas;

- eficaz, que permite fornecer informação efectiva sobre o desempenho que pode ser utilizada na prática para o apoio à gestão técnica dos sistemas e à tomada de decisão.

A metodologia proposta tem os seguintes objectivos:

- ter uma utilização acessível e simples pelas entidades gestoras, em especial no que respeita à exigência do tipo de informação necessária sobre os sistemas de drenagem urbana;
- fornecer resultados de avaliação facilmente interpretáveis pelos responsáveis pela gestão técnica dos sistemas;
- constituir um contributo para o processo de tomada de decisão, no que diz respeito à componente técnica da avaliação do desempenho, com a definição das áreas e dos critérios de avaliação.

A metodologia baseia-se em medidas ou indicadores de desempenho calculados a partir da análise, sob pontos de vista específicos, das características ou comportamento do sistema em causa. Estas medidas podem ser obtidas com base em dados de monitorização ou de modelação da rede em análise, variando espacialmente (de elemento para elemento da rede) e temporalmente (em função das solicitações ao sistema). Uma vez definidos os indicadores, é usada uma *função de desempenho* para transformar os valores que eles tomam em valores de desempenho. A classificação convencional de desempenho aqui estabelecida é a seguinte: 4 (desempenho *ótimo*), 3 (desempenho *bom*), 2 (desempenho *aceitável*), 1 (desempenho *deficiente*) e 0 (falha de serviço).

Consoante o tipo de informação e os dados disponíveis, a análise pode ser feita à escala da bacia, sistema ou subsistema (quando a informação é global ou proveniente de dados de monitorização) ou à escala do elemento ou colector (quando a informação é detalhada ou proveniente de dados de modelação).

Através desta metodologia são produzidos valores do desempenho para o sistema como um todo. No caso dos dados de monitorização, por serem valores discretos no espaço, pode elaborar-se uma tabela de valores de desempenho, referentes a um período de referência para cada aspecto a analisar, ou obter-se a evolução temporal do desempenho. Na análise ao nível do elemento, obtêm-se valores de desempenho para cada elemento do sistema, resultando por um lado um valor global que é obtido através de um operador específico, traduzido por uma função de generalização, e representa o desempenho global da rede e, por outro, uma população de valores elementares que se presta a um tratamento estatístico básico. Estes dois tipos de valores são combinados graficamente em diagramas em que o desempenho técnico do sistema é traçado

contra uma gama de condições operacionais, como por exemplo um determinado período de tempo, diferentes períodos de retorno ou um conjunto de factores multiplicativos da solicitação média ou de projecto do sistema.

Os resultados obtidos através da simulação são fornecidos, seja “por cada elemento (colector ou descarga) durante um período de tempo” seja “para todos os elementos do sistema (colectores ou descargas) num determinado instante de tempo”. Não existe uma forma fácil de observar o comportamento, em simultâneo, de todo o sistema em análise durante todo o período de tempo – isto é, de conjugar toda a informação bidimensional: “variação no espaço *versus* variação no tempo”, o que torna difícil a interpretação do comportamento do sistema, como um todo, durante o período de operação. Os gráficos de sistema e de evento permitem conjugar a informação bidimensional “variação no espaço *versus* variação no tempo” do sistema, condensando a informação, qualquer que seja a dimensão do sistema e a duração da análise, pelo que a metodologia que se propõe apresenta vantagens adicionais relativamente à utilização directa da modelação.

A interpretação dos resultados da avaliação deve ser efectuada para cada variável ou indicador seleccionado, tendo em conta a escala de classificação de desempenho, a função de desempenho estabelecida e, no caso da análise elementar, a função de generalização.

Para a avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana foram desenvolvidos 26 indicadores de desempenho, que se sintetizam no Quadro 4.12, referindo o domínio de análise, a propriedade do sistema, a respectiva definição, a escala de aplicação, a função de desempenho e a função de generalização, assim como o respectivo quadro de interpretação de resultados a utilizar. Deste conjunto, 11 indicadores dizem respeito à avaliação no domínio hidráulico e 15 no domínio ambiental.

De entre os indicadores propostos, pode dizer-se que IDH_1 (*altura de escoamento*) e IDH_2 (*velocidade de escoamento*) não correspondem ao conceito de indicador proposto pelo sistema da IWA (razão ou relação entre variáveis). Optou-se por considerar as próprias variáveis de estado como uma medida do desempenho, tendo em conta as características da metodologia proposta, aplicada ao nível elementar. Considerou-se que as variáveis seleccionadas permitem mais facilmente aplicar e interpretar a avaliação do desempenho dos sistemas, relativamente aos aspectos considerados: a capacidade hidráulica e a capacidade e transporte de sedimentos, respectivamente.

Quadro 4.12 – Quadro de indicadores de desempenho técnico para sistemas de drenagem urbana

Indicador (unidade)	Símbolo	Definição	Escala	Função de desempenho	Peso	Interpretação de resultados
Domínio Hidráulico						
<i>Propriedade do Sistema – Capacidade hidráulica</i>						
h (m)	IDH ₁	Altura do escoamento	Global ou elemento	Curva 1 – SU+SP ^(*) Curva 2 – SU Curva 3 – SD ^(*)	k×L×Q _{sc}	Quadro 4.6
<i>Propriedade do Sistema – Capacidade de transporte de sedimentos</i>						
v (m/s)	IDH ₂	Velocidade média do escoamento	Elemento	Curva 4 – SU+SP Curva 5 – SD	L×D	Quadro 4.6
<i>Propriedade do Sistema – Infiltração</i>						
$\frac{Q_{inf}}{Q_{sc}}$ (%)	IDH ₃	Utilização da capacidade da secção cheia por infiltração	Global ou elemento	Curva 6 – SD Quadro 4.3	L×D	Quadro 4.6
$\frac{Q_{inf}}{Q_{mts}}$ (%)	IDH ₄	Proporção da infiltração no caudal médio de tempo seco	Global ou elemento	Curva 6 – SD Quadro 4.3	L×D	Quadro 4.6
$\frac{Q_{inf}}{L_{colector}}$ (m ³ /dia/km)	IDH ₅	Caudal unitário de infiltração por comprimento do colector	Global ou elemento	Curva 6 – SD Quadro 4.3	k×L×Q _{sc}	Quadro 4.6
$\frac{Q_{inf}}{(L_{colector} \times P)}$ (m ³ /dia/(cm.km))	IDH ₆	Caudal unitário de infiltração por área de parede do colector	Global ou elemento	Curva 6 – SD Quadro 4.3	Q _{sc}	Quadro 4.6
$\frac{Q_{inf}}{C_{visita}}$ (m ³ /dia)	IDH ₇	Caudal unitário de infiltração por câmara de visita	Global	Curva 6 – SD Quadro 4.3	1	-
$\frac{Q_{inf}}{\text{ramais domesticos}}$ (m ³ /dia)	IDH ₈	Caudal unitário de infiltração por ramal doméstico	Global	Curva 6 – SD Quadro 4.3	1	-
<i>Propriedade do Sistema – Ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica</i>						
$\frac{Q_{max\ lig}}{Q_{sc}}$ (%)	IDH ₉	Utilização da capacidade da secção cheia por ligações indevidas	Global	Curva 6 – SD Quadro 4.4	-	-
$\frac{V_{lig}}{V_{mts}}$ (%)	IDH ₁₀	Proporção do volume de escoamento pluvial relativamente ao de tempo seco	Global	Curva 6 – SD Quadro 4.4	-	-
$\frac{V_{lig}}{V_{pu}}$ (%)	IDH ₁₁	Proporção do volume de escoamento pluvial que indevidamente aflui ao sistema	Global	Curva 6 – SD Quadro 4.4	-	-

Quadro 4.12 (cont.) – Quadro de indicadores de desempenho técnico para sistemas de drenagem urbana

Indicador (unidade)	Símbolo	Definição	Escala	Função de desempenho	Peso	Interpretação de resultados
Domínio Ambiental						
<i>Propriedade do Sistema – Descargas para o meio receptor</i>						
<i>Quantidade</i>						
$\frac{V_{desc}}{V_{pu}}$ (%)	IDAQ ₁	Porcentagem de volume descarregado	Global ou elemento	Curva 7	k	Quadro 4.10
$\frac{n_{desc}}{t}$ (-)	IDAQ ₂	Frequência de descarga	Global ou elemento	Curva 7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
<i>Qualidade</i>						
CBO _{5desc} (mg/l)	IDAQ ₃	Concentração de CBO ₅ descarregada	Global ou elemento	Curva 8 Quadro 4.7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
CQO _{desc} (mg/l)	IDAQ ₄	Concentração de CQO descarregada	Global ou elemento	Curva 8 Quadro 4.7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
SST _{desc} (mg/l)	IDAQ ₅	Concentração de SST descarregada	Global ou elemento	Curva 8 Quadro 4.7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
<i>Zonas sensíveis</i>						
Ntot _{desc} (mg/l)	IDAQ ₆	Concentração de Azoto total descarregada	Global ou elemento	Curva 8 Quadro 4.7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
Ptot _{desc} (mg/l)	IDAQ ₇	Concentração de Fósforo total descarregada	Global ou elemento	Curva 8 Quadro 4.7	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
CF _{desc} (/100 ml)	IDAQ ₈	Concentração de Coliformes Fecais descarregada	Global ou elemento	Curva 9 Quadro 4.8	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
CT _{desc} (/100 ml)	IDAQ ₉	Concentração de Coliformes totais descarregada	Global ou elemento	Curva 9 Quadro 4.8	$k \times V_{desc}$	Quadro 4.10
<i>Propriedade do Sistema – Septicidade</i>						
Zp (-) – ESL (**)	IDAQ ₁₀	Parâmetro Zp	Elemento	Curva 10	$k \times C_{visita}$	Quadro 4.11
S (mg/l) – ESP (***)		Concentração de Sulfuretos		Curva 11		
<i>Propriedade do Sistema – Exfiltração</i>						
$\frac{Q_{exf}}{Q_{mts}}$ (%)	IDAQ ₁₁	Proporção de exfiltração relativamente ao caudal médio de tempo seco	Global ou elemento	Curva 12 Quadro 4.9	L×D	Quadro 4.11
$\frac{Q_{exf}}{L_{colector}}$ (m ³ /dia/km)	IDAQ ₁₂	Caudal unitário de exfiltração por comprimento do colector	Global ou elemento	Curva 12 Quadro 4.9	L×Q _{sc}	Quadro 4.11
$\frac{Q_{exf}}{(L_{colector} \times P)}$ (m ³ /dia/(cm.km))	IDAQ ₁₃	Caudal unitário de exfiltração por área de parede do colector	Global ou elemento	Curva 12 Quadro 4.9	Q _{sc}	Quadro 4.11
$\frac{Q_{exf}}{C_{visita}}$ (m ³ /dia)	IDAQ ₁₄	Caudal unitário de exfiltração por câmara de visita	Global ou elemento	Curva 12 Quadro 4.9	1	Quadro 4.11
$\frac{Q_{exf}}{\text{ramais}_{domesticos}}$ (m ³ /dia)	IDAQ ₁₅	Caudal unitário de exfiltração por ramal doméstico	Global ou elemento	Curva 12 Quadro 4.9	1	Quadro 4.11

(*) SD – sistema separativo doméstico; SU – Sistema unitário; SP – Sistema pluvial; (**) ESL – escoamento em superfície livre; (***) ESP – escoamento sob pressão

No presente capítulo descreve-se, também, de forma sumária, o programa computacional *Perf*, desenvolvido com o objectivo de apoiar a avaliação do desempenho técnico de sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais, a partir dos resultados de simuladores do funcionamento hidráulico e de qualidade da água, utilizando a metodologia que se propõe na dissertação. Na componente dos sistemas de drenagem urbana, este programa incorpora, presentemente, a avaliação no domínio hidráulico respeitante à capacidade hidráulica e à capacidade de transporte de sedimentos. Estes aspectos são traduzidos através dos indicadores de desempenho altura do escoamento (IDH_1) e velocidade média do escoamento (IDH_2). O *Perf* encontra-se em fase de teste e validação, estando a ser incorporados procedimentos de cálculo e de acesso à base de dados para aumentar a sua rapidez de execução.

Uma avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana rigorosa, baseada em medidas ou indicadores de desempenho, deve ser realizada com base numa clara definição dos objectivos que se pretendem avaliar, seleccionando, de acordo com esses objectivos, os indicadores mais apropriados, de entre o quadro de indicadores proposto. A escolha depende também das características do sistema, das suas principais deficiências e da informação disponível. Deve ter-se em atenção que os indicadores apresentados podem fornecer informação que se complementa, relativamente ao desempenho do sistema, pelo que a análise e interpretação dos resultados não deve ser realizada considerando individualmente cada indicador, mas utilizando o conjunto dos indicadores seleccionados, interpretando os seus resultados de uma de forma conjunta e integrada.

O sistema proposto de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana permite estabelecer comparações entre o desempenho de diferentes sistemas, no que respeita aos aspectos de desempenho que os indicadores definidos traduzem, de uma forma normalizada e sistemática, desde que previamente definidos e estabelecidos os critérios de avaliação a considerar. Permite, ainda, analisar a evolução do desempenho dos sistemas ao longo do tempo, identificando em que situações e quando é necessário proceder a intervenções nos sistemas; avaliar os benefícios técnicos, comparando as soluções de intervenção, operação e reabilitação; comparar o desempenho técnico de diferentes soluções de projecto e fornecer informação para apoiar a tomada de decisão.

5. DESCRIÇÃO DOS CASOS DE ESTUDO

5.1. INTRODUÇÃO

O objectivo do presente capítulo é apresentar e descrever os casos de estudo utilizados para o teste e a validação da proposta do sistema para a avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, descrito em detalhe no Capítulo 4. Os casos de estudo seleccionados correspondem a sistemas de drenagem com características e aplicações distintas.

O Sistema de Saneamento da Costa do Estoril (SANEST) é um grande sistema interceptor multimunicipal, separativo doméstico, constituído por vários emissários que recebem águas residuais de sistemas municipais, estações elevatórias e um interceptor principal, que recebe as águas residuais dos emissários e das estações elevatórias, conduzindo-as à ETAR da Guia. A metodologia de avaliação do desempenho técnico foi aplicada a quatro desses emissários, sob o ponto de vista hidráulico, e ao interceptor, sob os pontos de vista hidráulico e ambiental. Esta aplicação foi feita quer à escala elementar (colector) quer à escala global (bacia), com base em resultados de modelação matemática e de monitorização, respectivamente. Neste caso de estudo, pretendeu evidenciar-se a vantagem da metodologia proposta na comparação do desempenho de diferentes emissários, assim como na análise de uma proposta de beneficiação para a melhoria do desempenho de um dos emissários. Desta forma, salienta-se a importância, para o gestor de um sistema desta dimensão, da utilização desta abordagem como apoio à tomada de decisão.

O sistema de drenagem da bacia da Quinta do Borel, no Concelho da Amadora, é um sistema separativo constituído pela rede doméstica e pela rede pluvial, e corresponde a uma pequena bacia municipal de ocupação residencial urbana, onde foi aplicada a metodologia de avaliação do desempenho técnico, à escala elementar, e foi feita uma aplicação de indicadores de desempenho, à escala global, com base em resultados de modelação matemática e de monitorização, respectivamente. Nesta bacia foram realizados dois estudos: a avaliação do impacto das ligações indevidas no desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana, com base em trabalho experimental; e avaliação do impacto da degradação estrutural dos colectores no desempenho do sistema, com base em modelação matemática. Neste caso de estudo pretendeu aplicar-se a metodologia proposta de avaliação do desempenho ao domínio hidráulico, focando as várias deficiências identificadas neste domínio, nomeadamente o impacto que as ligações indevidas têm no desempenho de um sistema de pequena dimensão. Adicionalmente, pretendeu mostrar-se a vantagem desta abordagem na análise do impacto que a

degradação dos colectores, que ocorre ao longo do tempo, tem no seu desempenho técnico, salientando a importância, para o gestor de um sistema, do apoio à tomada de decisão no sentido de identificar quando é necessário intervir no sistema.

O sistema de drenagem de Lisboa é um sistema unitário de grande dimensão, sujeito a efeitos de maré a jusante, ao qual foi aplicada a metodologia de avaliação do desempenho técnico a duas sub-bacias, à escala do colector, com base em resultados de modelação matemática. Este sistema foi seleccionado para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico de sistemas unitários, com influência de maré, problemas de inundações frequentes e assoreamento. Pretende evidenciar-se a vantagem para o gestor do sistema da utilização da metodologia na comparação do desempenho actual do sistema com soluções de beneficiação, como apoio à tomada de decisão.

O sistema de drenagem de Innsbruck, Áustria, é um sistema unitário de grande dimensão, com cerca de 33 descarregadores de tempestade que descarregam os caudais de excedentes em tempo de chuva para o rio Inn. Destes descarregadores, apenas 4 têm um efeito dominante. Esta é uma bacia com informação descrita na literatura (Rauch *et al.*, 1999), à qual foi aplicada a metodologia de avaliação do desempenho técnico, à escala da bacia, com base em resultados de monitorização, para efectuar a avaliação de sistemas unitários, no domínio ambiental.

O sistema de drenagem de Yzeron, em França, é um sistema unitário de grande dimensão onde foi efectuada uma aplicação de indicadores de desempenho relativamente aos aspectos de infiltração nos colectores, à escala da bacia, com base em resultados de monitorização. Este caso de estudo foi seleccionado com o objectivo de aplicar a metodologia proposta à avaliação do desempenho hidráulico, no que respeita ao impacto da infiltração no desempenho de um sistema unitário, de grandes dimensões, degradado estruturalmente e localizado junto a cursos de água. Neste caso pretende mostrar-se a vantagem de utilizar os indicadores de desempenho para a avaliação e comparação do desempenho entre diferentes sistemas, utilizando também os casos de estudo franceses e italiano.

O sistema de drenagem de Ecully, em França, é um sistema unitário, de dimensão média, onde foi realizada uma aplicação de indicadores de desempenho, relativamente ao aspecto da infiltração e da exfiltração nos colectores, à escala da bacia, com base em resultados de monitorização. Neste caso pretende mostrar-se a vantagem de utilizar os indicadores de desempenho para a avaliação e comparação do desempenho entre diferentes sistemas, utilizando também os casos de estudo franceses e italiano.

O sistema de drenagem de Torraccia, em Itália, é um sistema unitário, de pequena dimensão, com características da bacia e climáticas distintas das dos sistemas franceses, onde foi realizada uma aplicação de indicadores de desempenho relativamente ao aspecto da infiltração e da exfiltração nos colectores, à escala da bacia, com base em resultados de monitorização. Neste caso pretende mostrar-se a vantagem de utilizar os indicadores de desempenho para a avaliação e comparação do desempenho entre diferentes sistemas, utilizando também os casos de estudo franceses e italiano.

5.2. SISTEMA SEPARATIVO DOMÉSTICO DA SANEST

5.2.1. Descrição geral do sistema

O Sistema de Saneamento da Costa do Estoril abrange, na sua área de atendimento, as bacias hidrográficas dos Concelhos de Amadora, Cascais, Oeiras e Sintra. A proximidade da Cidade de Lisboa e a forte apetência turística pela região foram motivadoras de um crescimento demográfico intenso que se iniciou, com maior relevância, na década de 1940, tendo-se acentuado nas décadas posteriores, e tendo a população fixa aumentado em 70% durante os anos 60 e 70. Os sistemas existentes de recolha e drenagem de águas residuais revelaram-se insuficientes para satisfazer as solicitações crescentes, tendo-se verificado uma progressiva degradação das linhas de água e das águas balneares que, em diversas situações, funcionavam como receptores directos dos efluentes domésticos. Até à década de 80, os sistemas existentes, nas situações mais desenvolvidas, consistiam em redes urbanas de recolha das águas residuais (maioritariamente unitários), que afluíam a fossas sépticas; em troços de colector que rejeitavam essas águas residuais mais a jusante; ou em troços de emissário que conduziam as águas residuais a uma estação de gradagem de sólidos grosseiros junto à praia.

Data de meados dos anos 60 o plano para uma solução integrada para o problema de despoluição das linhas de água e águas balneares. A solução desenvolvida nos anos 80 ao nível do projecto de execução, e que actualmente está em exploração, consistiu na construção do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. Este sistema de drenagem das águas residuais, representado esquematicamente na Figura 5.1, foi concebido como sistema separativo doméstico e foi dimensionado para servir uma população de 550 000, 830 000 e 1 200 000 habitantes, respectivamente em 1990, 2010 e 2025, ano horizonte de projecto, tendo em consideração a população flutuante (DRENA, 1985 *op. cit.* in Gamboa *et al.*, 2000). Em 2003, este sistema servia cerca de 700 000 habitantes equivalentes e a área de atendimento era de

cerca de 240 km². O sistema interceptor é constituído por um interceptor principal, aproximadamente paralelo à costa e com uma extensão de cerca de 25 km, ao longo de cujo percurso afluem 13 emissários e onze condutas elevatórias, garantindo estas a drenagem das zonas baixas, com uma contribuição de cerca de 15% do caudal que afluí à ETAR, e que descarregam para o interceptor principal (Brito, 2003). O interceptor afluí a uma estação subterrânea de tratamento de águas residuais (ETAR da Guia), a jusante da qual existe um emissário submarino com dois difusores, através do qual é feita a rejeição final a cerca de 3000 m da costa e 40 m de profundidade. Os emissários desenvolvem-se ao longo das principais linhas de água, de modo a interceptarem todos os colectores que estão na origem da poluição dos meios receptores. A montante dos emissários concentram-se aglomerados populacionais bastante densos, com redes de drenagem municipais (Cardoso *et al.*, 2000).

Apesar do sistema ter sido projectado como um sistema separativo doméstico, recebe uma quantidade significativa de afluições indevidas quer de ligações indevidas com origem pluvial, quer provenientes de infiltração. Em consequência, os caudais de dimensionamento são largamente ultrapassados, resultando frequentemente em descargas para os meios receptores, entrada em carga ou extravasamento em alguns pontos do sistema (Gamboa *et al.*, 2000; Brito, 2003). Embora a existência de uma pequena parte de rede unitária possa contribuir para os aumentos significativos de caudal, não justificam a magnitude dessas afluições só por si. Embora seja difícil quantificar *a priori* a origem das afluições indesejáveis, algumas inspecções revelaram que o número de ligações trocadas (separativo pluvial/separativo doméstico) poderão ser o factor mais importante (Brito, 2003).

No caso de estudo do sistema da SANEST S. A., seleccionaram-se para aplicação da metodologia de avaliação do desempenho quatro emissários e o interceptor principal, com a finalidade de demonstrar a potencialidade da metodologia proposta para o gestor do sistema, no que respeita à comparação do desempenho técnico entre os vários subsistemas, para identificação de necessidades de intervenção, assim como o benefício técnico de soluções de reabilitação. Os emissários seleccionados são o emissário da Laje, por ser aquele onde existem mais dados de cadastro e mais informação proveniente de outros estudos já realizados (Matos, 1991; Almeida, 1999; Mourato, 1999; Brito, 2003), os emissários do Jamor e de Barcarena, por serem os mais extensos, e o emissário de Caparide por haver conhecimento da existência de problemas de funcionamento, informação transmitida pelo gestor do sistema.

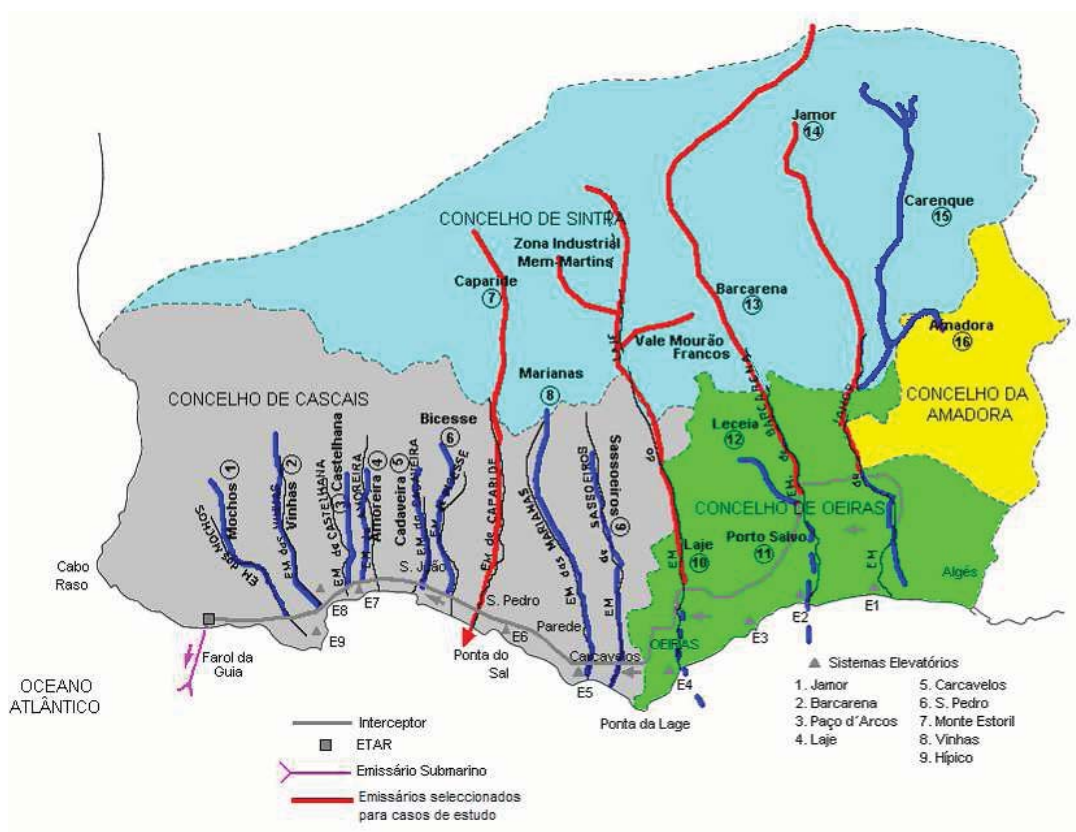


Figura 5.1 – Esquema do sistema de saneamento da Costa do Estoril

Para a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação, a cada um destes quatro emissários, foi construído um modelo matemático, simulando diversos cenários de funcionamento, e foram utilizados dados de monitorização do sistema. Toda a informação foi disponibilizada pela SANEST S. A., para aplicação na presente dissertação, tendo constituído a base para a avaliação do respectivo desempenho técnico, no domínio hidráulico. No caso do interceptor, foram utilizados os resultados de um modelo matemático que permite calcular e prever a evolução do gás sulfídrico na atmosfera dos colectores, desenvolvido e aplicado por Matos (1991) ao Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. Esta informação constituiu a base para a avaliação do desempenho técnico, no domínio ambiental, tendo também sido complementada com a avaliação do desempenho hidráulico.

5.2.2. Descrição dos dados de medição utilizados

O Sistema de Saneamento da Costa do Estoril tem instalado um sistema de monitorização que compreende trinta e seis medidores de caudal ultrasónicos e cinco udómetros, conforme se pode observar na Figura 5.2. Os dados dos medidores de caudal e de precipitação foram utilizados quer para a calibração do modelo matemático, quer para a definição dos cenários a simular e a

avaliar. A utilização dos dados destes medidores acarreta alguns condicionalismos, essencialmente devido à sua localização, uma vez que o critério para a sua selecção não tinha sido direccionado para a modelação matemática. Assim, para os emissários modelados, não é possível obter qualquer calibração nos troços situados a montante da primeira secção de medição. Para as bacias modeladas foram utilizados os seguintes medidores, assinalados na Figura 5.2:

- bacia da Laje: oito medidores de caudal (Q₃, Q₄, Q₇, Q₂₉, Q₃₀, Q₃₁, Q₃₂ e Q₃₃);
- bacia do Jamor: dois medidores de caudal (Q₁ e Q₂);
- bacia de Barcarena: três medidores de caudal (Q₂₄, Q₂₅ e Q₂₇);
- bacia de Caparide: dois medidores de caudal (Q₃₅ e Q₄₁).

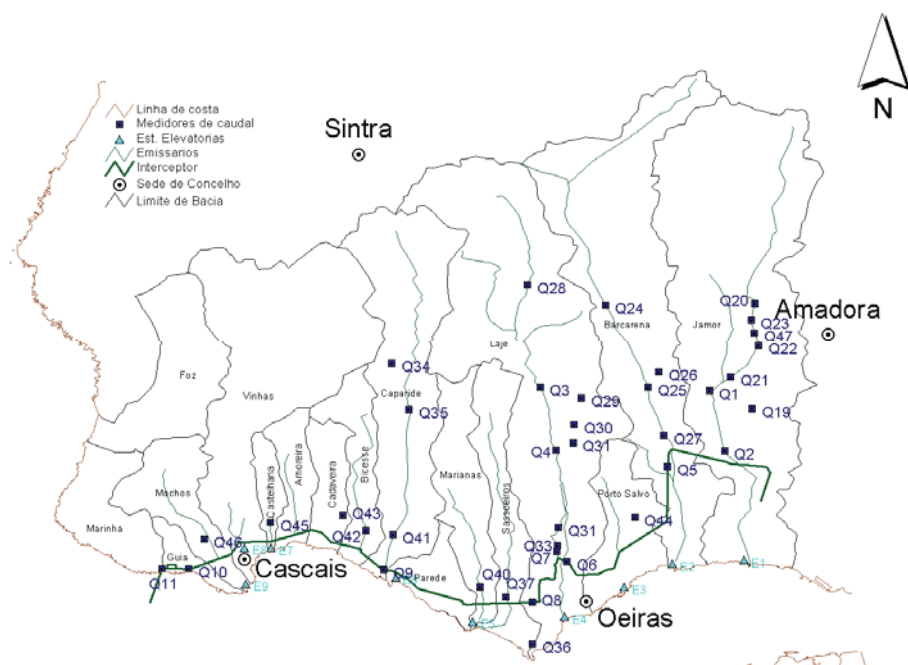


Figura 5.2 – Localização dos pontos de medição no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril

A análise das precipitações ocorridas nos períodos de interesse foi feita a partir das medições de três udómetros situados na Quinta de Santo António, em Ouressa e no Jamor. Os períodos de medição analisados estão indicados no Quadro 5.1.

O modelo matemático dos emissários foi construído usando o programa de modelação matemática DHI Mouse[®] (DHI, 2000), que se descreve sumariamente no Anexo 4, a partir da informação cadastral fornecida pela SANEST S. A.. No modelo foram incluídos todos os troços e câmaras de visita, com excepção das câmaras de visita onde não foi possível obter informação. Também não foi possível obter informação completa relativa à estratégia de operação de

comportas de descarga e das estações elevatória e, ainda, relativa aos caudais provenientes dos desvios das ribeiras, quando canalizados.

Os dados introduzidos no modelo foram testados recorrendo a simulações preliminares e a correcção dos erros foi feita a partir de uma análise adicional da informação e, também, através de inspecções de campo, efectuadas pela SANEST S. A..

Na calibração e verificação dos modelos, descrita em detalhe em Almeida e Cardoso (2001), consideraram-se os seguintes critérios de avaliação e aceitação do ajustamento entre os valores observados e simulados, de acordo com os procedimentos referidos na literatura (IHS, 1994):

- erro relativo aos picos do hidrograma entre -15% e +25%;
- erro relativo aos volumes entre -10% e + 20%;
- formas semelhantes dos hidrogramas dos valores medidos e dos calculados.

Quadro 5.1 – Períodos de medição analisados em cada medidor de caudal

Emissário	Ponto de medição	Períodos de medição
Laje	Q ₃	28/11/98 a 03/01/99; 06/01/00 a 12/01/00 01/03/00 a 30/03/00
	Q ₄	28/11/98 a 03/01/99; 14/10/99 a 31/10/99; 29/11/99 a 30/11/99; 06/01/00 a 12/01/00; 20/03/00 a 10/04/00
	Q ₇	28/11/98 a 03/01/99; 14/10/99 a 31/10/99; 20/03/00; 10/05/00
	Q ₂₉	20/03/00 a 10/05/00
	Q ₃₀	01/06/00 a 30/06/00
	Q ₃₁	29/11/99 a 30/11/99; 06/01/00 a 12/01/00
	Q ₃₂	29/11/99 a 30/11/99; 06/01/00 a 12/01/00
	Q ₃₃	14/10/99 a 23/10/99; 29/11/99 a 30/11/99; 06/01/00 a 12/01/00
Jamor	Q ₁	25/02/00 a 07/09/00;
	Q ₂	25/02/00 a 02/06/00; 14/07/00 a 07/09/00
Barcarena	Q ₂₄	18/04/00 a 22/05/00; 25/05/00 a 28/07; 03/09/00 a 24/09/00
	Q ₂₅	14/04/00 a 21/05/00; 25/05/00 a 06/08/00; 03/09/00 a 07/09/00
	Q ₂₇	14/04/00 a 21/05/00; 25/05/00 a 06/08/00; 03/09/00 a 07/09/00
Caparide	Q ₃₅	01/02/00 a 01/05/00; 01/05/00 a 16/08/00; 29/08/00 a 12/10/00
	Q ₄₁	01/02/00 a 01/05/00; 01/05/00 a 16/08/00; 29/08/00 a 12/10/00

5.2.3. Bacia da Laje

5.2.3.1. Descrição geral da bacia da Laje

De entre os emissários que constituem o sistema de drenagem da Costa do Estoril, o emissário da Laje pode ser considerado o mais representativo. Este emissário, representado na Figura 5.1, é um dos mais longos, estendendo-se por cerca de 13 km, iniciando-se a montante com diâmetro 400 mm, sendo o diâmetro na secção de afluência ao interceptor principal de 1000 mm. Este emissário é constituído por troços de diferentes materiais, nomeadamente grês, fibrocimento, PVC liso, betão pré-esforçado e PEAD e recebe as águas residuais de Vale Mourão e Mem-Martins. O troço de Vale Mourão apresenta o comprimento de cerca de 2,2 km, o material do colector é de PVC liso e o diâmetro inicia-se com 400 mm e termina com 500 mm. O troço de Mem-Martins apresenta cerca de 4,3 km de comprimento, sendo também de PVC liso, com um diâmetro que se inicia com 300 mm e termina com 500 mm.

A bacia da Laje, com cerca de 42 km², caracteriza-se por apresentar diferentes tipos de ocupação do solo, alternando zonais rurais e zonas urbanas, incluindo uma zona urbana densa na área de montante, característica comum à maioria dos emissários. A bacia da Laje apresenta uma densidade populacional relativamente elevada, sendo a população residente estimada de cerca de 19% do total da população servida pelo sistema interceptor. Observou-se que esta bacia contribuía, em termos de caudais médios, com cerca de 20% do caudal total que afluía à ETAR da Guia, durante um período de medições de cerca de um ano (Gamboa *et al.*, 2000). Este emissário atravessa três dos quatro municípios que drenam para o sistema interceptor, o que só por si constitui um dos motivos para a justificação da sua selecção como caso de estudo. Para além disso, é um emissário onde têm sido efectuados vários estudos (Matos, 1991; Almeida, 1999; Mourato, 1999; Brito, 2003).

5.2.3.2. Modelação matemática do emissário da Laje

O modelo matemático do emissário da Laje é constituído por 556 nós, 557 troços, quatro descargas de emergência para a ribeira da Laje e uma saída para o interceptor. Este modelo é apresentado com maior detalhe na parte A5.1 do Anexo 5.

A simulação do comportamento hidráulico do emissário da Laje foi feita com base no estabelecimento de alguns cenários para as afluências ao sistema (Almeida e Cardoso, 2001). Para este fim, procedeu-se uma análise dos caudais medidos no ponto Q₇ (ver Figura 5.2), tanto em tempo seco como em tempo de chuva, durante um período de cerca de um mês e meio, nos meses de Janeiro e Fevereiro de 1999, conforme se ilustra na Figura 5.3. Neste período, o

caudal máximo registado foi de $1,38 \text{ m}^3/\text{s}$, no dia 11/01/99, após a ocorrência de precipitação nos dias 8/01/99 a 11/01/99, e o caudal mínimo foi de $0,09 \text{ m}^3/\text{s}$. O evento de precipitação com maior intensidade, neste período, registou uma intensidade máxima de $27,36 \text{ mm/h}$, correspondendo a uma precipitação com um período de retorno inferior a 2 anos.

Nos períodos de tempo seco, em que não foi observada qualquer ocorrência de precipitação (4/01/99 a 9/01/99, 13/01/99 a 17/01/99 e 4/02/99 a 10/02/99), foi determinado o caudal médio de tempo seco de $0,24 \text{ m}^3/\text{s}$. O caudal máximo observado neste período é 5,7 vezes superior ao caudal médio de tempo seco, o que demonstra claramente que em períodos de precipitação existem afluições de origem pluvial, significativas, ao sistema. No Quadro 5.2, comparam-se os caudais médios de tempo seco (Q_{mts}), máximos (Q_{max}) e mínimos (Q_{min}) registados para os três pontos de medição neste emissário Q_3 , Q_4 e Q_7 , no período acima referido.

Com base nos valores do caudal em Q_7 , estabeleceram-se como cenários para simulação do sistema os seguintes:

- factores de carga de 1, 2, 3, 4 e 5 aplicados a Q_{mts} correspondendo, respectivamente, a caudais de $0,24 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,48 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,72 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,96 \text{ m}^3/\text{s}$ e $1,20 \text{ m}^3/\text{s}$;
- um período de tempo seco, seguindo um padrão diário, com um caudal médio correspondente ao factor de carga 1, situação de funcionamento regular do sistema;
- um dia após um período com ocorrência de alguma precipitação, correspondendo ao dia 15/12/98.

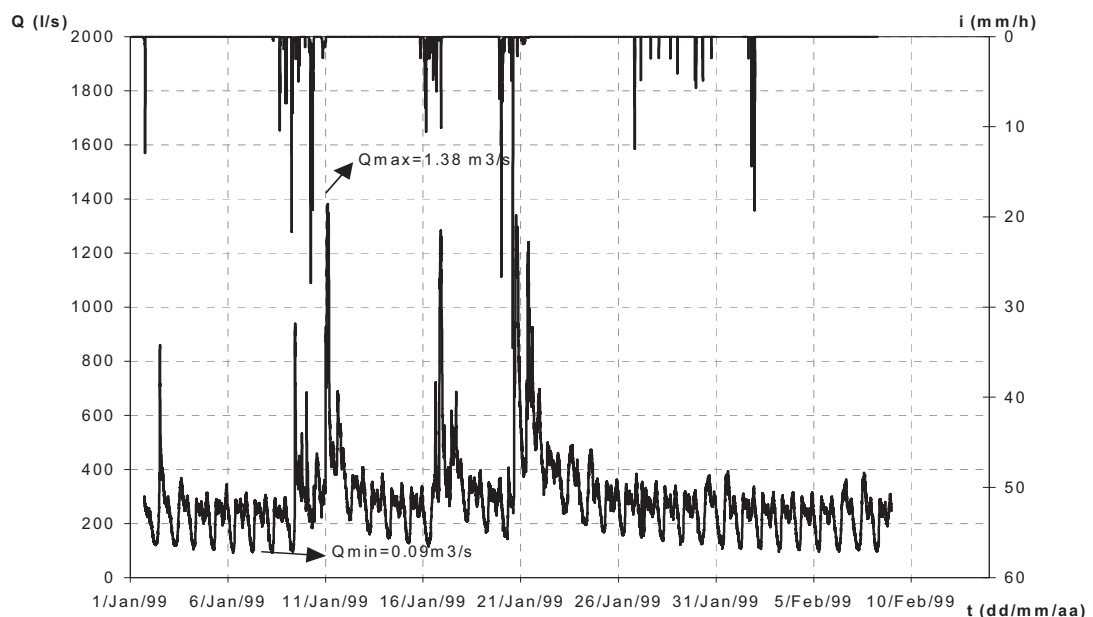


Figura 5.3 – Registro de um período de medições de precipitação na bacia e de caudal no ponto Q_7

Quadro 5.2 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados no emissário da Laje

Caudais	Q ₃ (m ³ /s)	Q ₄ (m ³ /s)	Q ₇ (m ³ /s)
Q _{min}	0,08	0,08	0,09
Q _{mts}	0,21	0,23	0,24
Q _{max}	1,06	1,42	1,38

5.2.4. Bacia do Jamor

5.2.4.1. Descrição geral da bacia do Jamor

O emissário do Jamor, representado na Figura 5.1, é um dos mais longos emissários do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. Este emissário atravessa três dos quatro municípios que drenam para o sistema interceptor (Amadora, Oeiras e Sintra), estendendo-se ao longo de 10 km. Inicia-se a montante com o diâmetro de 400 mm, sendo o diâmetro na secção de afluência ao interceptor principal de 1200 mm.

A bacia do rio Jamor, com cerca de 47 km², é a maior, em termos de área, de entre as incluídas no sistema de drenagem da Costa do Estoril. A população residente estimada desta bacia, em 2001, era cerca de 30% do total da população servida pelo sistema interceptor. Observou-se que esta bacia contribuía, em termos de caudais médios, com cerca de 14% do caudal total que afluía à ETAR da Guia, durante um período de medições de cerca de um ano (Gamboa *et al.*, 2000).

5.2.4.2. Modelação matemática do emissário do Jamor

O modelo do emissário do Jamor é constituído por 155 nós, 154 troços e uma descarga para o interceptor. O modelo deste emissário é detalhado na parte A5.2 do Anexo 5, assim como a sua representação gráfica.

A simulação do comportamento hidráulico do emissário do Jamor foi feita estabelecendo cenários de simulação, usando um procedimento semelhante ao do emissário da Laje. Inicialmente, analisaram-se os caudais medidos no ponto Q₂ (ver Figura 5.2), em tempo seco e em tempo de chuva, para os dados existentes referidos no Quadro 5.1. Neste período, o caudal máximo registado foi de 1,88 m³/s no dia 29/04/00, após um longo período com ocorrência de precipitação, e o mínimo foi de 0,06 m³/s, valores apresentados no Quadro 5.3.

Nos períodos em que não foi observada ocorrência de precipitação (25/02/00 a 22/03/00, 27/03/00 a 30/03/00, 1/05/00 a 4/05/00, 13/05/00 a 21/05/00, 22/05/00 a 23/05/00, 24/05/00 a 2/06/00, 14/07/00 a 24/07/00, 27/07/00 a 13/08/00 e 14/08/00 a 7/08/09) foi determinado o caudal médio de tempo seco de $0,26 \text{ m}^3/\text{s}$. O caudal máximo observado neste período é 7,2 vezes superior ao caudal médio de tempo seco, o que demonstra claramente que em períodos de precipitação existem aflúências de origem pluvial, significativas, ao sistema. No Quadro 5.3 comparam-se os valores de Q_{mts} , Q_{max} e Q_{min} nos dois pontos de medição deste emissário, Q_1 e Q_2 , para os períodos com disponibilidade de dados.

Com base nos valores do caudal em Q_2 , estabeleceram-se como cenários para simulação os seguintes:

- factores de carga de 1, 2, 3, 4 e 5 aplicados ao Q_{mts} correspondendo, respectivamente, a caudais de $0,26 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,52 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,78 \text{ m}^3/\text{s}$, $1,04 \text{ m}^3/\text{s}$ e $1,30 \text{ m}^3/\text{s}$;
- três dias consecutivos em tempo seco (2, 3 e 4 de Agosto de 2000), com um caudal médio correspondente ao factor de carga 1, situação de funcionamento regular do sistema;
- três dias consecutivos em tempo de chuva (14, 15 e 16 de Abril de 2000), para avaliar o impacto de eventos de precipitação no desempenho do sistema.
- Adicionalmente, foi simulada uma proposta de modificação do sistema, com vista a melhorar o seu desempenho, que consistiu na alteração das características de um único colector. As alterações são descritas na parte A5.2 do Anexo 5.

Não foram considerados factores de carga até ao valor 7 porque não foi possível efectuar as simulações no modelo DHI Mouse[®] para contribuições superiores ao factor 5, uma vez se geravam instabilidades no modelo que não permitiam concluir a simulação, originando situações de erro. Uma vez que este é um sistema separativo doméstico e que o factor de carga foi calculado com base no ponto de medição mais a jusante do modelo, os caudais para a simulação das zonas de montante eram excessivamente elevados, provocando variações demasiado rápidas que originaram as referidas instabilidades.

Quadro 5.3 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados no emissário do Jamor

Caudais	Q_1 (m^3/s)	Q_2 (m^3/s)
Q_{min}	0,07	0,06
Q_{mts}	0,21	0,26
Q_{max}	2,15	1,88

5.2.5. Bacia de Barcarena

5.2.5.1. Descrição geral da bacia de Barcarena

O emissário de Barcarena, representado na Figura 5.1, é o mais extenso de todos os emissários do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. Este emissário tem um comprimento de cerca de 13,5 km, iniciando-se a montante com diâmetro 100 mm, sendo o diâmetro na secção de afluência ao interceptor principal de 700 mm.

A bacia da ribeira de Barcarena, com cerca de 34 km², reparte-se pelos municípios de Sintra e Oeiras, tendo uma densidade populacional elevada e sendo a população residente estimada, nesta bacia, de cerca de 20% do total da população servida pelo sistema interceptor. Em termos de caudais médios estimou-se em cerca de 11% a contribuição desta bacia para o total afluente à ETAR da Guia, durante um período de medições de cerca de um ano (Gamboa *et al.*, 2000).

5.2.5.2. Modelação matemática do emissário de Barcarena

O modelo do emissário de Barcarena é constituído por 243 nós, 242 troços e uma descarga para o interceptor. O modelo deste emissário é detalhado na parte A5.3 do Anexo 5, assim como a sua representação gráfica.

A simulação do comportamento hidráulico do emissário de Barcarena foi feita com base no mesmo procedimento utilizado para os outros emissários, já anteriormente apresentado. Analisaram-se os caudais, medidos no ponto Q₂₇ (ver Figura 5.2), em tempo seco e em tempo de chuva, para os dados existentes referidos no Quadro 5.1. Neste período, o caudal máximo registado foi de 1,38 m³/s no dia 29/04/00, após um período longo com ocorrência de precipitação, e o mínimo foi de 0,04 m³/s, valores apresentados no Quadro 5.4.

Nos períodos de tempo seco, em que não foi observada ocorrência de precipitação, foi determinado o caudal médio de tempo seco de 0,19 m³/s. O caudal máximo observado neste período é 7,2 vezes superior ao caudal médio de tempo seco, o que revela a magnitude das afluências pluviais a este emissário, mesmo para precipitações frequentes e em que a intensidade não é elevada. No Quadro 5.4 comparam-se os valores de Q_{mts}, Q_{max} e Q_{min} para os três pontos de medição neste emissário, Q₂₄, Q₂₅ e Q₂₇, para o período de dados disponíveis.

Com base nos valores do caudal em Q₂₇, estabeleceram-se como cenários para simulação os seguintes:

- factores de carga de 1, 2, 3, 4 e 5 aplicados ao Q_{mts} correspondendo, respectivamente, a caudais de $0,19 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,38 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,57 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,76 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0,95 \text{ m}^3/\text{s}$;
- três dias consecutivos, em tempo seco (1,2 e 3 de Julho de 2000), com um caudal médio correspondente ao factor de carga 1, situação de funcionamento regular;
- três dias consecutivos, em tempo de chuva (27, 28 e 29 de Abril de 2000), para avaliar o impacto de eventos de precipitação no desempenho do sistema.

Não foram considerados factores de carga até ao valor 7 pelos mesmos motivos apresentados em 5.2.4.2.

Quadro 5.4 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados em Barcarena

Caudais	Q_{24} (m^3/s)	Q_{25} (m^3/s)	Q_{27} (m^3/s)
Q_{\min}	0,04	0,03	0,05
Q_{mts}	0,13	0,15	0,19
Q_{\max}	0,68	0,78	1,38

5.2.6. Bacia de Caparide

5.2.6.1. Descrição geral da bacia de Caparide

O emissário de Caparide, representado na Figura 5.1, tem cerca de 7,5 km de extensão, iniciando-se a montante com diâmetro 350 mm e apresentando na secção final de afluência ao interceptor 400 mm.

A bacia da ribeira de Caparide, com cerca de 21 km^2 , reparte-se pelos municípios de Sintra e Cascais, tendo uma densidade populacional relativamente baixa, sendo a população residente estimada nesta bacia de cerca de 4% do total da população servida pelo sistema interceptor. Em termos de caudais médios estimou-se em cerca de 3% a contribuição desta bacia para o total do caudal afluente à ETAR da Guia, durante um período de medições de cerca de um ano (Gamboa *et al.*, 2000).

5.2.6.2. Modelação matemática do emissário de Caparide

O modelo do emissário de Caparide é constituído por 398 nós, 397 troços e uma descarga para o interceptor. O modelo deste emissário é detalhado na parte A5.4 do Anexo 5, assim como a sua representação gráfica.

A simulação do comportamento hidráulico do emissário de Caparide foi feita com base no estabelecimento de cenários de simulação a partir da grandeza dos caudais medidos no ponto Q_{41} (ver Figura 5.2), em tempo seco e em tempo de chuva, para os dados existentes referidos no Quadro 5.1. Neste período, o caudal máximo registado foi de $0,97 \text{ m}^3/\text{s}$ no dia 29/04/00, após um período longo com ocorrência de precipitação, e o mínimo foi de $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$, valores apresentados no Quadro 5.5.

Nos períodos de tempo seco, em que não foi observada ocorrência de precipitação, foi determinado o caudal médio de tempo seco de $0,06 \text{ m}^3/\text{s}$. O caudal máximo observado neste período é 16,1 vezes superior ao caudal médio de tempo seco, o que mostra claramente a existência de aflúências muito significativas, de origem pluvial, a este emissário. No Quadro 5.5 apresentam-se os valores de Q_{mts} , Q_{max} e Q_{min} para os dois pontos de medição neste emissário, Q_{35} e Q_{41} , para o período de dados disponíveis.

Quadro 5.5 – Caudais mínimo, médio de tempo seco e máximo registados em Caparide

Caudais	Q_{35} (m^3/s)	Q_{41} (m^3/s)
Q_{min}	0,006	0,016
Q_{mts}	0,033	0,060
Q_{max}	0,199	0,972

Com base nos valores do caudal em Q_{41} , estabeleceram-se como cenários para simulação os seguintes:

- factores de carga de 1,2, 3, 4 e 5 aplicados ao Q_{mts} correspondendo, respectivamente, a caudais de $0,06 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,12 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,18 \text{ m}^3/\text{s}$, $0,24 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0,30 \text{ m}^3/\text{s}$;
- três dias consecutivos, em tempo seco (5,6 e 7 de Setembro de 2000), com um caudal médio correspondente ao factor de carga 1, situação de funcionamento regular;
- três dias consecutivos, em tempo de chuva (3, 4 e 5 de Abril de 2000), para avaliar o impacto de eventos de precipitação no desempenho do sistema.

Não foram considerados factores de carga até ao valor 16 pelos mesmos motivos apresentados em 5.2.4.2.

5.2.7. Interceptor

5.2.7.1. Descrição geral do interceptor

O interceptor principal do sistema desenvolve-se ao longo de cerca de 25 km, desde Linda-a-Velha, no vale do Jamor, até à ETAR da Guia colectando, ao longo do percurso, as águas residuais transportadas pelos emissários e condutas elevatórias. O interceptor funciona graviticamente, tendo sido construído com trechos em vala, com profundidades variáveis e chegando a atingir 40 m, e trechos em ponte canal, para atravessamento à superfície dos vales das ribeiras da Laje e das vinhas (Gamboa *et al.*, 2000). O seu material é betão, com diâmetros que variam entre 800 mm e 2500 mm. O caudal afluente à ETAR da Guia, durante um período de medições de cerca de um ano, foi em média de 1,9 m³/s, tendo atingido o valor máximo de 10,6 m³/s e o valor mínimo de 2,9 m³/s (Gamboa *et al.*, 2000).

5.2.7.2. Resultados do modelo matemático

Matos (1991) desenvolveu o modelo matemático AEROSEP para simulação da evolução das concentrações de oxigénio dissolvido, de sulfuretos e de gás sulfídrico na atmosfera de sistemas de drenagem de águas residuais, que aplicou ao Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. No modelo considerou 60 troços, dos quais 9 funcionavam sob pressão.

Os resultados obtidos por Matos (1991) que são utilizados na presente dissertação dizem respeito à altura e à velocidade de escoamento, ao parâmetro Z_p e à concentração de sulfuretos nas condutas elevatórias (S). Estes valores foram simulados para as populações servidas na data do início da exploração do sistema e os valores dos parâmetros de qualidade foram considerados característicos do sistema no período de Verão, para condições médias de temperatura e cargas orgânicas. Estes dados são apresentados na parte A5.5 do Anexo 5.

5.3. SISTEMA SEPARATIVO DOMÉSTICO DA QUINTA DO BOREL – AMADORA

5.3.1. Descrição geral do sistema

A bacia da Quinta do Borel tem uma área de aproximadamente 8,6 ha, pertencente ao Concelho da Amadora, e recebe uma contribuição pluvial de uma bacia com cerca de 4,4 ha. Toda a rede de drenagem é do tipo separativo e foi construída em 1982, tendo havido algumas intervenções

em partes do sistema em 1996. O comprimento total da rede de colectores domésticos é de, aproximadamente, 1460 m e o de colectores pluviais de 2210 m.

Os principais problemas identificados nesta bacia consistem na existência de ligações cruzadas indevidas entre as duas redes separativas, a entrada em carga dos colectores em tempo de chuva, a ocorrência de maus odores, mesmo no interior das habitações, a existência de colectores danificados e de assoreamento em alguns colectores e zonas de cabeceira. Os colectores domésticos têm a secção transversal circular de 200 mm e 300 mm de diâmetro e são em grés, PVC e betão. Os colectores pluviais têm também de secção transversal circular, com diâmetros entre 200 mm e 700 mm, sendo o material betão e PVC.

Esta bacia foi utilizada para efectuar os seguintes dois estudos:

- estudo de aflúncias indevidas, para o qual se seleccionou uma bacia piloto, de forma a ser viável obter o conhecimento completo do sistema, através de inspecções e de monitorização, para determinar mais eficazmente o número de ligações indevidas e o seu impacto no desempenho do sistema;
- estudo da previsão da degradação estrutural do sistema e do seu impacto no desempenho, utilizando a metodologia desenvolvida no projecto europeu CARE-S, referido em 2.4.7.3, descrita em Cardoso *et al.* (2006) e que se apresenta no Anexo 9.

Para a realização do primeiro estudo referido pretendeu detectar-se e quantificar-se as aflúncias indevidas ao sistema doméstico, tendo sido seleccionada, para o efeito, uma bacia piloto de 4,5 ha, com 571 m de comprimento de colectores domésticos e 725 m de colectores pluviais. Os colectores domésticos têm de secção transversal circular de 200 mm de diâmetro e são em grés. Os colectores pluviais têm também de secção transversal circular, com diâmetros entre 400 mm e 600 mm e são de betão.

Nesta bacia piloto foi realizada uma campanha de monitorização de caudais e de precipitação, com duração de cerca de 14 meses; foram realizadas inspecções para levantamento das ligações cruzadas entre as duas redes separativas, incluindo as ligações dos telhados e de pátios; foram efectuadas inspecções de campo para levantamento da condição das redes de drenagem e foi, ainda, construído um modelo matemático do sistema. Estas actividades encontram-se descritas com detalhe na parte A6.1 do Anexo 6. Com base na informação obtida, foi avaliado o desempenho técnico no domínio hidráulico da bacia piloto da Quinta do Borel, utilizando todos os indicadores de desempenho hidráulico, incluindo os relativos às aflúncias indevidas, seguindo a metodologia proposta na presente dissertação.

Para o segundo estudo referido, pretendeu avaliar-se o impacto da degradação estrutural no desempenho do sistema e foi utilizado o sistema de drenagem de toda a bacia da Quinta do Borel. Este foi modelado matematicamente para a situação de funcionamento normal e para a situação considerando a degradação estrutural, cuja descrição se apresenta na parte A6.2 do Anexo 6. A avaliação do desempenho técnico foi efectuada e comparada para ambas as situações, com a finalidade de evidenciar a vantagem da metodologia que se propõe para avaliar o impacto da degradação dos sistemas, ao longo do tempo, no seu desempenho.

Na Figura 5.4 apresenta-se a bacia de drenagem urbana da Quinta do Borel, sendo a descrição dos sistemas detalhada no Anexo 6.

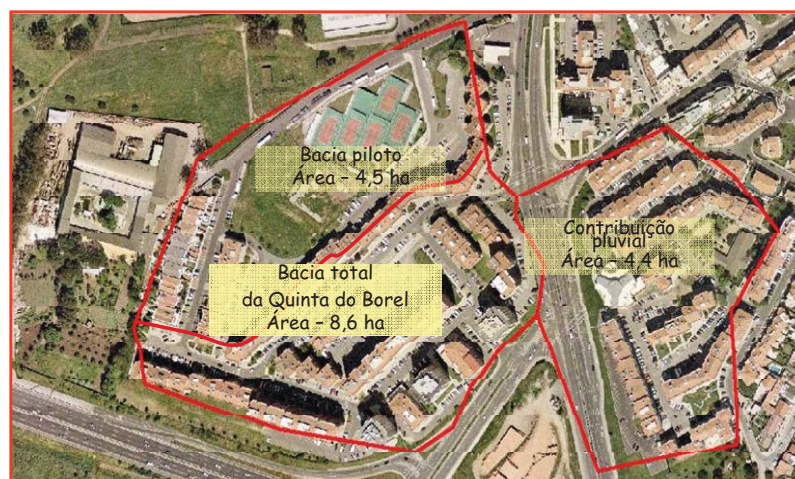


Figura 5.4 – Bacia de drenagem urbana da Quinta do Borel (Amadora)

5.3.2. Campanha experimental na bacia piloto da Quinta do Borel e dados de medição utilizados

A campanha de monitorização de caudais e de precipitação na bacia piloto da Quinta do Borel decorreu de Abril de 2003 a Julho de 2004. Os objectivos da campanha de monitorização foram os seguintes:

- caracterizar os caudais de infiltração na rede doméstica;
- confirmar e quantificar as ligações indevidas, analisando o impacto das afluências pluviais verificadas no colector doméstico, durante os eventos de precipitação, assim como o de caudal doméstico na rede pluvial, dimensionadas como separativas;
- calibrar o modelo matemático de simulação hidráulica da bacia da Quinta Borel;
- efectuar a avaliação do desempenho técnico utilizando a metodologia proposta na presente dissertação.

A monitorização de caudais foi realizada nas secções de saída de cada rede separativa, onde foram colocados os medidores de caudal. O equipamento de medição de precipitação foi instalado em local adequado da área da bacia, tendo em atenção, nomeadamente, que a influência do vento fosse mínima e não se verificasse interferência de prédios ou outras edificações de elevada altura, que pudessem influenciar a representatividade das medições da precipitação.

Na Figura 5.5 apresentam-se os registos de precipitação e de caudal no sistema separativo doméstico, para um evento de fraca intensidade, ocorrido no dia 27/03/04. Pode observar-se que o impacto causado pelas ligações indevidas tem um efeito imediato, com consequências facilmente visíveis na magnitude dos caudais.

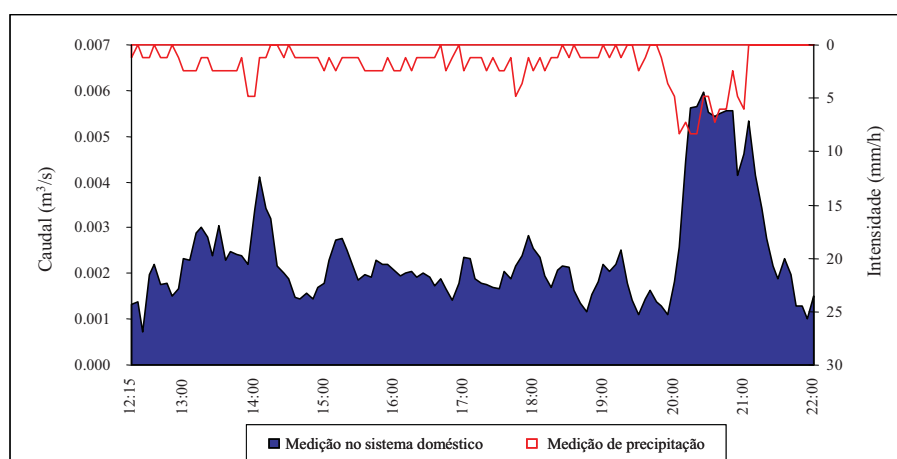


Figura 5.5 – Registos de precipitação e de caudal no sistema doméstico

A descrição detalhada da campanha experimental e dos resultados obtidos encontra-se na parte A6.1 do Anexo 6.

Os dados das medições, utilizados para a avaliação do desempenho técnico no sistema de drenagem urbana da bacia piloto da Quinta do Borel, consistem nos dados medidos de caudal e de precipitação correspondentes a três eventos com diferentes características, apresentados no Quadro 5.6, e os dados de caudal em tempo seco, para o cálculo da infiltração no sistema. Designaram-se os eventos de precipitação seleccionados por evento fraco, médio e forte, em função da intensidade máxima (I_{max}) e da duração do evento. No quadro são ainda apresentados a data de ocorrência do evento, os valores da intensidade média de precipitação (I_{med}), a altura total de precipitação (H_{tot}) e o tempo seco antecedente ao evento registado (T_{seco}).

Para além dos valores medidos foi necessário estimar os valores do caudal das águas residuais domésticas e de infiltração na bacia. Os caudais das águas residuais domésticas foram estimados

através da determinação de um padrão de rejeição, definido para cada ligação doméstica, com base nos valores respectivos dos consumos de água e num factor de afluência à rede. O caudal de infiltração foi calculado utilizando o método dos caudais nocturnos, conforme descrito em Almeida e Brito (2002). Estes cálculos encontram-se apresentados na parte A6.1 do Anexo 6.

Quadro 5.6 – Características dos eventos de precipitação seleccionados na bacia piloto da Quinta do Borel

Evento	Data (hora)	Duração (d h m)	H _{tot} (mm)	I _{med} (mm/h)	I _{max} (mm/h)	T _{seco}
Fraco	27/03/2004 (12h15 – 22h00)	8h 46m	18,10	2,06	12	15d 00h 17m
Médio	21/02/2004 (15h30) a 22/02/2004 (18h00)	22h 05m	24,50	1,11	42	18d 09h 11m
Forte	31/03/2004 (20h45) a 02/04/2004 (06h00)	1d 08h 47m	27,50	0,84	84	0d 18h 20m

5.3.3. Modelação matemática da bacia da Quinta do Borel

A modelação matemática do sistema de drenagem urbana da bacia da Quinta do Borel consistiu na construção de dois modelos.

O modelo do sistema separativo doméstico referente à bacia piloto, para o estudo das afluências indevidas, foi construído com base no levantamento de cadastro realizado, sendo constituído por 17 nós e 16 troços. Neste estudo, como já referido, estimaram-se os caudais domésticos rejeitados e o caudal de infiltração na bacia, por forma a ser possível a identificação dos caudais provenientes das ligações indevidas. O modelo matemático e os cálculos realizados encontram-se descritos na parte A6.1 do Anexo 6.

Os critérios de calibração utilizados são os mesmos considerados em 5.2.2. A simulação do comportamento hidráulico do sistema foi feita com base no estabelecimento de alguns cenários para as afluências ao sistema. Para este fim, procedeu-se uma análise dos caudais medidos na secção de saída do sistema, tendo-se verificado que, para eventos de precipitação com fortes intensidades, o caudal medido chegava a atingir valores de cerca de 24 vezes o caudal médio de tempo seco. Por este motivo, foram efectuadas simulações para cenários correspondentes a factores de carga, aplicados ao caudal médio de tempo seco, de 1, 2, 5, 10, 20, 24 e 40. A avaliação do desempenho técnico no domínio hidráulico foi aplicada quer à escala da bacia quer do colectador.

O modelo da bacia total da Quinta do Borel, para o estudo do impacto da degradação estrutural dos colectores no desempenho, foi feito separadamente para o sistema doméstico e pluvial. O modelo do sistema doméstico é constituído por 46 nós e 45 troços, e o do sistema pluvial por 83

nós e 82 troços. Os cenários de simulação para o sistema separativo doméstico correspondem a factores de carga de 1, 2, 5, 10, 15, 20 e 25 aplicados ao caudal médio de tempo seco. No que respeita aos cenários para o sistema pluvial foram considerados os três eventos de precipitação apresentados no Quadro 5.6, e as precipitações de projecto de 2, 5, 10, 20 e 50 anos. Como resultado do estudo experimental efectuado na Quinta do Borel, e tendo em conta os problemas de inundações efectivamente verificados no sistema, os SMAS de Oeiras e Amadora realizaram uma intervenção de beneficiação no sistema pluvial, correspondente à desconexão da área de cerca de 4,4 ha que contribuía para o sistema pluvial (Figura 5.4). Foi, ainda, simulada esta intervenção de melhoria do sistema pluvial que se descreve, assim como os modelos, na parte A6.2 do Anexo 6.

5.4. SISTEMA UNITÁRIO DE LISBOA

5.4.1. Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara

5.4.1.1. Descrição geral da bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara

Nesta bacia da cidade de Lisboa, o sistema de drenagem é unitário, encontra-se localizado numa zona baixa, está sujeito à influência da maré e inclui zonas onde ocorrem inundações frequentes. Este sistema é constituído por colectores com diversas formas da secção transversal (circular, oval, rectangular). O colector de saída do sistema é oval com dimensões de 1,80 m x 2,60 m e está localizado na Av. da Índia. Este colector é percorrido, no seu interior e ao longo de cerca de 650 m, pelo interceptor do sistema Algés-Alcântara, circular, de diâmetro 0,70 m. O mesmo colector apresenta três ligações ao Caneiro de Alcântara e uma saída para o rio estando, por isso, sujeito à influência de maré, quer através da saída directa para o rio, quer através das ligações ao Caneiro. O sistema tem três válvulas de maré e encontra-se bastante assoreado em alguns pontos, chegando a altura de sedimentos a atingir cerca de 50% da altura dos colectores. Num dos troços de ligação ao Caneiro de Alcântara existe uma caixa de visita obstruída por uma parede de betão, reduzindo a área útil de escoamento, o que constitui uma limitação adicional ao funcionamento do sistema. O comprimento total de colectores é de cerca de 8200 m e, em alguns troços, verifica-se uma inclinação nula ou mesmo ligeira contra inclinação, variando entre -0,9 % e 8,7 %. O sistema drena três sub-bacias, sendo a área total de cerca de 100 ha, praticamente impermeabilizadas na sua totalidade. A planta do sistema apresenta-se na Figura 5.6

Esta bacia foi seleccionada para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico de um sistema unitário, com influência de maré e com problemas de assoreamento nos colectores e inundações frequentes.

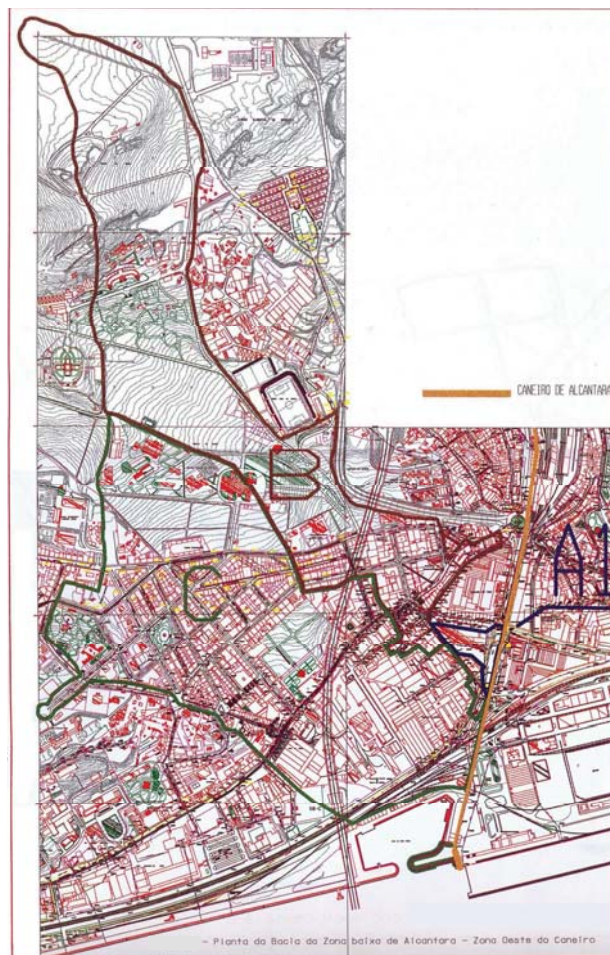


Figura 5.6 – Planta da bacia de drenagem urbana da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara (Cardoso e Matos, 1999b)

5.4.1.2. Modelação matemática do sistema da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara

Os resultados de simulação do sistema de drenagem urbana da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara foram obtidos através do modelo matemático Hydroworks (IHS, 1994), tendo sido disponibilizados pela Câmara Municipal de Lisboa (CML) para aplicação na presente dissertação. A informação utilizada na construção do modelo do sistema teve por base o cadastro em carta e o cadastro digitalizado fornecido pela CML, inspecções exaustivas e detalhadas do sistema e levantamentos topográficos. O modelo é constituído por 120 nós, 141 colectores, 1 saída para o rio, 3 ligações ao Caneiro, 3 válvulas de maré e um orifício (Cardoso e Matos, 1999b). Uma descrição detalhada do modelo é feita na parte A7.1 do Anexo 7. O

o sistema foi simulado para cenários correspondentes a precipitações de projecto de 2, 5, 10 e 50 anos, conjugados com a influência de maré, em preia-mar.

5.4.2. Bacia do Terreiro do Paço

5.4.2.1. Descrição geral da bacia do Terreiro do Paço

O sistema unitário do Terreiro do Paço localiza-se numa zona baixa de uma área urbana da cidade de Lisboa, e está sujeito a efeitos de maré e inundações frequentes. O sistema drena uma bacia de cerca de 630 ha, 80% dos quais são impermeáveis, e é constituído por colectores de diferentes formas da secção transversal (circular, rectangular, oval e U invertido), com dimensões entre 700 mm (circular) a 2500 mm × 3000 mm (oval). O sistema tem três descarregadores de tempestade e as áreas a jusante, junto ao estuário do Tejo, são praticamente planas, estando a saída do sistema sujeita aos níveis de maré. A planta do sistema apresenta-se na Figura 5.7.

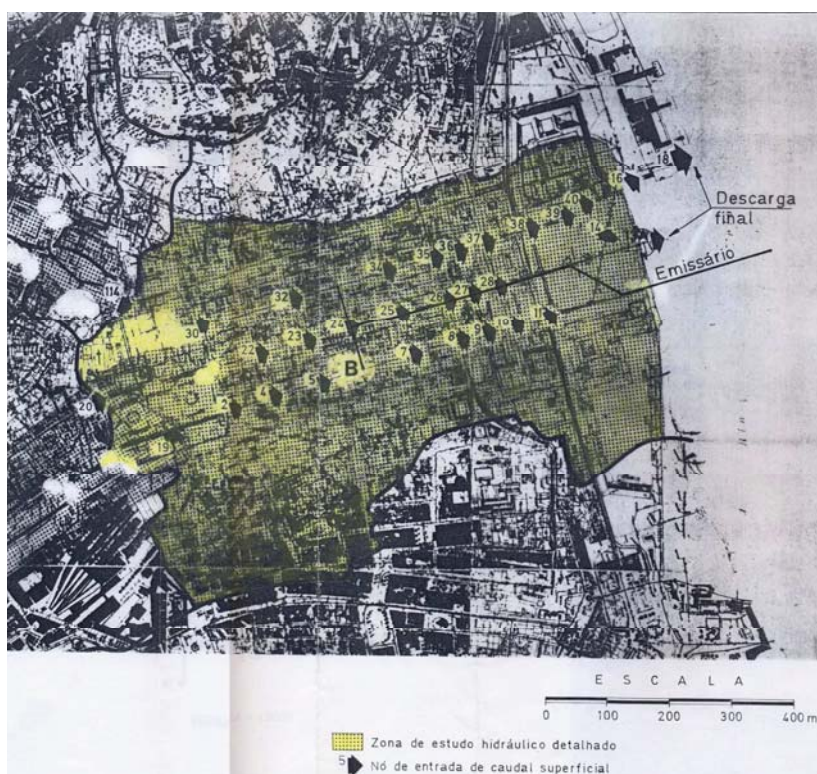


Figura 5.7 – Planta da bacia de drenagem do Terreiro do Paço (adaptada de David, 1992)

Os aspectos mais críticos do funcionamento do sistema prendem-se, fundamentalmente, com a existência de colectores com insuficiente capacidade hidráulica, que é excedida pelo escoamento de montante, com a consequente subida de nível e eventual entrada em carga e

propagação de regolfo (regime lento) para montante; colectores com capacidade hidráulica suficiente em que, não sendo excedida a capacidade de vazão pelo escoamento de montante, a subida de nível e eventual entrada em carga ocorrem por restrições à propagação do escoamento para jusante (David, 1992).

5.4.2.2. Modelação matemática do sistema do Terreiro do Paço

O modelo matemático do sistema foi construído e estudado por David (1992), utilizando o programa de simulação DHI Mouse[®], tem 45 nós e 52 troços, e é descrito em detalhe na parte A7.2 do Anexo 7. Os resultados deste modelo foram disponibilizados pela Câmara Municipal de Lisboa (CML) para aplicação na presente dissertação. Neste modelo foram simulados hidraulicamente 12 cenários, correspondendo a precipitações de projecto com períodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 50 e 100 anos, com e sem influência de maré. Foram também realizadas simulações de opções alternativas de melhoria do sistema, no que respeita às inundações, para precipitações de projecto com períodos de retorno de 2, 5, 10, 20 e 50 anos (David, 1992).

Esta bacia foi seleccionada para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico de um sistema unitário, com descarregadores de tempestade, com influência de maré e problemas de inundações frequentes. Adicionalmente, com este caso de estudo pretende evidenciar-se a vantagem da metodologia na comparação do desempenho actual do sistema com uma solução de beneficiação, descrita na parte A7.2 do Anexo 7.

5.5. SISTEMA DE DRENAGEM DE INNSBRUCK – ÁUSTRIA

O sistema de drenagem unitário considerado para a avaliação do desempenho ambiental provocado por descargas situa-se em Innsbruck, na Áustria, e é apresentado e descrito em Rauch *et al.* (1999). Este sistema é constituído por três bacias de drenagem, com uma área impermeável de 756 ha, serve 145 000 habitantes, tem cerca de 57 km de colectores e 33 estruturas de descarga de tempestade, das quais apenas 4 têm um impacto dominante no meio receptor. O sistema apresenta-se esquematicamente na Figura 5.8.

A informação disponível é a constante na referida literatura e corresponde às características gerais do sistema e das respectivas descargas, nomeadamente o volume, a frequência e a carga dos nutrientes N_{tot} e P_{tot} , obtidas através dos resultados, para um período de 15 anos (1977-1991), de um modelo matemático calibrado do sistema.

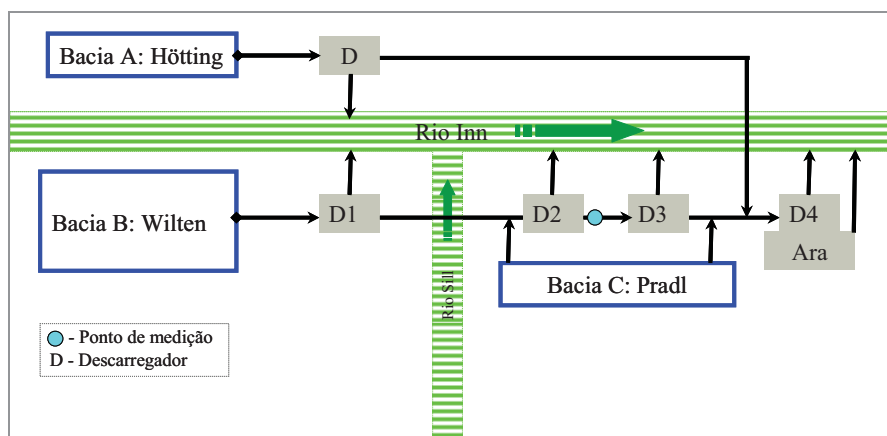


Figura 5.8 – Esquema do sistema de drenagem de Innsbruck (Rauch *et al.*, 1999)

O sistema apresenta diversos problemas de capacidade hidráulica, provocando a ocorrência de inundações, e os descarregadores de tempestade apresentam um comportamento insatisfatório causando impactos no meio receptor, o rio Inn (Rauch *et al.*, 1999). No Anexo 8 apresentam-se com maior detalhe os dados relativos a este sistema.

5.6. SISTEMAS DE DRENAGEM DE YZERON E ECULLY – FRANÇA

5.6.1. Bacia de Yzeron

5.6.1.1. Descrição geral da bacia de Yzeron

A bacia de Yzeron localiza-se a Oeste de Lyon, em França, junto a cursos de água, e drena uma área total de cerca de 15 000 ha. Esta bacia, representada esquematicamente na Figura 5.9, tem tido uma urbanização e impermeabilização crescentes desde os anos 20. O sistema de drenagem urbana é unitário, servindo uma população de cerca de 430 000 habitantes. Os colectores do sistema, representados esquematicamente na Figura 5.10, são em betão liso, têm um comprimento total de 294 km, e apresentam secções transversais de diferentes formas e dimensões, variando entre secção circular de 200 mm e a secção oval com 2 000 mm de altura (De Bénédittis, 2004). O sistema tem 7151 colectores e 7255 câmaras de visita. Em 1992, um estudo de diagnóstico do sistema revelou a existência de elevadas taxas de infiltração no sistema, associadas à degradação da condição estrutural dos colectores. Os dados da bacia de Yzeron e respectivas sub-bacias encontram-se descritos em detalhe no Anexo 8.

Este caso de estudo foi seleccionado com o objectivo de aplicar a metodologia proposta na presente dissertação à avaliação do desempenho hidráulico, à escala de bacia, relativo à

infiltração no sistema. Neste caso pretende mostrar-se a vantagem de utilizar os indicadores de desempenho para a avaliação e a comparação do desempenho entre diferentes sistemas.

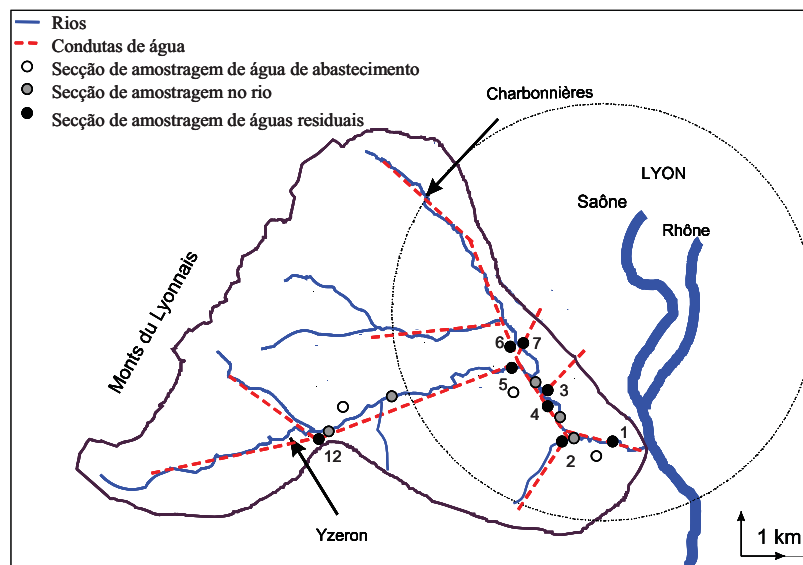


Figura 5.9 – Esquema da bacia de Yzeron (traduzido de De Bénéditis, 2004)

5.6.1.2. Descrição dos dados de medição utilizados

Na bacia de Yzeron foram realizadas medições de caudal em treze pontos ao longo de toda a bacia, como se apresenta na Figura 5.10. A cada ponto de medição foi associada a respectiva sub-bacia de drenagem conforme se ilustra na Figura 5.11. Os caudais de infiltração nos colectores foram medidos utilizando o método dos isótopos de oxigénio (Kracht e Gujer, 2005), desenvolvido no projecto APUSS, já apresentado em 3.4.4.4.

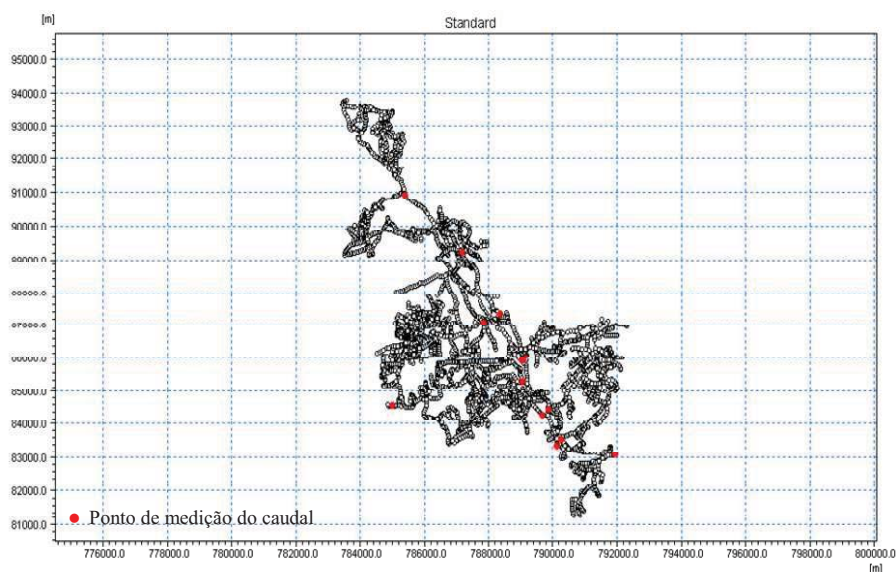


Figura 5.10 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Yzeron e pontos de medição

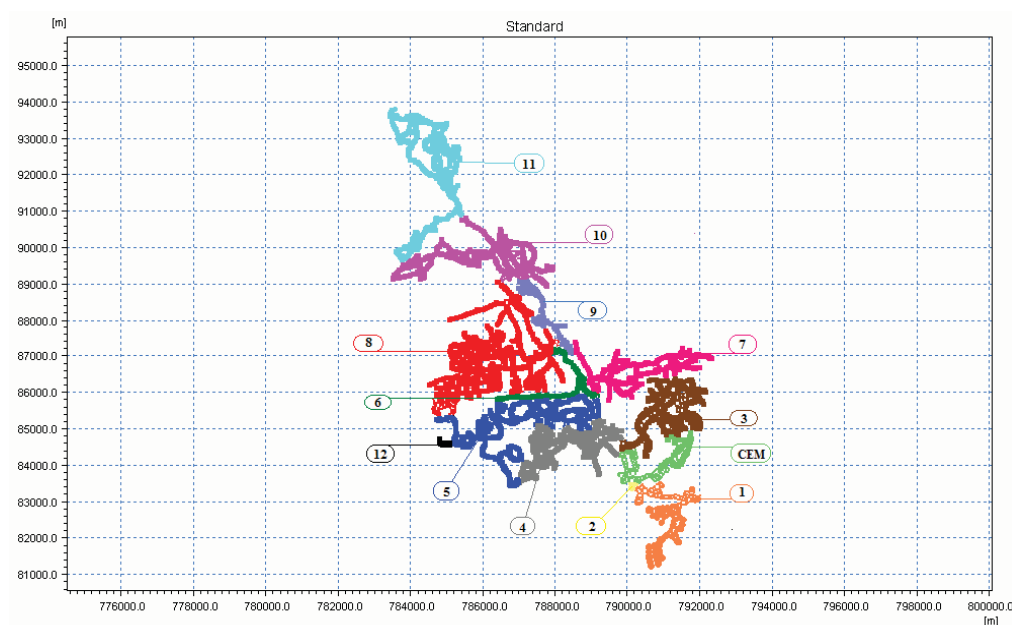


Figura 5.11 – Esquema ilustrativo das sub-bacias da bacia de Yzeron

Foi realizada uma campanha de medição de infiltração, na bacia de Yzeron, em oito locais distintos, representados na Figura 5.9, Figura 5.10 e Figura 5.11, em Dezembro de 2002. Para cada um dos oito locais, foram determinados os caudais médios de infiltração nocturnos e diurnos que se apresentam no Quadro 5.7.

Quadro 5.7 – Resultados das medições de infiltração na bacia de Yzeron, em Dezembro de 2002

Método Isotópico ($\delta^{18}\text{O}$)			
Ponto	Período (*)	Q_{mts} (m^3/h)	Q_{inf} (m^3/h)
1	N	2012	1728
1	D	2351	1756
2	N	199	202
2	D	239	238
3	N	67	30
3	D	117	28
4	N	964	756
4	D	1386	1035
5	N	231	203
5	D	268	239
6	N	631	534
6	D	658	470
7	N	112	67
7	D	197	64
12	N	249	201
12	D	249	229

(*) N – Nocturno; D – Diurno

Esta bacia foi seleccionada para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico, no que diz respeito ao impacto da

infiltração no desempenho do sistema, à escala da bacia, considerando um sistema unitário, de grandes dimensões, degradado estruturalmente e localizado junto a cursos de água. Adicionalmente, com este caso de estudo pretende evidenciar-se a vantagem da metodologia na comparação do desempenho com outros sistemas.

5.6.2. Bacia de Ecully

5.6.2.1. Descrição geral da bacia de Ecully

A bacia de Ecully situa-se no Sudoeste de França, drena uma área total de cerca de 255 ha e serve uma população de 7 670 habitantes. Esta bacia tem uma ocupação maioritariamente residencial e a percentagem de impermeabilização é de cerca de 46%. O sistema de drenagem urbana é unitário, sendo os colectores do sistema, representados esquematicamente na Figura 5.12, de betão liso com um comprimento total de cerca de 15 km e apresentam secções transversais de diferentes formas e dimensões, variando entre secção circular de 200 mm e a secção oval com 1 800 mm de altura (De Bénédittis, 2004). O sistema tem cerca de 417 colectores e 414 câmaras de visita. Os dados da bacia de Ecully encontram-se descritos em detalhe no Anexo 8.

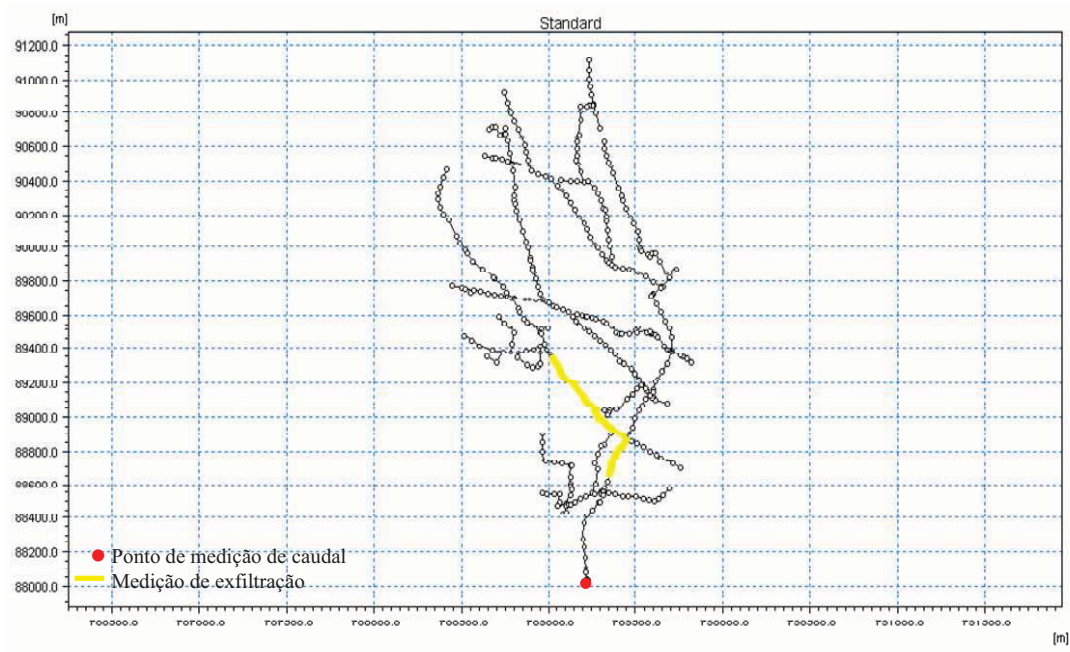


Figura 5.12 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Ecully e pontos de medição

5.6.2.2. Descrição dos dados de medição utilizados

Na bacia de Ecully foram realizadas medições de caudal num único ponto, a secção de jusante do sistema, assinalada na Figura 5.12, e os valores de exfiltração foram medidos nos colectores também assinalados na mesma figura. Os caudais de infiltração e de exfiltração nos colectores foram medidos utilizando, respectivamente, o método dos isótopos de oxigénio (Kracht e Gujer, 2005) e o método QUEST baseado no balanço de massa de NaCl (Rieckermann e Gujer, 2002), ambos desenvolvidos no projecto APUSS (De Bénédittis, 2004), já apresentados em 3.4.4.4 e 3.4.4.7.

No que respeita ao método do isótopo de oxigénio, foram realizadas cinco campanhas de medição na secção de jusante da bacia de Ecully, fornecendo valores globais de infiltração para todo o sistema, entre Dezembro de 2003 e Junho de 2004. Foram observada variações sazonais dos valores de infiltração, conforme se pode ver no Quadro 5.8.

Os valores de exfiltração foram determinados em seis campanhas de medição num trecho de 838 m, entre Julho de 2003 e Julho de 2004, sendo os valores apresentados no Quadro 5.8.

Quadro 5.8 – Resultados das medições de infiltração e de exfiltração na bacia de Ecully, entre Julho de 2003 e Julho de 2004

Infiltração - Método Isotópico ($\delta^{18}\text{O}$)	
Data da campanha de medições	Q_{inf} (m ³ /h)
17/12/2003	41,75
27/04/2004	41,74
28/04/2004	38,08
17/05/2004	35,23
04/06/2004	23,80

Exfiltração - Método NaCl	
Data da campanha de medições	Q_{exf} (m ³ /h)
25/07/2003	10,85
31/10/2003	6,61
28/11/2003	2,51
25/06/2004	15,89
9/07/2004	11,29
22/07/2004	15,06

Esta bacia foi seleccionada para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico, no que diz respeito à infiltração e à exfiltração, à escala da bacia e elementar, respectivamente, utilizando um sistema unitário, de

dimensão média. Adicionalmente, com este caso de estudo pretende evidenciar-se a vantagem da metodologia na comparação do desempenho com outros sistemas.

5.7. SISTEMA DE DRENAGEM DE TORRACCIA – ITÁLIA

5.7.1. Descrição geral da bacia de Torraccia

A bacia de Torraccia localiza-se, em Roma, Itália e drena uma área de 85 ha, dos quais cerca de 55 ha têm uma ocupação residencial e 30 ha têm uma ocupação rural. O sistema de drenagem é unitário, representando-se esquematicamente na Figura 5.13. Os colectores que constituem esta bacia têm um comprimento total de cerca de 9 km, uma idade de aproximadamente 14 anos, o seu material constituinte é o betão e a secção transversal dos colectores é oval com diferentes dimensões (1×1,2 m, 1,5×1,8 m e 1,5×2,1 m). O sistema tem cerca de 392 colectores e 398 câmaras de visita. Os dados da bacia de Torraccia encontram-se descritos em detalhe no Anexo 8.

O solo da bacia é de origem calcária, apresentando um nível freático que varia entre 15 m a 20 m de profundidade, estando os colectores assentes a uma profundidade entre 4 m a 9 m abaixo do nível do solo. A bacia de drenagem de Torraccia é considerada uma bacia representativa de uma área urbana de Roma.



Figura 5.13 – Esquema do sistema de drenagem da bacia de Torraccia e pontos de medição

5.7.2. Descrição dos dados de medição utilizados

Os valores de caudal de infiltração foram obtidos num único ponto de medição que se localiza na secção de jusante da bacia, assinalado na Figura 5.13, utilizando o método dos isótopos de oxigénio (Kracht e Gujer, 2005), desenvolvido no projecto APUSS (De Bénédittis, 2004), já apresentado em 3.4.4.4, numa campanha com a duração de um dia. A razão entre o caudal de infiltração e o caudal médio de tempo seco foi de $0,14 \pm 0,01$ e o caudal de infiltração medido de $3,22 \pm 0,23$ l/s. Os valores de infiltração obtidos foram reduzidos, confirmando o previsto, uma vez que o nível freático se encontrava abaixo da cota de soleira dos colectores, durante a campanha.

Os valores do caudal de exfiltração foram medidos nos colectores assinalados como Trecho 1 e Trecho 2, na Figura 5.13, utilizando os métodos QUEST (Rieckermann e Gujer, 2002) e QUEST-C (Rieckermann *et al.*, 2005), ambos desenvolvidos no projecto APUSS (De Bénédittis, 2004), já apresentados em 3.4.4.7. Os valores da exfiltração média medida para os dois trechos apresentam-se no Quadro 5.9. Os valores de exfiltração obtidos foram reduzidos, confirmando o previsto, uma vez que o material de enchimento era betão e a condição estrutural dos colectores era boa. A razão de exfiltração é o quociente entre o caudal de exfiltração e o caudal médio de tempo seco.

Quadro 5.9 – Valores da exfiltração média em Torraccia medidos através do método QUEST-C

Exfiltração	Trecho 1	Trecho 2
Razão de exfiltração (-)	8,69	1,73
Caudal de exfiltração (l/s)	2,45	0,35

Esta bacia foi seleccionada para efectuar a aplicação da metodologia proposta na presente dissertação para a avaliação do desempenho técnico, no que diz respeito à infiltração e à exfiltração, à escala da bacia e elementar, respectivamente, utilizando um sistema unitário, de pequena dimensão. Adicionalmente, com este caso de estudo pretende evidenciar-se a vantagem da metodologia na comparação do desempenho com outros sistemas com diferentes características.

5.8. SÍNTESE

Os diversos casos de estudo descritos no presente capítulo têm como objectivo testar e validar a proposta do sistema para a avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana,

descrito em detalhe no Capítulo 4. Os casos de estudo seleccionados correspondem a sistemas de drenagem com características e aplicações distintas que se sintetizam no Quadro 5.10.

Quadro 5.10 – Síntese dos casos de estudo

Sistema de drenagem urbana	Tipo	Avaliação do desempenho hidráulico	Avaliação do desempenho ambiental	Escala de avaliação
Sistema da SANEST				
Bacia da Laje	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza e infiltração	-	Elementar e global
Bacia do Jamor	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza e infiltração	-	Elementar e global
Bacia de Barcarena	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza e infiltração	-	Elementar e global
Bacia de Caparide	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza e infiltração	-	Elementar e global
Interceptor	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza e infiltração	Septicidade	Elementar e global
Bacia da Quinta do Borel – Amadora	Separativo	Capacidade hidráulica, capacidade de auto-limpeza, infiltração e aflúências indevidas	-	Elementar e global
Sistema Lisboa				
Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara	Unitário sem descargas	Capacidade hidráulica e capacidade de auto-limpeza	-	Elementar
Bacia do Terreiro do Paço	Unitário com descargas	Capacidade hidráulica e capacidade de auto-limpeza	-	Elementar
Sistema de Innsbruck	Unitário	-	Volume de descarga, frequência de descarga, N_{tot} e P_{tot}	Elementar e Global
Bacia de Yzeron	Unitário	Infiltração	-	Global
Bacia de Ecully	Unitário	Infiltração	Exfiltração	Elementar e Global
Bacia de Torraccia	Unitário	Infiltração	Exfiltração	Elementar e Global

6. APLICAÇÃO DO SISTEMA DE AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AOS CASOS DE ESTUDO

6.1. INTRODUÇÃO

O objectivo do presente capítulo é apresentar a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana, proposta no Capítulo 4, aos casos de estudo descritos no Capítulo 5, com a finalidade de fazer o respectivo teste e validação. Os casos de estudo seleccionados correspondem a sistemas de drenagem com características e aplicações distintas, como foi referido anteriormente. A selecção dos vários casos de estudo teve por base a opção por sistemas reais onde existisse informação disponível quer de modelação, quer de monitorização dos sistemas. Esta condição resultou da necessidade de aferir se os resultados obtidos através da metodologia de avaliação do desempenho traduzem de forma objectiva e real os aspectos observados concretamente nos sistemas, de forma a validar a referida metodologia.

Os casos de estudo utilizados são sistemas separativos e unitários. Os primeiros são o Sistema de Saneamento da Costa do Estoril (SANEST) e o sistema de drenagem da bacia da Quinta do Borel, na Amadora. Os segundos são dois subsistemas de drenagem de Lisboa (a bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara e a bacia do Terreiro do Paço); o sistema de drenagem de Innsbruck, na Áustria; os sistemas de drenagem de Yzeron e de Ecully, em França e o sistema de drenagem de Torraccia, em Itália.

A aplicação da metodologia aos casos de estudo pretendeu incluir os seguintes aspectos: os dois domínios de avaliação considerados – o domínio *hidráulico* e o domínio *ambiental*; as propriedades do sistema definidas, nomeadamente a capacidade hidráulica, a capacidade de transporte de sedimentos ou condição de auto-limpeza, a infiltração, as ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica, as descargas para o meio receptor, a septicidade e a exfiltração; e, ainda, os dois níveis de avaliação, ou seja, a avaliação à escala elementar e global.

Na apresentação do primeiro caso de estudo explica-se com detalhe como é efectuada a interpretação dos gráficos de sistema e de evento. Para os restantes casos de estudo, a interpretação é apresentada de forma mais sucinta, com o objectivo de exemplificar a vantagem da sua utilização, tendo em conta toda a informação que estes gráficos permitem condensar sobre o desempenho dos sistemas.

6.2. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS SISTEMAS SEPARATIVOS

6.2.1. Sistema de Saneamento da Costa do Estoril – SANEST

6.2.1.1. Nota inicial

A utilização do sistema de drenagem da SANEST tem o objectivo de testar a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico a sistemas de drenagem urbana separativos domésticos, no que respeita à capacidade hidráulica, à condição de auto-limpeza, à infiltração e à septicidade. Para tal recorreu-se aos seguintes indicadores:

- indicadores de desempenho hidráulico IDH_1 e IDH_2 , à escala elementar, utilizando as funções de desempenho correspondentes, respectivamente, à Curva 3 (representada na Figura 4.9) e à Curva 5 (representada na Figura 4.11);
- aos indicadores de desempenho hidráulico IDH_3 e IDH_4 à escala global, utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 6 (representada na Figura 4.12) e Quadro 4.3;
- ao indicador de desempenho ambiental $IDAQ_{10}$, quer para escoamento em superfície livre quer em condutas sob pressão, à escala elementar, utilizando as funções de desempenho correspondentes à Curva 10 (representada na Figura 4.16) e Curva 11 (representada na Figura 4.17), respectivamente.

As funções de generalização para cada indicador utilizado são as propostas no Capítulo 4, considerando o coeficiente k unitário. Na avaliação utilizaram-se os dados provenientes de modelação matemática e de monitorização, descritos no Capítulo 5 e no Anexo 5.

A interpretação dos gráficos e das tabelas de desempenho hidráulico de sistema deve ser feita com base no Quadro 4.6, e Curva 3 (Figura 4.9) para a altura de escoamento, Curva 5 (Figura 4.11) para a velocidade do escoamento, e Quadro 4.3 para a infiltração. A interpretação dos gráficos e das tabelas de desempenho ambiental de sistema deve ser feita com base no Quadro 4.11 e, Curva 10 (Figura 4.16) para a septicidade em condições de escoamento em superfície livre, e no Curva 11 (Figura 4.17) para a septicidade em condições de escoamento sob pressão. No entanto, esta interpretação torna-se mais clara quando complementada com os gráfico de evento que com eles estão relacionados, nos casos aplicáveis.

Pretende-se, neste caso de estudo, demonstrar ainda que, em sistemas de drenagem de grandes dimensões, a metodologia proposta permite, de uma forma sistemática e normalizada avaliar vários subsistemas e comparar o desempenho entre eles.

6.2.1.2. Bacia da Laje

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH₁, IDH₂, IDH₃ e IDH₄. A Figura 6.1 e a Figura 6.2 representam os gráficos de sistema, para o emissário da Laje, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os cinco cenários de factor de carga considerados, descritos no Capítulo 5. O eixo dos *X* representa a gama dos factores de carga de 1 a 5, aplicados ao caudal médio de tempo seco. Para cada factor de carga, foi efectuada uma simulação completa de 24 horas, com caudal constante, correspondente ao produto do caudal médio de tempo seco pelo factor de carga, como descrito no Capítulo 5 e na secção A5.1 do Anexo 5.

A título explicativo descrevem-se, seguidamente, os passos para o cálculo dos gráficos de desempenho dos casos de estudo. Com base nos resultados de cada simulação, ou seja, para cada factor de carga, foi calculado o desempenho de cada elemento (colector), transformando o valor do indicador obtido em cada elemento (neste caso a altura – IDH₁ e a velocidade do escoamento – IDH₂) em valores de desempenho, utilizando as funções de desempenho respectivas (Curva 3 e Curva 5).

Seguidamente, determinou-se o peso de cada elemento, de acordo com as respectivas funções de generalização (definidas em 4.4.2.1 e 4.4.2.2). Posteriormente, calculou-se a média pesada do desempenho do sistema através do somatório, para todos os colectores, do produto do desempenho pelo respectivo peso.

Finalmente, ordenando os valores de desempenho por ordem decrescente e calculando, assim, os pesos acumulados, determinaram-se os percentis (0%, 25%, 50%, 75% e 100%). Estes percentis são determinados a partir do conjunto de valores calculados pela simulação, para toda a rede de drenagem e para um determinado cenário.

Passando à representação dos gráficos de evento, a Figura 6.3 e a Figura 6.4 apresentam os gráficos de evento, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para o emissário da Laje, durante o evento de precipitação ocorrido em 15 de Dezembro de 1998, cujo hietograma se apresenta na secção A5.1 do Anexo A5. A Figura 6.5 e a Figura 6.6 apresentam os gráficos de evento, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para o mesmo emissário, durante três dias de tempo seco de 4 a 6 de Fevereiro de 1999. Para o cálculo dos gráficos de evento foram seguidos os mesmos passos, acima descritos, efectuando os cálculos para cada instante de tempo de simulação.

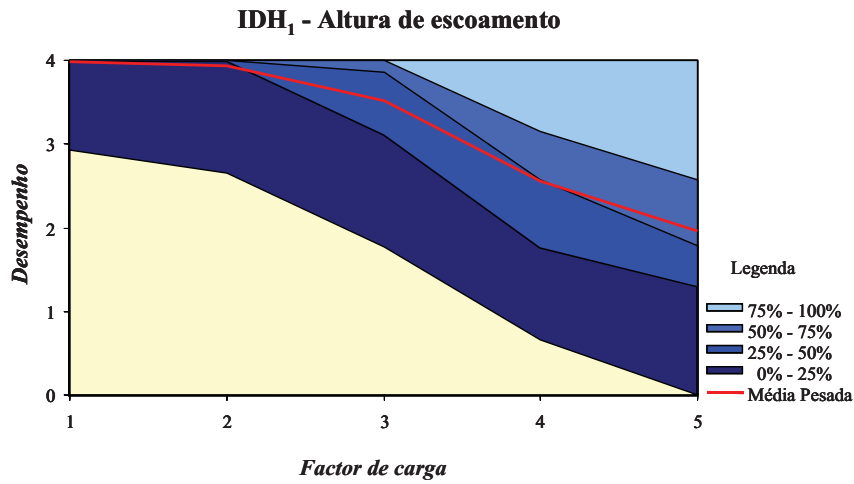


Figura 6.1 – Gráfico de sistema do emissário da Laje em termos de altura de escoamento

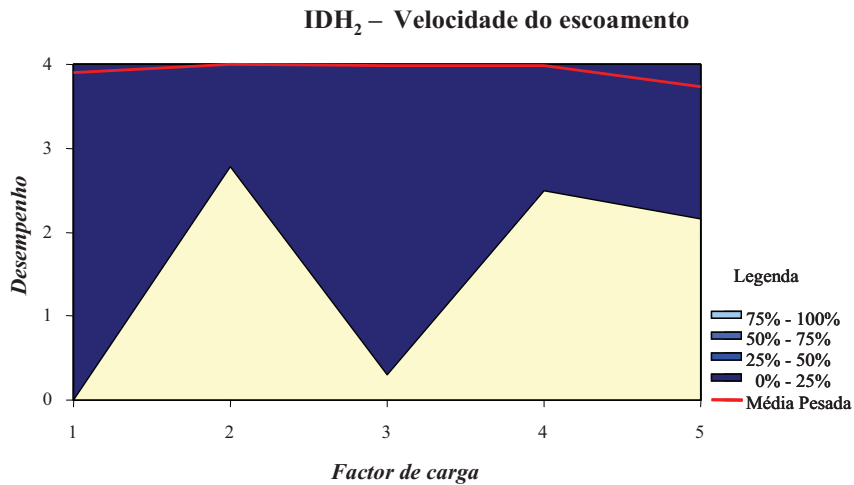


Figura 6.2 – Gráfico de sistema do emissário da Laje em termos de velocidade do escoamento

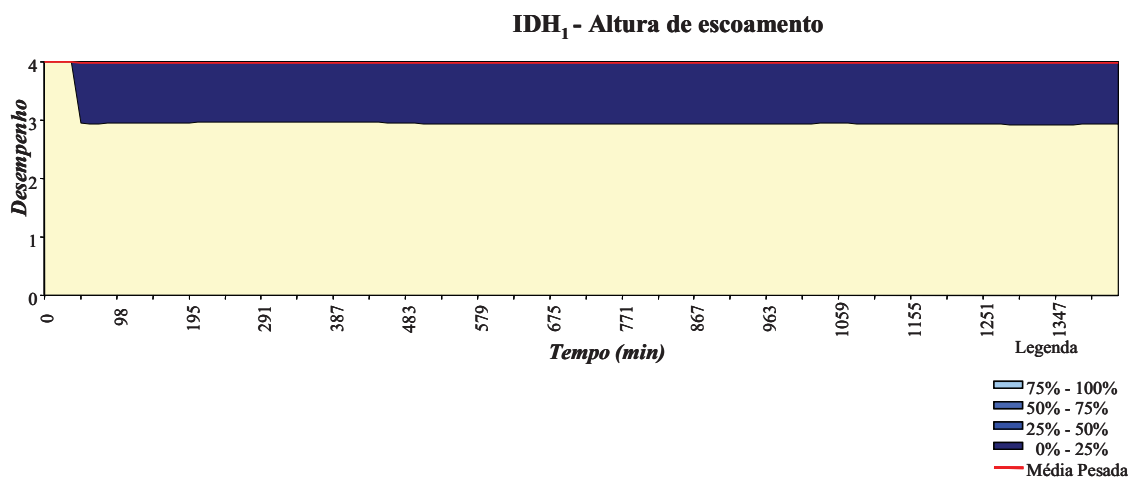


Figura 6.3 – Gráfico de evento de precipitação (15/12/1998) do emissário da Laje em termos de altura de escoamento

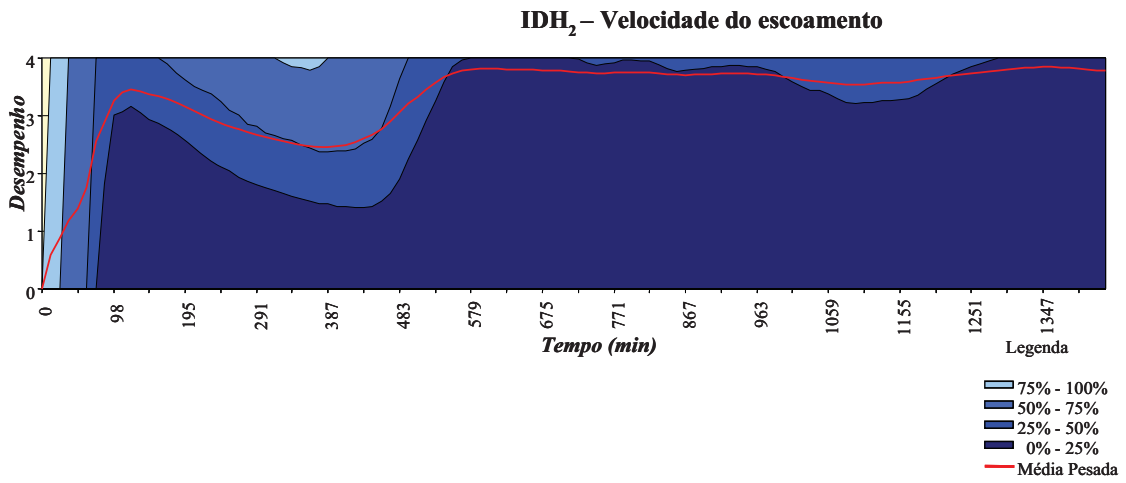


Figura 6.4 – Gráfico de evento de precipitação (15/12/98) do emissário da Laje em termos de velocidade de escoamento

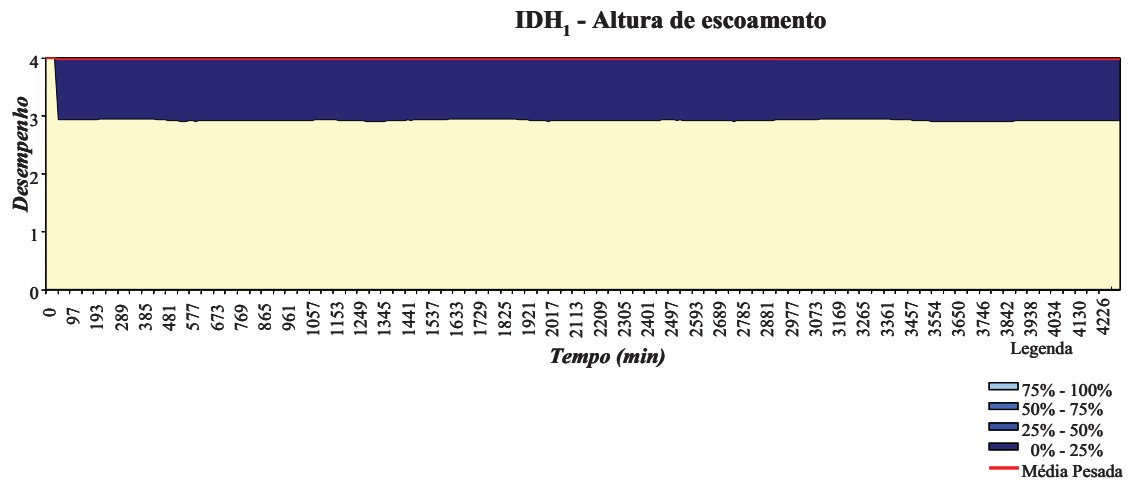


Figura 6.5 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário da Laje em termos de altura de escoamento

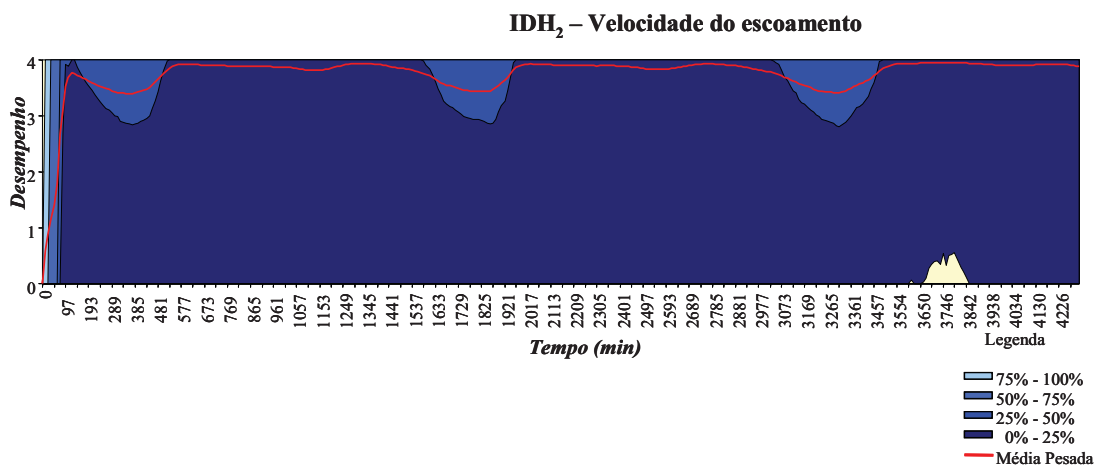


Figura 6.6 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário da Laje em termos de velocidade de escoamento

O desempenho relativo à infiltração do emissário da Laje, cuja informação se descreve no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5, apresenta-se no Quadro 6.1.

Quadro 6.1 – Desempenho relativo à infiltração do emissário da Laje

Bacia	Medidor	Q_{inf} (10^{-3} m ³ /s)	IDH ₃		IDH ₄	
			Q_{inf}/Q_{sc} (%)	Desempenho	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	Desempenho
Laje	Q ₇	69	7,21	2,74	33,82	2,98
	Q ₃₁	5	-	-	55,56	1,35

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Analisando o gráfico de sistema da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.1, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o desempenho apresenta em média um comportamento expectável, evidenciando um patamar que se considera ótimo (4) até um factor de carga de 2 e decrescendo para factores de carga superiores.

Em média, o sistema entra em carga (desempenho inferior a 2) para um factor de carga de 5, embora se verifiquem, no percentil mais baixo, colectores com entrada em carga para factores de carga próximos de 3. Não existem colectores individuais a influenciar significativamente o desempenho global do sistema, pois observa-se que a curva do desempenho médio está próxima da mediana (percentil 50%).

No entanto, observando a posição da média e da mediana, pode dizer-se que, até um factor de carga de 4, os valores de desempenho mais baixos são devidos a problemas que afectam um reduzido número de colectores importantes (com maior peso), uma vez que a curva da média pesada se encontra abaixo do percentil 50%. Para factores de carga superiores a 4, os valores mais baixos do desempenho devem-se a problemas generalizados no sistema, uma vez que a curva da média pesada se encontra acima do percentil 50%.

O percentil 25% é o que apresenta a banda mais larga, significando que um número reduzido de colectores causa problemas – uma intervenção localizada nesses colectores melhoraria, de forma significativa, o desempenho global do sistema. As duas bandas intermédias, que em conjunto representam 50% do sistema, são estreitas e próximas da média, indiciando que 50% do sistema tem um comportamento homogéneo.

O evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a altura de escoamento se apresenta na Figura 6.5, baseia-se num hidrograma cujo caudal médio corresponde ao factor de carga 1 da Figura 6.1 e da Figura 6.2. No entanto, este hidrograma, apresentado na secção A5.1 do Anexo 5, apresenta variações de caudal ao longo do dia que não se reflectem em variações

em termos de desempenho da altura de escoamento. Da mesma forma, o gráfico de evento de precipitação avaliado, para a altura de escoamento, que se apresenta na Figura 6.3, tem uma forma semelhante ao de tempo seco, uma vez que corresponde a um factor de carga de 1,1.

Em relação ao gráfico de sistema para a velocidade de escoamento (IDH_2), apresentado na Figura 6.2, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a curva do desempenho médio do sistema apresenta um comportamento expectável. O desempenho médio encontra-se acima de 3,75, próximo do óptimo, para todos os factores de carga, mostrando um desempenho entre o bom e o óptimo.

A curva média e o percentil 25% evidenciam que o desempenho é ascendente na parte inicial do gráfico, para factores de carga entre 1 e 2, o que indica a ocorrência de velocidades abaixo do valor óptimo, que melhoram com o aumento do factor de carga. A parte descendente da curva resulta do facto de alguns colectores apresentarem velocidades acima da máxima, o que piora com o aumento do factor de carga.

As bandas são estreitas, significando que grande parte do sistema apresenta um comportamento homogéneo relativamente à velocidade do escoamento, com excepção da banda do percentil inferior, que mostra um comportamento heterogéneo – diferentes partes do sistema atingem o desempenho óptimo para gamas de factores de carga diferenciados, e apresentam uma dispersão significativa fora dessas gamas. O sistema não indicia apresentar problemas relacionados com a deposição de sedimentos.

Pode observar-se que o evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a velocidade de escoamento se apresenta na Figura 6.6, corresponde efectivamente às condições do factor de carga 1, na Figura 6.2. As variações de caudal ao longo do dia reflectem-se apenas em variações ligeiras de desempenho da velocidade de escoamento, piorando o desempenho para o caso das baixas velocidades.

Já no gráfico de evento de precipitação avaliado, para a velocidade de escoamento, que se apresenta na Figura 6.4, são mais evidentes as variações do desempenho, em especial durante a primeira metade do evento de precipitação, quando os caudais são muito baixos.

Estes resultados permitem concluir que, em tempo seco, o sistema se comporta em geral sem problemas, a menos da heterogeneidade de certas zonas do sistema, no que respeita à velocidade do escoamento. No entanto, em tempo de chuva, caso ocorram afluições indevidas significativas de origem pluvial, o sistema pode apresentar colectores onde, previsivelmente, ocorrerá entrada em carga e mesmo extravasamento, cuja tendência se agravará com a intensidade e a duração dos eventos de precipitação. Uma vez que o valor máximo do factor de

carga simulado corresponde a uma precipitação relativamente frequente, conforme se apresentou em 5.2.3, estima-se que o desempenho para situações de precipitações mais intensas possa piorar significativamente. Nesta situação, a consequência da precipitação depende da sua probabilidade de ocorrência. Por esta razão uma combinação entre o desempenho (visto como consequência) e a frequência da precipitação (probabilidade) podem dar uma indicação do risco da ocorrência de precipitação para o sistema.

Observando a tabela de desempenho da infiltração do emissário da Laje, apresentado no Quadro 6.1, pode dizer-se que esta não tem efeitos significativos na capacidade hidráulica, traduzida por IDH_3 , mantendo-se o desempenho próximo do bom. Relativamente à contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzida por IDH_4 , este emissário tem zonas com desempenhos distintos. No ponto Q_7 o desempenho é bom e no ponto Q_{31} é inaceitável, significando que, neste ponto, contribui para o aumento dos encargos com o tratamento e a bombagem.

6.2.1.3. Bacia do Jamor

Representação dos resultados da avaliação do desempenho para o sistema actual

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH_1 , IDH_2 , IDH_3 e IDH_4 . A Figura 6.7 e a Figura 6.8 apresentam os gráficos de sistema, para o emissário do Jamor, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os cinco cenários de factor de carga simulados, descritos no Capítulo 5. O hidrograma do caudal médio de tempo seco apresenta-se na secção A5.2 do Anexo 5.

Na Figura 6.9 e na Figura 6.10 apresentam-se os gráficos de evento, para o emissário do Jamor, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante um evento de precipitação ocorrido entre 14 e 16 de Abril de 2000, cujo hietograma se apresenta na secção A5.2 do Anexo 5. Na Figura 6.11 e na Figura 6.12 apresentam-se os gráficos de evento, para o mesmo emissário, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante os três dias de tempo seco de 2 a 4 de Agosto de 2000.

Para o cálculo dos gráficos foram seguidos os mesmos passos descritos em 6.2.1.2.

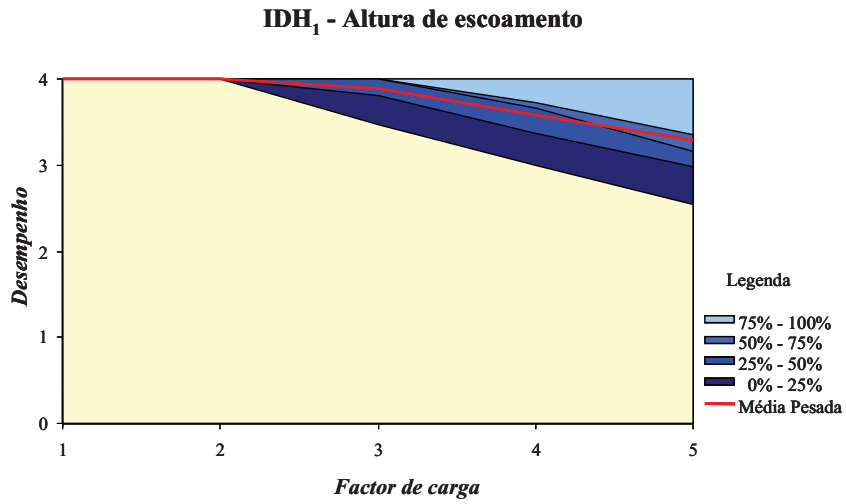


Figura 6.7 – Gráfico de sistema do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento

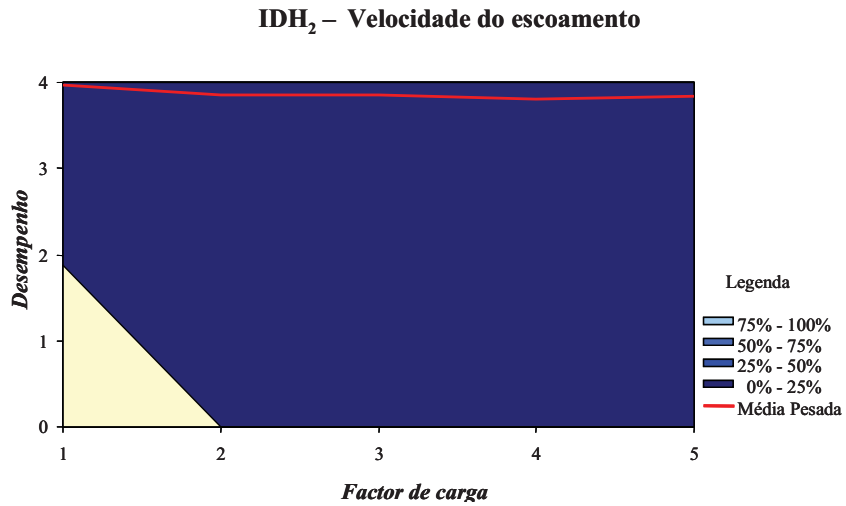


Figura 6.8 – Gráfico de sistema do emissário do Jamor em termos de velocidade do escoamento

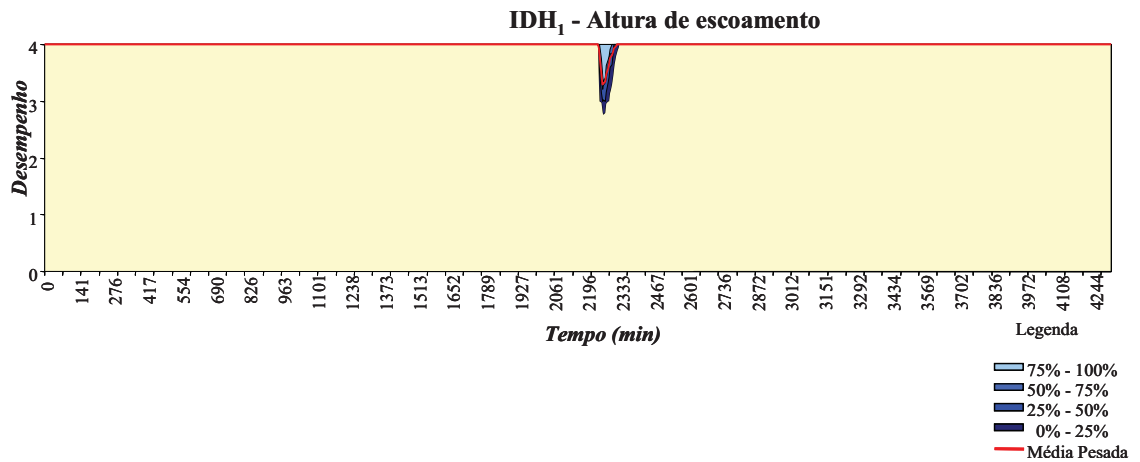


Figura 6.9 – Gráfico de evento de precipitação (14 a 16/04/2000) do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento

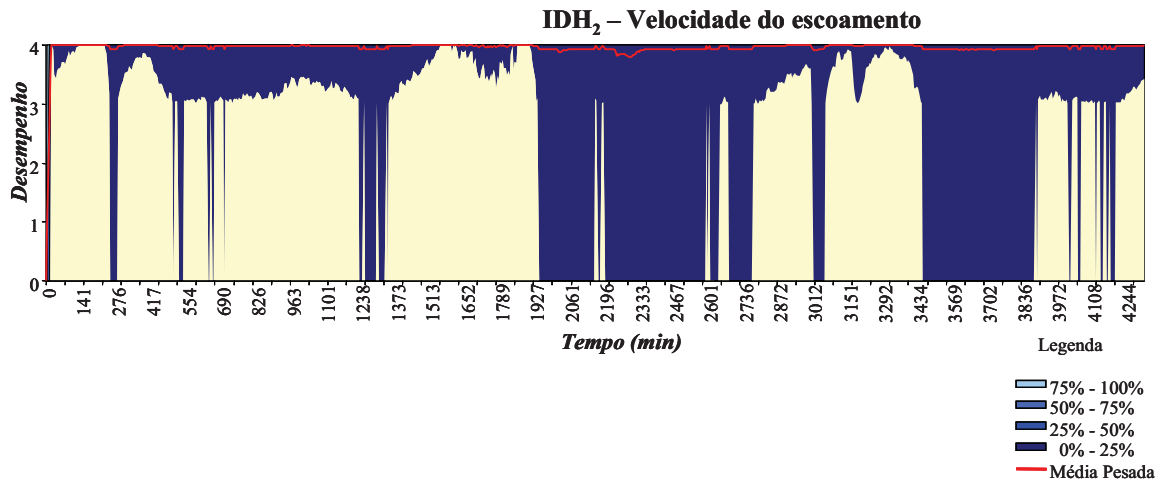


Figura 6.10 – Gráfico de evento de precipitação (14 a 16/04/2000) do emissário do Jamor em termos de velocidade de escoamento

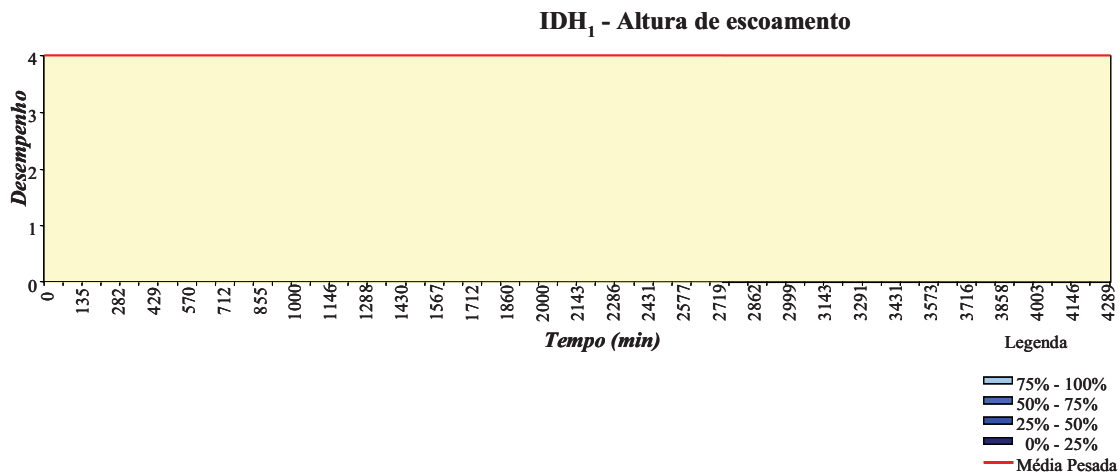


Figura 6.11 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento

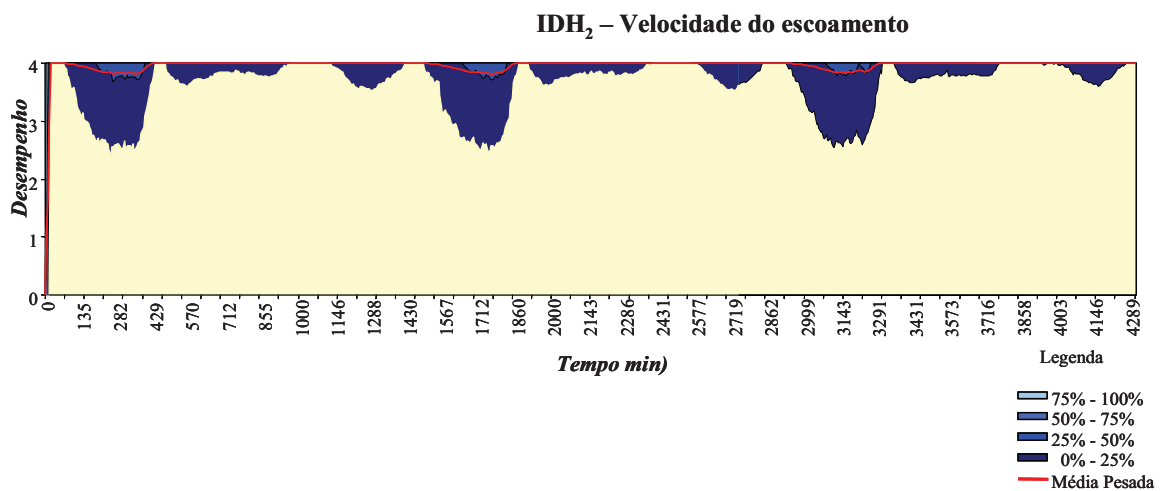


Figura 6.12 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário do Jamor em termos de velocidade de escoamento

O desempenho relativo à infiltração do emissário do Jamor, cuja informação se descreve no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5, apresenta-se no Quadro 6.2.

Quadro 6.2 – Desempenho relativo à infiltração do emissário do Jamor

Bacia	Medidor	Q_{inf} ($10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$)	IDH ₃		IDH ₄	
			Q_{inf}/Q_{sc} (%)	Desempenho	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	Desempenho
Jamor	Q ₁	63	1,91	4,00	32,31	3,07
	Q ₂	70	1,42	4,00	28,57	3,30
	Q ₂₀	1	-	-	12,50	4,00
	Q ₂₁	5	-	-	21,74	3,71

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho para o sistema actual

Analisando o gráfico de sistema da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.7, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o emissário do Jamor está sobredimensionado para o caudal médio de tempo seco. A curva do desempenho médio encontra-se próxima do óptimo (4) até a um factor de carga de 2, e mantém-se acima de 3 (bom desempenho) para factores de carga até 5. As bandas dos percentis são estreitas, indiciando um sistema de comportamento homogéneo com capacidade hidráulica que não é utilizada.

O evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a altura de escoamento se apresenta na Figura 6.11, baseia-se num hidrograma cujo caudal médio corresponde ao factor de carga 1 da Figura 6.7 e da Figura 6.8. No entanto, este hidrograma, apresentado no Anexo A5, apresenta variações de caudal ao longo do dia que não se reflectem em variações em termos de desempenho da altura de escoamento, mantendo-se o desempenho sempre óptimo. Da mesma forma, o gráfico de evento de precipitação avaliado, para a altura de escoamento, que se apresenta na Figura 6.9, corresponde a um factor de carga de 5,8 e apresenta uma forma semelhante ao do evento de tempo seco, com excepção do período junto ao valor de máximo caudal do hidrograma, onde se observa um ligeiro decréscimo do desempenho, sendo o valor médio sempre superior a 3. Este comportamento está de acordo com o apresentado no gráfico de sistema para o factor de carga 5.

Em relação ao gráfico de sistema para a velocidade de escoamento (IDH₂) apresentado na Figura 6.8, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a média do desempenho encontra-se sempre próximo do valor óptimo para todos os factores de carga. É no início da curva média do desempenho que se observa o valor mais elevado, apresentando um ligeiro decréscimo com o factor de carga. No entanto, a banda do percentil mais baixo é muito larga, indicando que existem alguns (provavelmente poucos) colectores com mau desempenho.

Os valores de baixo desempenho podem ser devidos quer a baixas quer a altas velocidades de escoamento (Figura 4.11). Interpretando a curva de desempenho de sistema, conjuntamente com a função de desempenho considerada, pode concluir-se que o problema é, efectivamente, de velocidades elevadas, visto o desempenho piorar, mesmo que ligeiramente, com o factor de carga.

Pode observar-se no evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a velocidade de escoamento se apresenta na Figura 6.12, que as variações de caudal ao longo do dia se reflectem, apenas ligeiramente, em variações de desempenho da velocidade de escoamento, piorando o desempenho para o caso das velocidades mais baixas, mas sempre dentro de valores aceitáveis. O desempenho médio encontra-se sempre próximo do valor óptimo, ao longo de todo o dia, estando de acordo com o observado no gráfico de sistema para o factor de carga 1.

No gráfico de evento de precipitação avaliado, para a velocidade de escoamento, que se apresenta na Figura 6.10, o desempenho médio encontra-se sempre próximo do óptimo ao longo de todo o evento de precipitação, apresentando períodos em que a banda do percentil mais baixo se alarga atingindo o valor nulo. Tal acontece, quando ocorrem os caudais mais elevados, de acordo com o que se observa no gráfico de sistema da velocidade do escoamento, para o factor de carga mais elevado.

Estes resultados permitem concluir que, em tempo seco, o sistema se deverá comportar geralmente sem problemas. O sistema terá capacidade de acomodar caudais pelo menos até cerca de 5 vezes o caudal médio de tempo seco, sem que ocorram efeitos particularmente indesejáveis para a altura de escoamento, mas com problemas no que respeita a velocidade do escoamento. No entanto, por ocorrência de precipitação, e sendo as afluências indevidas de origem pluvial elevadas, para factores de carga superiores a 5 o sistema poderá vir a apresentar colectores com entrada em carga, o que se agravará com o aumento da intensidade e duração dos eventos de precipitação. Por outro lado, é previsível que no emissário passe a haver colectores com velocidades de escoamento excessivas, devidas ao aumento de caudal.

Observando o Quadro 6.2, que apresenta o desempenho da infiltração do emissário do Jamor, pode dizer-se que esta não tem efeitos significativos nem na capacidade hidráulica, traduzida por IDH_3 , nem na contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzida por IDH_4 , apresentando um desempenho entre o bom e o óptimo, para todos estes aspectos.

Representação e interpretação dos resultados da avaliação do desempenho para o sistema modificado

Como referido anteriormente, o emissário do Jamor tem um desempenho médio da velocidade do escoamento próximo do óptimo, mas apresenta alguns colectores com problemas devidos a velocidades elevadas. Uma análise mais detalhada dos resultados da simulação permitiu identificar um colector que apresenta problemas, com um diâmetro de 1000 mm, 35 m de comprimento, um declive de 4% e localizado junto à saída do sistema. Neste emissário analisou-se uma hipótese de intervenção no sistema para melhorar o seu desempenho, modificando as características deste colector unicamente. A hipotética intervenção consistiu na redução do declive do colector para 2% e produz os gráficos de sistema que se apresentam na Figura 6.13 e na Figura 6.14, designando-se esta situação como solução de melhoria do funcionamento do sistema.

Esta solução conduziu a uma melhoria significativa dos resultados de desempenho do sistema, no que respeita à velocidade média do escoamento, conforme se pode ver comparando a Figura 6.8 com a Figura 6.14. Na solução de melhoria, é possível observar-se a influência que o desempenho de um único colector tem na largura da banda do percentil inferior. Neste caso, as condições para as quais todo o sistema atinge um desempenho aceitável (2) correspondem agora a cerca de 2,5 vezes o caudal médio de tempo seco. O impacto que este colector tem no desempenho global do sistema deve-se ao seu peso.

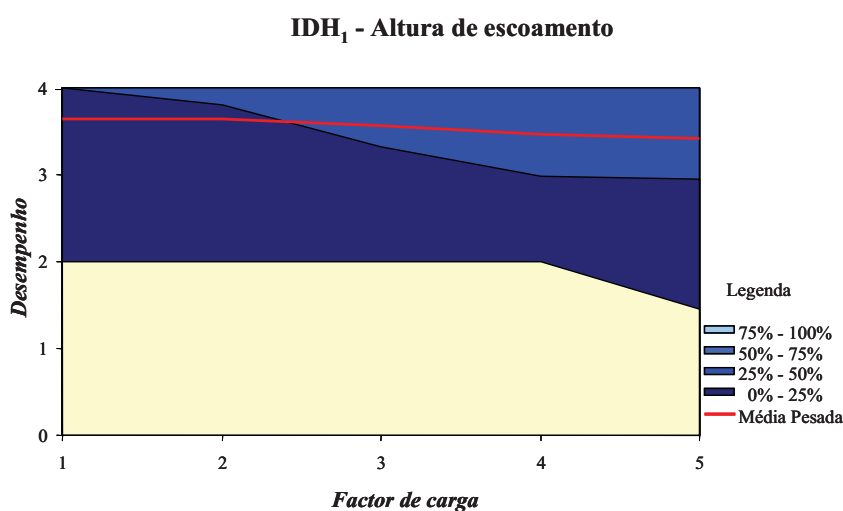


Figura 6.13 – Gráfico de sistema para a situação de melhoria do emissário do Jamor em termos de altura de escoamento

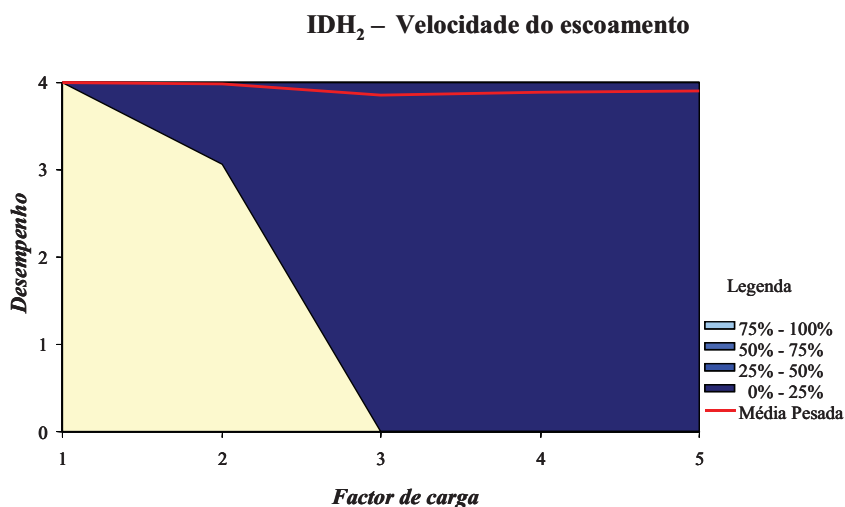


Figura 6.14 – Gráfico de sistema para a situação de melhoria do emissário do Jamor em termos da velocidade média do escoamento

No entanto, o desempenho em termos da altura de escoamento piorou, conforme se pode observar pela comparação da Figura 6.7 com a Figura 6.13, embora as condições de funcionamento do sistema se mantenham aceitáveis até ao factor de carga de 4 e, em média, sempre entre o bom e o óptimo. A redução do declive do colectores provocou o aumento das alturas de escoamento, o que, para os factores de carga mais elevados, conduziu a situações de entrada em carga de alguns colectores. Esta entrada em carga afecta o escoamento para montante, o que se traduz num pior desempenho global do sistema.

Num cenário de funcionamento do sistema em condições normais, o desempenho do emissário com a solução de melhoria pode ser adequado face às variações diárias dos caudais domésticos, uma vez que, quer para a altura quer para a velocidade do escoamento, o desempenho médio se encontra entre o bom (3) e o óptimo (4) e o desempenho de todo o sistema é aceitável, o que não se verificava na situação original do sistema.

6.2.1.4. Bacia de Barcarena

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH₁, IDH₂, IDH₃ e IDH₄. A Figura 6.15 e a Figura 6.16 apresentam os gráficos de sistema, para o emissário de Barcarena, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os cinco cenários de factor de carga simulados, descritos no Capítulo 5. O hidrograma do caudal médio de tempo seco apresenta-se na secção A5.3 do Anexo 5.

Na Figura 6.17 e na Figura 6.18 apresentam-se os gráficos de evento, para o emissário de Barcarena, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante um evento de precipitação ocorrido entre 27 e 29 de Abril de 2000 cujo hietograma se apresenta na secção A5.3 do Anexo 5. Na Figura 6.19 e na Figura 6.20 apresentam-se os gráficos de evento, para o mesmo emissário, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante os três dias de tempo seco de 1 a 3 de Julho de 2000.

Para o cálculo dos gráficos foram seguidos os mesmos passos descritos em 6.2.1.2.

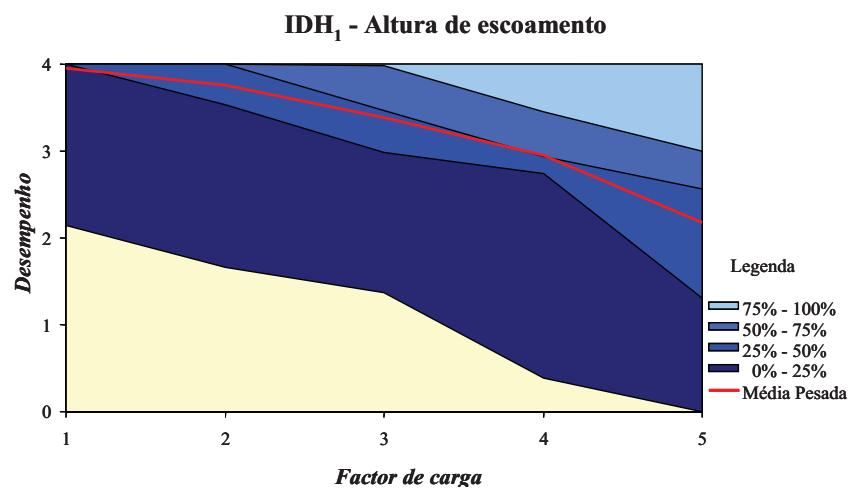


Figura 6.15 – Gráfico de sistema do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento

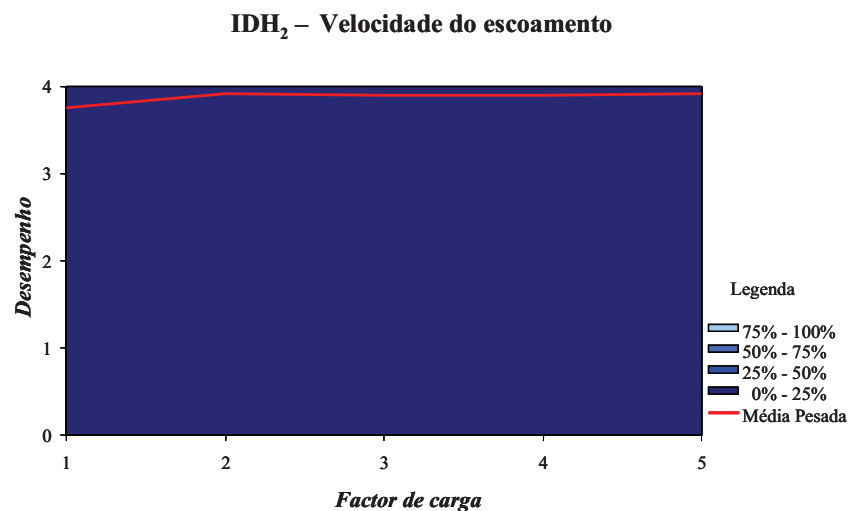


Figura 6.16 – Gráfico de sistema do emissário de Barcarena em termos de velocidade do escoamento

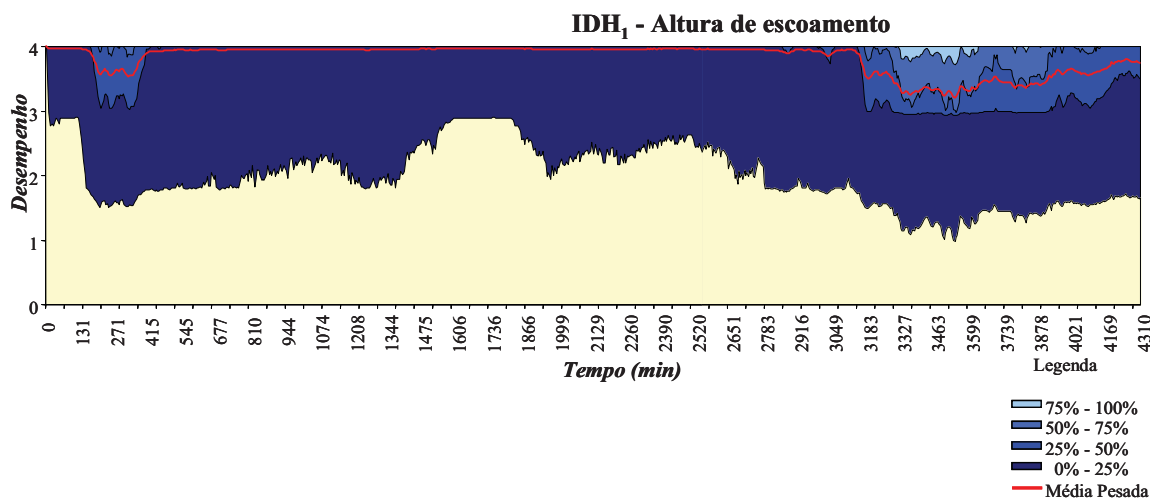


Figura 6.17 – Gráfico de evento de precipitação (27 a 29/04/2000) do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento

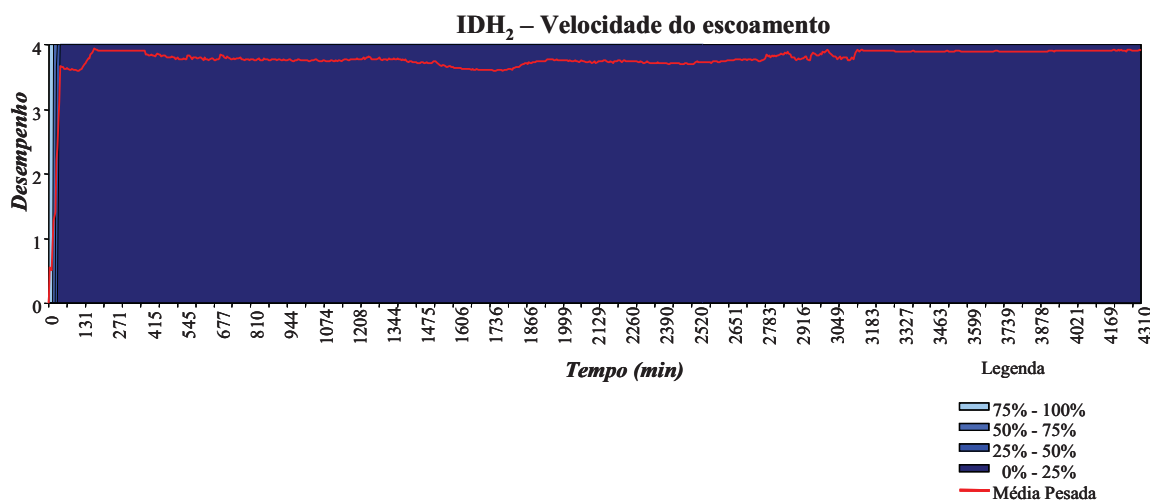


Figura 6.18 – Gráfico de evento de precipitação (27 a 29/04/2000) do emissário de Barcarena em termos de velocidade de escoamento

O desempenho relativo à infiltração do emissário de Barcarena, cuja informação se descreve no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5, apresenta-se no Quadro 6.3.

Quadro 6.3 – Desempenho relativo à infiltração do emissário de Barcarena

Bacia	Medidor	Q_{inf} ($10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$)	IDH ₃		IDH ₄	
			Q_{inf}/Q_{sc} (%)	Desempenho	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	Desempenho
Barcarena	Q ₂₄	46	4,87	3,37	39,32	2,65
	Q ₂₅	30	1,41	4,00	23,08	3,63
	Q ₂₇	77	5,38	3,23	48,13	2,11

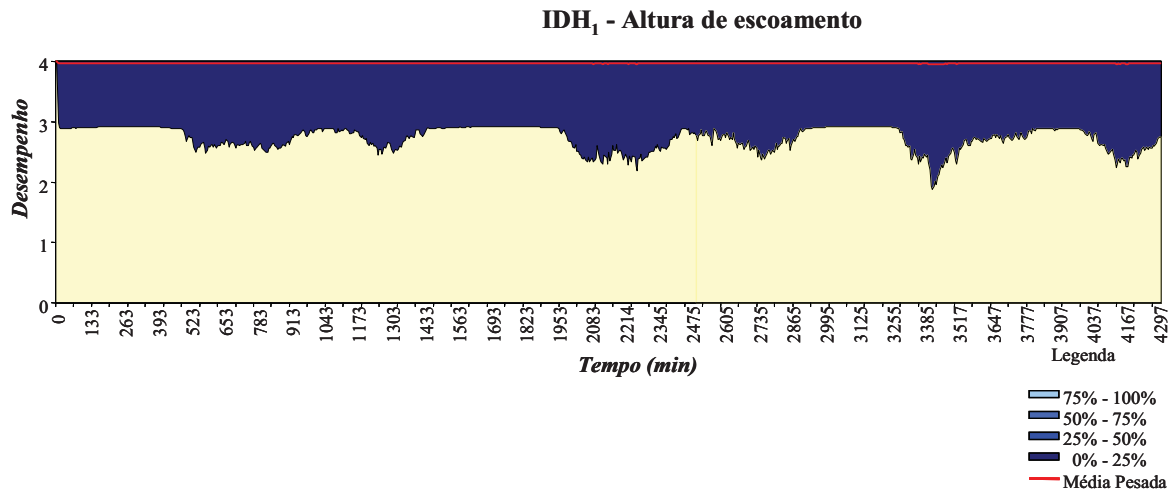


Figura 6.19 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Barcarena em termos de altura de escoamento

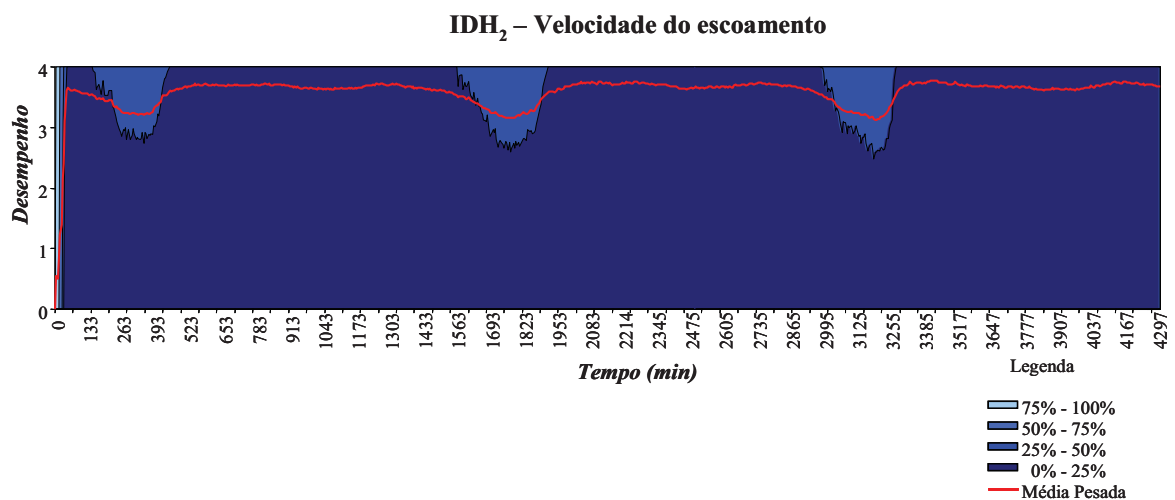


Figura 6.20 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Barcarena em termos de velocidade de escoamento

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Analisando o gráfico de sistema em termos da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.15, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o emissário de Barcarena está sobredimensionado para o caudal médio de tempo seco. A curva do desempenho médio encontra-se próximo do óptimo até a um factor de carga de 2, e mantém-se acima de 3 (bom desempenho) para factores de carga até 4. No entanto, as bandas dos percentis são largas, o que indica um sistema com um comportamento heterogéneo. A largura da banda do percentil inferior é consideravelmente superior às restantes mas não parece ter efeito no valor do desempenho médio, que se encontra próximo da mediana (percentil 50%). Tal, significa que

os colectores responsáveis pelo baixo desempenho no percentil mais baixo são, provavelmente, poucos e localizados.

O evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a altura de escoamento se apresenta na Figura 6.19, baseia-se num hidrograma cujo caudal médio corresponde ao factor de carga 1 da Figura 6.15 e na Figura 6.16. No entanto, este hidrograma, apresentado no Anexo A5, apresenta variações de caudal ao longo do dia que não se reflectem em variações em termos de desempenho médio da altura de escoamento, mantendo-se o desempenho médio sempre óptimo. No entanto, a banda do percentil mais baixo é larga e mostra que existem colectores que chegam a atingir o desempenho aceitável em certas horas do dia, de acordo com o representado no gráfico de sistema para o factor de carga unitário.

Já o gráfico de evento de precipitação avaliado, para a altura de escoamento, que se apresenta na Figura 6.17, corresponde a um factor de carga de 7, e permite verificar que, em média, o desempenho se encontra entre o bom (3) e o óptimo (4) ao longo de todo o evento, confirmando que o sistema tem capacidade adicional em relação à situação de tempo seco. A banda do percentil mais baixo é larga e a dispersão do desempenho aumenta, durante a ocorrência os valores mais elevados de caudal, existindo mesmo colectores com desempenho inaceitável (inferior a 2), o que seria de esperar para factores de carga desta magnitude e está de acordo com o gráfico de sistema.

Em relação ao gráfico de sistema, em termos da velocidade de escoamento (IDH_2) da Figura 6.16, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a curva média do desempenho encontra-se sempre próximo do valor óptimo para todos os factores de carga. No início da curva média do desempenho, o seu valor é o mais baixo e apresenta uma ligeira subida com o factor de carga. No entanto, a banda do percentil mais baixo é muito larga, indicando que existem poucos colectores com mau desempenho, tal como no caso anterior do emissário do Jamor. Os valores de baixo desempenho podem ser devidos quer a baixas quer a altas velocidades de escoamento (Figura 4.12). Interpretando a curva de desempenho de sistema, conjuntamente com a função de desempenho considerada, pode concluir-se que o problema é, efectivamente, de velocidades baixas, visto o desempenho melhorar, mesmo que ligeiramente, com o factor de carga.

Pode observar-se que no evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a velocidade de escoamento se apresenta na Figura 6.20, as variações de caudal ao longo do dia reflectem-se em variações de desempenho médio da velocidade de escoamento, piorando o desempenho para o caso das velocidades mais baixas. O desempenho médio encontra-se sempre

entre o bom (3) e o óptimo (4), ao longo de todo o dia, estando de acordo com o observado no gráfico de sistema para o factor de carga 1. As bandas dos dois percentis mais baixos são largas, especialmente a banda do percentil 25% que atinge valores nulos ao longo de todo o dia, significando que existem colectores que apresentam sempre baixas velocidades de escoamento, podendo originar deposição de sedimentos, na situação de tempo seco.

No gráfico de evento de precipitação avaliado, para a velocidade de escoamento, que se apresenta na Figura 6.18, o desempenho médio encontra-se sempre próximo do óptimo e a banda do percentil mais baixo atinge sempre o valor nulo, ao longo de todo o evento de precipitação, tal como o que se observa no gráfico de sistema, para a velocidade do escoamento.

Estes resultados permitem concluir que, em tempo seco, o emissário se comportará, em geral, sem problemas e terá capacidade para acomodar caudais até cerca de três vezes o caudal médio de tempo seco, sem que ocorram efeitos particularmente indesejáveis. No entanto, por ocorrência de precipitação, e sendo as aflúncias indevidas de origem pluvial elevadas, o sistema apresentará colectores com entrada em carga, o que se irá agravando com a intensidade e duração dos eventos de precipitação. Este emissário apresenta alguns (provavelmente poucos) colectores com problemas de velocidades que, tal como no caso apresentado para o emissário do Jamor, poderiam ser significativamente melhorados com poucas intervenções no sistema.

Observando a tabela de desempenho da infiltração do emissário de Barcarena, apresentada no Quadro 6.3, pode observar-se que esta não tem efeitos significativos na capacidade hidráulica, traduzida por IDH_3 . Relativamente à contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzida por IDH_4 , este emissário tem zonas com desempenhos distintos, sendo o ponto Q_{25} o que apresenta melhor desempenho, entre o bom (3) e o óptimo (4), seguido do ponto Q_{24} com um desempenho entre o aceitável (2) e o bom (3), encontrando-se os valores do ponto Q_{27} no limite do aceitável (2).

6.2.1.5. Bacia de Caparide

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH_1 , IDH_2 , IDH_3 e IDH_4 . A Figura 6.21 e a Figura 6.22 apresentam os gráficos de sistema, para o emissário de Caparide, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os cinco cenários de factor de carga simulados, descritos no Capítulo 5. O hidrograma do caudal médio de tempo seco apresenta-se na secção A5.4 do Anexo 5.

Na Figura 6.23 e na Figura 6.24 apresentam-se os gráficos de evento, para o emissário de Caparide, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante um evento de precipitação ocorrido entre 3 e 5 de Abril de 2000 cujo hietograma se apresenta na secção A5.4 do Anexo 5. Na Figura 6.25 e na Figura 6.26 apresentam-se os gráficos de evento, para o emissário de Caparide, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, durante os três dias de tempo seco de 5 a 7 de Setembro de 2000.

Para o cálculo dos gráficos foram seguidos os mesmos passos descritos em 6.2.1.2.

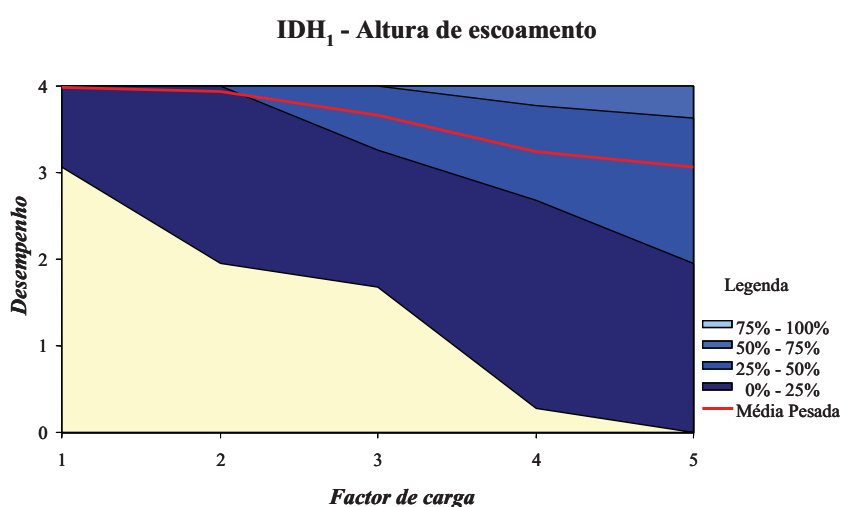


Figura 6.21 – Gráfico de sistema do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento

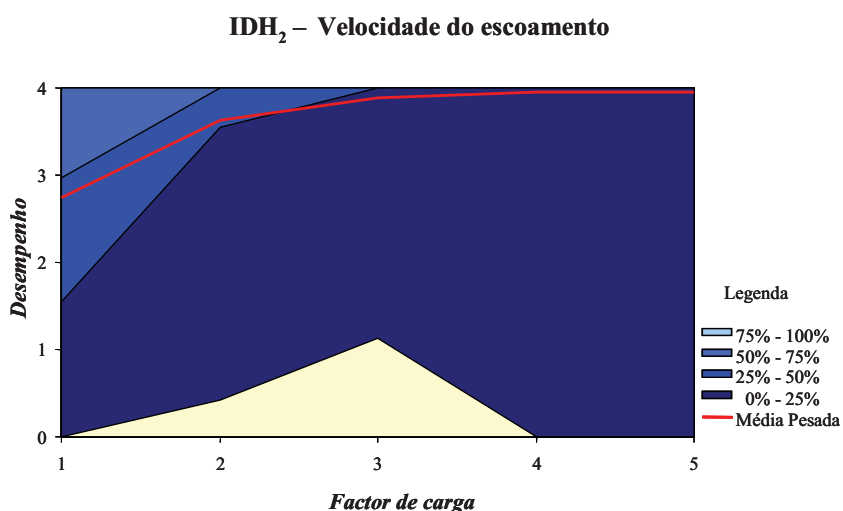


Figura 6.22 – Gráfico de sistema do emissário de Caparide em termos de velocidade do escoamento

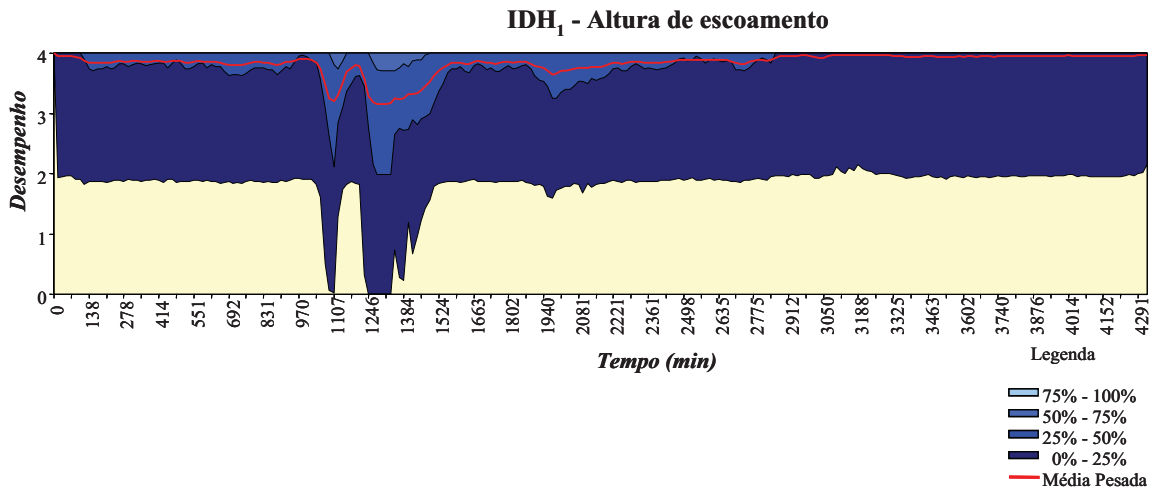


Figura 6.23 – Gráfico de evento de precipitação (3 a 5/04/2000) do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento

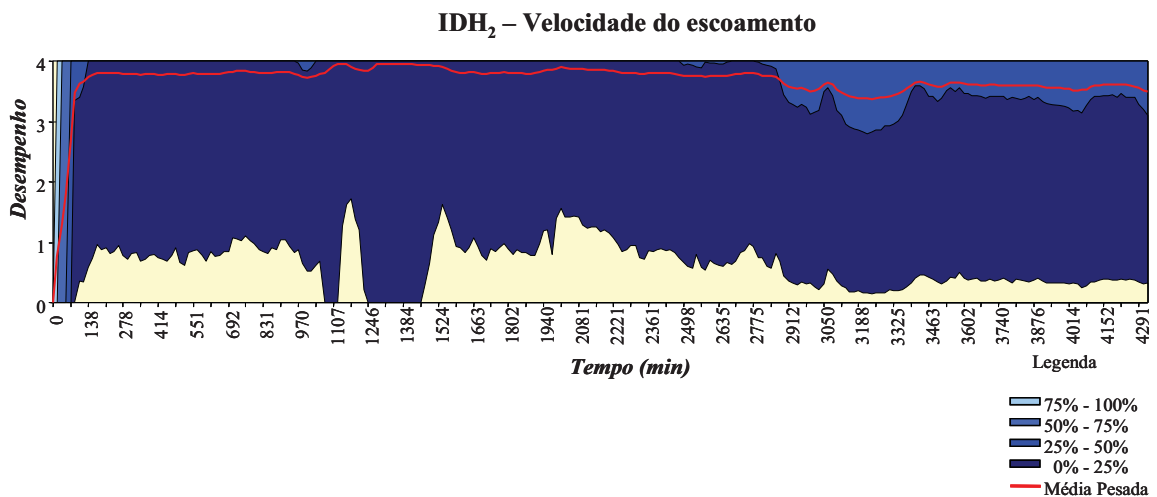


Figura 6.24 – Gráfico de evento de precipitação (3 a 5/04/2000) do emissário de Caparide em termos de velocidade de escoamento.

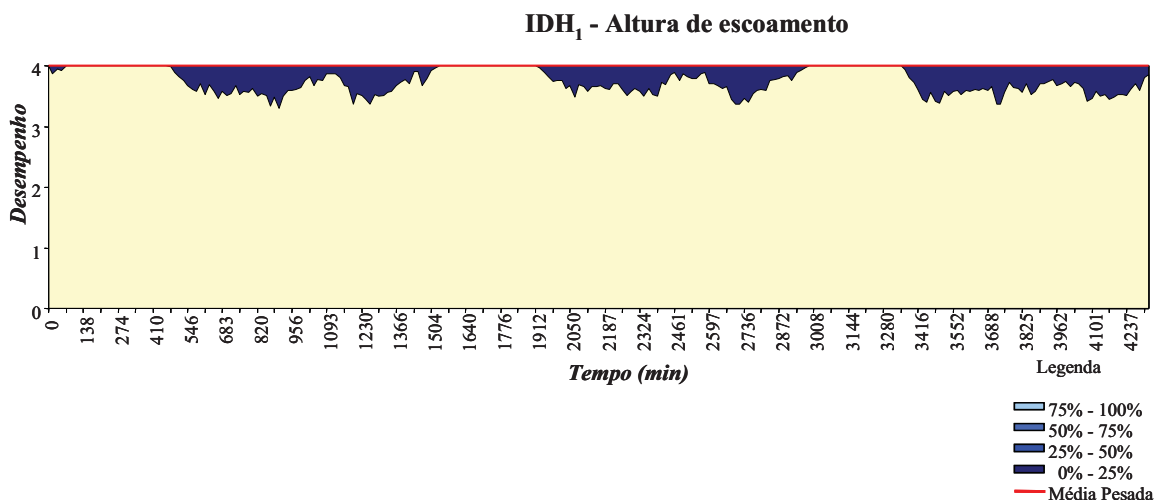


Figura 6.25 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Caparide em termos de altura de escoamento

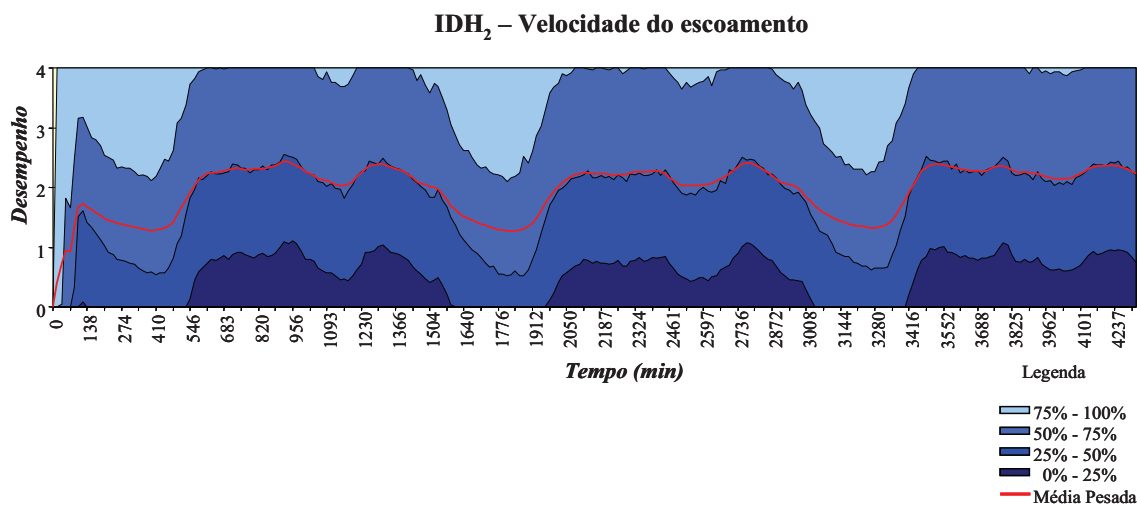


Figura 6.26 – Gráfico de evento de tempo seco do emissário de Caparide em termos de velocidade de escoamento

O desempenho relativo à infiltração do emissário de Caparide, cuja informação se descreve no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5, apresenta-se no Quadro 6.4.

Quadro 6.4 – Desempenho relativo à infiltração do emissário de Caparide

Bacia	Medidor	Q_{inf} ($10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$)	IDH ₃		IDH ₄	
			Q_{inf}/Q_{sc} (%)	Desempenho	Q_{inf}/Q_{mfs} (%)	Desempenho
Caparide	Q ₃₅	12	4,67	3,42	40,00	2,61
	Q ₄₁	23	4,79	3,39	47,91	2,13

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Na análise do comportamento hidráulico deste emissário deve ter-se em conta que os caudais simulados foram estabelecidos com base no caudal médio de tempo seco registado no ponto Q₄₁, saída do emissário (Figura 5.2), cujo valor é praticamente o dobro do caudal médio de tempo seco observado em Q₃₅. Esta diferença de valores deve-se a entradas de caudal no sistema entre estes dois pontos.

Analisando o gráfico de sistema em termos da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.21, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o emissário de Caparide está sobredimensionado para o caudal médio de tempo seco, tal como o que se verificou nos emissários do Jamor e de Barcarena.

A curva do desempenho médio encontra-se próximo do óptimo até a um factor de carga de 2, e mantém-se acima de 3 (bom desempenho) para factores de carga até 4, atingindo o valor bom para o factor de carga 5. No entanto, as bandas dos percentis são largas, o que indica um sistema

com um comportamento heterogéneo. A largura da banda do percentil inferior é consideravelmente superior às restantes, parecendo ter um efeito significativo no valor do desempenho médio, que se encontra abaixo da mediana (percentil 50%). Tal significa que os colectores responsáveis pelo baixo desempenho no percentil mais baixo são provavelmente colectores importantes, pois provocam um decréscimo do valor médio pesado do desempenho.

O evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a altura de escoamento se apresenta na Figura 6.25, baseia-se num hidrograma cujo caudal médio corresponde ao factor de carga 1 da Figura 6.21e na Figura 6.22. No entanto, este hidrograma, apresentado na secção A5.4 do Anexo A5, apresenta variações de caudal ao longo do dia que não se reflectem em variações em termos de desempenho da altura de escoamento, mantendo-se o desempenho sempre no óptimo. A banda do percentil inferior é estreita e apresenta valores entre o bom e o óptimo. Isto significa que todo o sistema apresenta um bom desempenho em condições de tempo seco, tal como é representado no gráfico de sistema, para o factor de carga unitário.

O gráfico de evento de precipitação avaliado, para a altura de escoamento, que se apresenta na Figura 6.23, corresponde a um factor de carga de 5,8, e apresenta um desempenho médio entre o bom (3) e óptimo (4), para toda a duração do evento. No entanto, as bandas dos percentis são largas, particularmente a do percentil mais baixo, significando que o sistema tem um comportamento heterogéneo e que existem colectores com problemas localizados cuja resolução melhoraria significativamente o desempenho global do sistema. O valor nulo de desempenho ocorre apenas para os caudais mais elevados, encontrando-se no limite do aceitável (2) durante todo o resto do evento, comportamento que está de acordo com o apresentado no gráfico de sistema para o factor de carga 5.

Em relação ao gráfico de sistema, em termos da velocidade de escoamento (IDH_2) da Figura 6.22, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a curva média do desempenho inicia-se próximo do bom (3) tendo um andamento crescente com o factor de carga, entre o bom e o óptimo, indicando que em todo o sistema o desempenho médio melhora com o factor de carga, o que significa que o sistema apresenta baixas velocidades, podendo esperar-se a ocorrência de alguns problemas de deposição de sedimentos nos colectores. No entanto, a partir de um factor de carga de 3, existe um pequeno número de colectores que começam a apresentar um baixo desempenho devido a velocidades elevadas, uma vez que na banda do percentil mais baixo se verifica um aumento da largura da banda com o factor de carga, correspondente a uma redução dos valores de desempenho, mantendo-se, no entanto, o desempenho médio no valor óptimo (4).

Pode observar-se no evento de tempo seco analisado, cujo gráfico de desempenho para a velocidade de escoamento se apresenta na Figura 6.26, que as variações de caudal ao longo do dia se reflectem, visivelmente, em variações de desempenho da velocidade de escoamento, piorando o desempenho sempre para os caudais mais baixos (atingindo valores inaceitáveis durante todo o evento) e melhorando para os caudais mais elevados.

O desempenho médio varia entre o desempenho deficiente (1) e o aceitável (2), reflectindo o problema das baixas velocidades no sistema. No gráfico de evento de precipitação avaliado, para a velocidade de escoamento, que se apresenta na Figura 6.23, o desempenho médio encontra-se sempre entre o bom (3) e o óptimo (4) ao longo de todo o evento de precipitação, uma vez que ocorrem caudais mais elevados, melhorando o desempenho do sistema. A banda do percentil mais baixo é larga, atingindo o valor nulo quando ocorrem os caudais mais elevados, tal como o que se observa no gráfico de sistema, para a velocidade do escoamento, para o factor de carga 5.

Estes resultados permitem concluir que, em tempo seco, o emissário de Caparide se comporta geralmente sem problemas e tem capacidade para acomodar caudais até cerca de três vezes o caudal médio de tempo seco, sem ocorrência de problemas significativos, para a altura de escoamento. Neste caso, os maiores problemas observados localizam-se nas entradas do emissário e devem-se às velocidades reduzidas que se observam em cerca de metade dos colectores do sistema, para o caudal médio de tempo seco. No entanto, por ocorrência de precipitação, e sendo as afluições indevidas de origem pluvial elevadas, o sistema apresentará, por um lado, colectores com entrada em carga, o que se irá agravando com o aumento da intensidade e duração dos eventos de precipitação, por outro lado, é expectável que se venham também a verificar velocidades excessivas em alguns colectores, devidas ao aumento de caudal.

Observando a tabela de desempenho da infiltração do emissário de Caparide, apresentada no Quadro 6.4, pode dizer-se que esta não tem efeitos significativos na capacidade hidráulica, traduzida por IDH_3 , apresentando um desempenho entre o bom (3) e o óptimo (4). Relativamente à contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzida por IDH_4 , este emissário apresenta valores de desempenho acima do aceitável (2).

6.2.1.6. Interceptor da Costa do Estoril

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

Neste caso, os dados relativos à modelação do interceptor da Costa do Estoril, descritos no Capítulo 5 e na parte A5.5 do Anexo 5, resultam do modelo AEROSEP desenvolvido e construído por Matos (1991), correspondendo às condições médias no início da exploração do sistema. A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH₁, IDH₂, IDH₃ e IDH₄. A Figura 6.27 e Figura 6.28 apresentam os gráficos de sistema, para o interceptor, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para o único cenário simulado, descrito no Capítulo 5. O gráfico de desempenho da velocidade média do escoamento exclui as condutas elevatórias, onde o desempenho calculado foi sempre nulo para todas as condutas, uma vez que a velocidade de escoamento era sempre inferior a 0,7 m/s.

O desempenho relativo à infiltração do interceptor da Costa do Estoril, cuja informação se descreve no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5, apresenta-se no Quadro 6.5.

A avaliação do desempenho ambiental foi feita recorrendo ao indicador de desempenho de septicidade IDAQ₁₀. A Figura 6.29 apresenta o gráfico de sistema, para o interceptor, relativo à septicidade, para os colectores com escoamento em superfície livre considerando os resultados obtidos no cenário simulado, tal como descrito no Capítulo 5. A Figura 6.30 apresenta o mesmo gráfico relativo às condutas elevatórias, com escoamento sob pressão.

Para o cálculo dos gráficos foram seguidos os mesmos passos descritos em 6.2.1.2 mas, neste caso, o eixo dos X representa apenas o cenário do início de exploração.

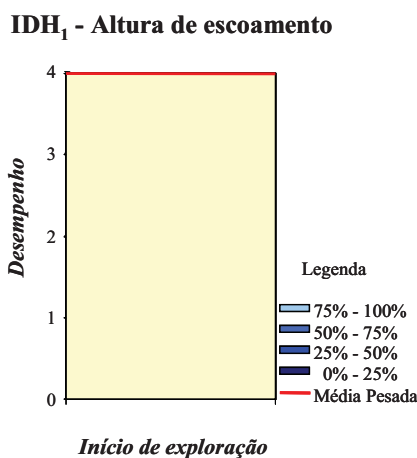


Figura 6.27 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de altura de escoamento

IDH₂ - Velocidade do escoamento

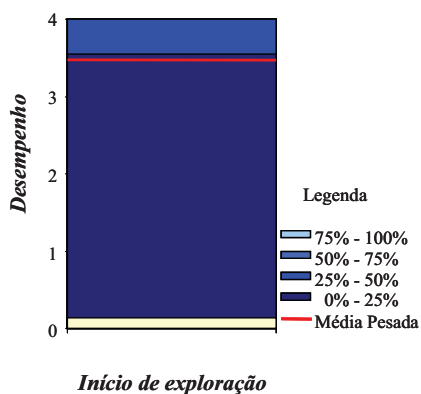


Figura 6.28 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de velocidade do escoamento

Quadro 6.5 – Desempenho relativo à infiltração do interceptor

Bacia	Medidor	Q _{inf} (10 ⁻³ m ³ /s)	IDH ₃		IDH ₄	
			Q _{inf} /Q _{sc} (%)	Desempenho	Q _{inf} /Q _{mts} (%)	Desempenho
Interceptor	Q ₅	179	-	-	35,44	2,88
	Q ₆	150	2,77	3,93	30,30	3,19
	Q ₈	224	3,71	3,68	29,83	3,22
	Q ₉	331	-	-	29,29	3,26
	Q ₁₀	278	3,68	3,69	30,68	3,17
	Q ₁₁	503	6,88	2,83	42,52	2,45

IDAQ₁₀ – Septicidade (Zp)

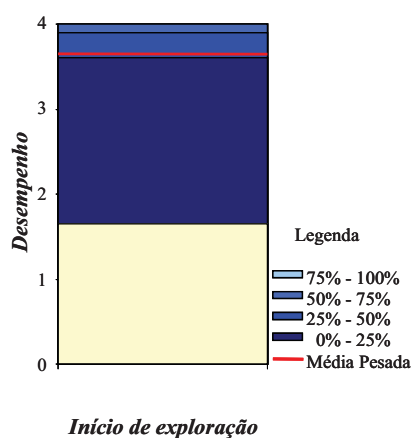


Figura 6.29 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de septicidade nos colectores com escoamento em superfície livre

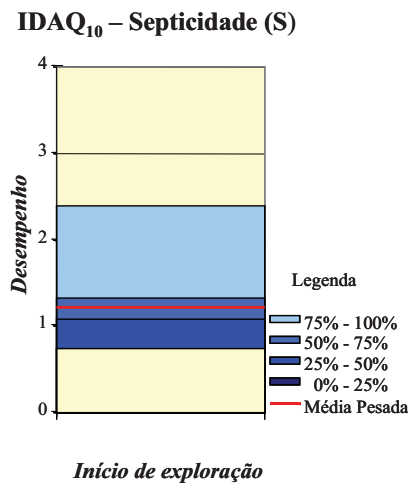


Figura 6.30 – Gráfico de sistema do interceptor da Costa do Estoril em termos de septicidade nas condutas elevatórias com escoamento sob pressão

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Na análise do comportamento hidráulico do interceptor deve ter-se em conta que a avaliação do desempenho foi realizada unicamente para a situação de início de exploração. Analisando o gráfico de sistema da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.27, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o interceptor apresenta um desempenho ótimo (4) para as condições analisadas, possuindo capacidade hidráulica suficiente. Quer a média quer todos os percentis apresentam um desempenho ótimo, significando que o interceptor tem um comportamento homogéneo em toda a sua extensão.

Em relação ao gráfico de sistema para a velocidade de escoamento (IDH₂) da Figura 6.28, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a curva média do desempenho para o interceptor situa-se entre o bom e o ótimo. Cerca de 75% dos colectores apresentam um desempenho acima do bom e a mediana encontra-se no ótimo. Tal significa que existe alguma assimetria no desempenho e que os valores baixos se devem a um pequeno número de colectores importantes. A banda do percentil mais baixo é muito larga, indicando que a resolução de problemas localizados melhoraria o desempenho global do sistema.

Analisando, o gráfico de sistema para septicidade (IDAQ₁₀) dos colectores com escoamento em superfície livre da Figura 6.29, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.11, pode dizer-se que o interceptor tem um desempenho médio entre o bom e o ótimo e cerca de 75% dos colectores apresentam um desempenho acima do bom, para o cenário considerado.

No entanto, a largura da banda do percentil inferior é consideravelmente superior às restantes, atingindo valores inaceitáveis, tendo um ligeiro efeito no valor do desempenho médio, que se

encontra um pouco abaixo da mediana. Tal significa que os colectores responsáveis pelo baixo desempenho no percentil mais baixo são provavelmente poucos e localizados. Nestes, é expectável a ocorrência de danos no material dos colectores, reduzindo a sua vida útil, uma vez que se pode atingir uma produção de gás sulfídrico considerada inaceitável. Conjugando esta avaliação com a da velocidade média do escoamento, pode verificar-se alguma analogia no comportamento dos gráficos de desempenho, sendo de esperar que os colectores que apresentam problemas de desempenho relativos à velocidade média do escoamento sejam, também, os responsáveis pelo mau desempenho relativo à septicidade.

Em relação ao gráfico de sistema para a septicidade ($IDAQ_{10}$) nas condutas elevatórias da Figura 6.30, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.11, pode dizer-se que a curva média do desempenho apresenta um valor inaceitável. Observando as bandas dos percentis mais baixos verifica-se que são estreitas e correspondem a desempenhos inferiores a 1,3. A banda mais larga corresponde ao percentil mais elevado e indica que existem apenas 25% das condutas com desempenho superior a 1,3 e inferior a 2,4. Para o caso das condutas elevatórias deve ter-se em atenção que ocorrem valores das concentrações de sulfuretos inaceitáveis.

Analisando o Quadro 6.5, que apresenta os valores de desempenho da infiltração do interceptor da Costa do Estoril, pode verificar-se que esta não tem efeitos significativos na capacidade hidráulica, traduzida por IDH_3 , mantendo-se o desempenho entre o bom (3) e o óptimo (4), com excepção do ponto Q_{11} que apresenta um desempenho ligeiramente abaixo do óptimo. Também relativamente à contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzida por IDH_4 , o interceptor apresenta um desempenho entre o bom e o óptimo. O valor mais baixo observado na zona de jusante do sistema, correspondente ao ponto Q_{11} , embora dentro do aceitável (superior a 2).

6.2.1.7. Síntese e discussão da aplicação

Apresenta-se, seguidamente, uma síntese e a discussão dos resultados da aplicação da metodologia de avaliação do desempenho aos emissários considerados no presente trabalho e do interceptor principal do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril, discutindo os resultados obtidos. Pretende-se demonstrar que é possível estabelecer, de uma forma rápida, uma análise comparativa do respectivo desempenho, evidenciando a vantagem da metodologia em relação à análise directa dos resultados da simulação matemática dos sistemas, e apoiando o processo de tomada de decisão, no que diz respeito a intervenções de beneficiação.

No Quadro 6.6 apresentam-se todos os gráficos de sistema, relativamente aos indicadores de desempenho IDH₁, IDH₂ e IDAQ₁₀, dos emissários da Laje, Jamor, Barcarena, Caparide e do interceptor principal do sistema da SANEST, obtidos através de resultados de modelação matemática do sistema, considerando a avaliação à escala elementar. Cada um dos gráficos, para o respectivo aspecto em análise, condensa a informação de cada sistema, relativamente a todos os colectores e ao longo de todas as simulações efectuadas, traduzindo-a em valores de desempenho.

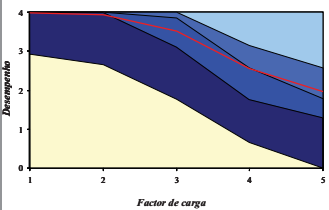
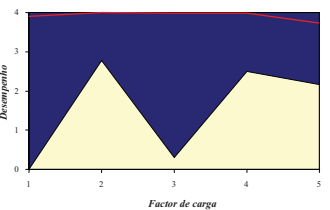
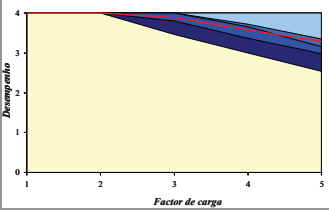
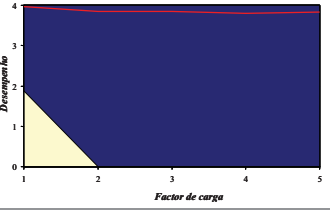
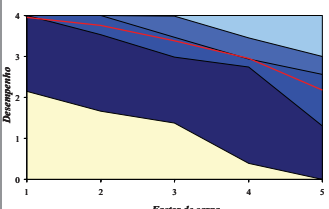
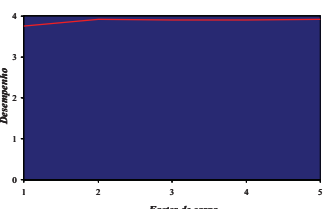
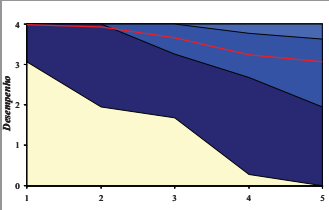
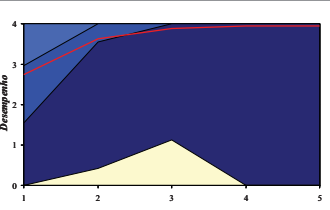
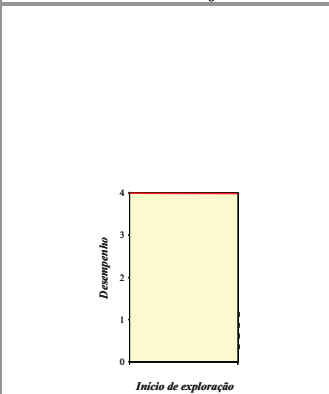
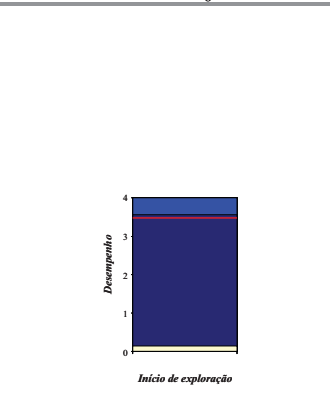
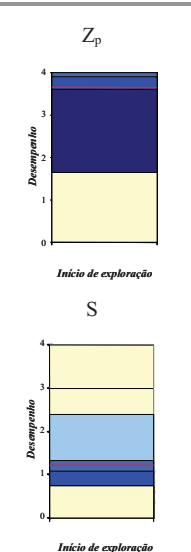
Na Figura 6.31 e na Figura 6.32 apresentam-se os gráficos relativos à avaliação da infiltração, à escala global, onde se comparam os valores dos indicadores IDH₃ e IDH₄, obtidos por dados de monitorização, através de vários medidores instalados no sistema, apresentados no Capítulo 5 e na secção A5.6 do Anexo 5.

Assim, relativamente à capacidade hidráulica, traduzida pela altura do escoamento (IDH₁), o emissário do Jamor e o interceptor não apresentam problemas sob este ponto de vista, estando mesmo sobredimensionados para o caudal médio de tempo seco. Estes sistemas permitem acomodar caudais até ao factor de carga 5. Do ponto de vista global apresentam um desempenho sempre acima do aceitável, para todos os colectores e apresentam um comportamento homogéneo internamente ao respectivo sistema.

Para a situação de caudal médio de tempo seco, os emissários da Laje e de Caparide não apresentam problemas; já no emissário de Barcarena, apesar do desempenho médio ser óptimo existem colectores que se encontram próximo do aceitável. O desempenho médio mantém-se sempre acima do bom nos emissários de Caparide, mas nos emissários da Laje e de Barcarena aproxima-se do aceitável para o factor de carga de 5.

Estes três últimos emissários referidos apresentam comportamentos heterogéneos, internamente ao respectivo sistema, sendo o emissário de Barcarena aquele que, para caudais superiores ao caudal médio de tempo seco, começa a apresentar mais cedo valores inaceitáveis de desempenho, devidos a um pequeno número de colectores localizados. Os emissários de Caparide e da Laje permitem acomodar caudais, respectivamente, até cerca do dobro e do triplo do caudal médio de tempo seco, mantendo o desempenho de todo o sistema dentro de valores aceitáveis. O pior desempenho observa-se nos emissários de Barcarena e Caparide, devendo-se a um pequeno número de colectores, que todavia são importantes. No emissário da Laje observam-se problemas generalizados a partir do factor de carga de 4.

Quadro 6.6 – Comparação dos gráficos de sistema para o Sistema de Saneamento da Costa do Estoril

Designação do sistema	INDICADOR		
	IDH ₁ (h)	IDH ₂ (v)	IDH ₁₀ (Zp e S)
Emissário da Laje			-
Emissário do Jamor			-
Emissário de Barcarena			-
Emissário de Caparide			-
Interceptor principal			<p>Z_p</p> 

Tendo em conta a ocorrência de aflúências indevidas aos emissários, que na realidade se verifica, é de esperar que seja o emissário de Barcarena aquele que necessite prioritariamente de uma intervenção num pequeno número de colectores localizados, seguindo-se uma intervenção no emissário de Caparide, em alguns colectores mais importantes, que causam o decréscimo do desempenho. Posteriormente, uma intervenção no emissário da Laje, permitiria acomodar as maiores aflúências que recebe.

Relativamente à capacidade de transporte de sedimentos, traduzida pela velocidade do escoamento (IDH_2), observa-se nos emissários da Laje, de Barcarena e de Caparide problemas devidos a baixas velocidades para os factores de carga menores, uma vez que o desempenho médio melhora com o factor de carga. Já para os factores de carga mais altos os problemas devem-se a velocidades elevadas, uma vez que o aumento do factor de carga se traduz num alargamento da banda do percentil inferior, atingindo valores nulos. Nos dois primeiros emissários referidos, o desempenho médio situa-se sempre próximo do óptimo. No entanto, no emissário da Laje observa-se o final da curva do desempenho médio decrescente, o que significa que o desempenho médio piora com o aumento das velocidades. No emissário de Caparide o desempenho médio encontra-se entre o aceitável e o óptimo, apresentando, para os factores de carga mais baixos, valores crescentes com o factor de carga, o que significa que o desempenho médio melhora com o aumento das velocidades.

No emissário do Jamor o desempenho médio é sempre próximo do óptimo mas o início da curva é decrescente com o factor de carga, o que significa que o desempenho médio piora com o aumento das velocidades sendo, neste caso, os problemas devidos às velocidades elevadas. No interceptor o desempenho médio é, também, próximo do óptimo, mas apresenta um comportamento heterogéneo no sistema traduzido pela largura do percentil mais baixo.

Em todos os sistemas verificam-se comportamentos heterogéneos, com bandas dos percentis largas, mas com pouco efeito no desempenho médio, significando que existe um pequeno número de colectores, não muito importantes, com baixo desempenho.

Pode dizer-se que a baixa velocidade de escoamento constitui um problema em alguns colectores dos sistemas avaliados, comum quer aos emissários quer ao interceptor, mas que não afecta o desempenho médio dos sistemas. Sob este ponto de vista, a prioridade de intervenção seria para as condutas elevatórias que apresentam um desempenho sempre nulo. Seguidamente, as intervenções a realizar seriam no emissário de Barcarena uma vez que apresenta valores nulos de desempenho em todo o gráfico de sistema. Relativamente aos outros emissários, dever-se-ia prosseguir para um estudo mais detalhado do sistema.

No que diz respeito à septicidade no interceptor ($IDAQ_{10}$), o desempenho médio encontra-se próximo do óptimo para o cenário avaliado, verificando-se um comportamento heterogéneo no interceptor, uma vez que a banda do percentil mais baixo é larga, observando-se alguns valores inaceitáveis. Nas condutas elevatórias o desempenho médio é inaceitável, e apenas um pequeno número de colectores apresenta um desempenho entre o aceitável e o bom, verificando-se que 75% dos colectores apresentam um desempenho inaceitável. Sob o ponto de vista de controlo da septicidade, as primeiras intervenções a realizar devem ser nas condutas elevatórias afluentes ao interceptor.

Quanto à infiltração, o máximo valor estimado individualmente nos emissários estudados é de 77 l/s. O interceptor, para além destes quatro emissários recebe a contribuição de outros 9 emissários. Assim, o caudal de infiltração estimado para o interceptor atinge os 503 l/s na secção de jusante.

Relativamente à utilização da capacidade de secção cheia pelo caudal de infiltração (IDH_3) representado na Figura 6.31, o desempenho obtido situa-se entre o bom e o óptimo para todos os pontos, com excepção dos pontos Q_7 (emissário da Laje) e Q_{11} (interceptor), que apresentam valores ligeiramente inferiores ao bom, significando que, do ponto de vista técnico, a capacidade da secção não é significativamente ocupada pelo caudal de infiltração.

No que respeita à proporção da infiltração no caudal médio de tempo seco (IDH_4) representado na Figura 6.32, observa-se que nos emissários considerados este é sempre inferior a 50%, valor considerado como o limite do desempenho aceitável, com excepção do ponto Q_{31} (emissário da Laje), que apresenta um desempenho deficiente, cerca de 1,3. O emissário do Jamor é o que apresenta melhor desempenho. O interceptor apresenta valores de desempenho próximos do bom, com excepção da zona de jusante, correspondente ao medidor Q_{11} , onde o desempenho se situa entre o aceitável e o bom. Os emissários da Laje, Barcarena e Caparide têm zonas com desempenhos distintos, em regra entre o bom e o aceitável. O pior desempenho, inaceitável, observa-se no emissário da Laje, relacionado com o medidor Q_{31} , e o melhor desempenho, óptimo, no emissário do Jamor, no ponto Q_{20} .

Convém salientar que, no caso de alguns medidores, os respectivos valores dos indicadores são elevados mas o valor absoluto da infiltração é baixo, como, por exemplo, em Q_{31} onde o valor de IDH_4 é de 55% e o caudal de infiltração é 5 l/s; também em Q_{35} o valor de IDH_4 é 40 e o caudal de infiltração é de 12 l/s. Este exemplo permite ilustrar a informação fornecida pelos indicadores, que não é aparente numa leitura exclusiva do valor absoluto da infiltração.

No que respeita ao interceptor, em todos os seus medidores o valor de IDH₄ apresenta valores próximos dos 30%, atingindo 42% na secção de jusante. A nível económico, este indicador informa sobre a percentagem do caudal originado pela infiltração que é conduzido ao tratamento ou que é bombado, aumentando os respectivos encargos.

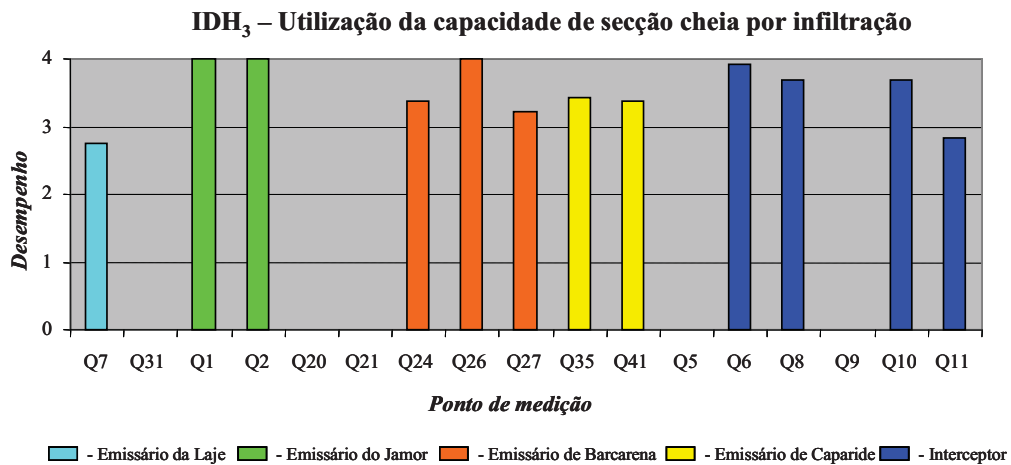


Figura 6.31 – Gráfico comparativo do indicador de infiltração IDH₃ no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril

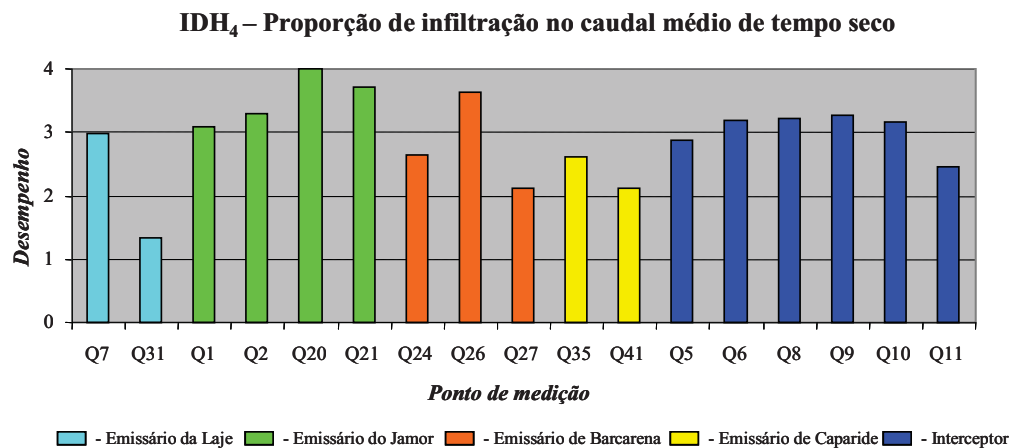


Figura 6.32 – Gráfico comparativo do indicador de infiltração IDH₄ no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril

Realça-se o facto de o controlo das afluências indevidas no sistema da SANEST, sendo uma preocupação dos gestores do sistema, merecer ser analisada em detalhe, por contribuir para o inferior desempenho hidráulico, para os factores de carga mais elevados. Verifica-se que a infiltração não tem impacto negativo significativo na capacidade hidráulica, uma vez que existe capacidade de acomodar caudais adicionais aos do tempo seco. No entanto, terá um impacto negativo ao nível dos encargos com o tratamento e a bombagem, em especial neste sistema que inclui várias estações elevatórias. Relativamente às afluências pluviais indevidas, o impacto mais significativo observa-se, da mesma forma, ao nível dos encargos com o tratamento e a

bombagem. Por estas razões, alguns dos problemas atrás apontados podem ser provavelmente resolvidos sem realizar intervenções ao nível da capacidade dos colectores, mas controlando e erradicando as aflúências indevidas.

No entanto, e uma vez que este sistema recebe contribuições de redes municipais cuja gestão não é da responsabilidade da entidade gestora do sistema da SANEST, a resolução deste problema pode tornar-se mais complexa, devendo ter-se em conta este aspecto na avaliação do desempenho dos sistemas e na tomada de decisão de soluções de intervenção.

6.2.2. Sistema de drenagem da Quinta do Borel

6.2.2.1. Nota inicial

A utilização do sistema de drenagem urbana da Quinta do Borel tem como objectivo testar a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico a sistemas de drenagem urbana separativos domésticos, no que respeita à capacidade hidráulica, à condição de auto-limpeza, à infiltração e às ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica. Para tal são utilizados os indicadores de desempenho hidráulico IDH_1 e IDH_2 , à escala elementar, utilizando a funções de desempenho correspondentes, respectivamente, à Curva 3 (Figura 4.9) e à Curva 5 (Figura 4.11); os indicadores de desempenho hidráulico IDH_3 , IDH_4 , IDH_5 , IDH_6 , IDH_7 e IDH_8 , à escala global, utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 6 (Figura 4.12) e Quadro 4.3; e os indicadores IDH_9 , IDH_{10} e IDH_{11} , utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 6 e Quadro 4.4. As funções de generalização, para cada indicador utilizado, são as propostas no Capítulo 4, considerando o coeficiente k unitário. Utilizam-se, para a avaliação, os dados provenientes da modelação matemática e da monitorização, descritos no Capítulo 5 e no Anexo 6.

A interpretação dos gráficos e das tabelas de desempenho de sistema, para o caso dos sistemas separativos domésticos, deve ser feita com base no Quadro 4.6, e na Curva 3 (Figura 4.9) para a altura de escoamento, Curva 5 (Figura 4.11) para a velocidade do escoamento, Quadro 4.3 para a infiltração e Quadro 4.4 para as aflúências indevidas de origem pluvial à rede doméstica. Esta interpretação torna-se mais clara quando complementada com os gráficos de evento que com eles estão relacionados, nos casos aplicáveis.

Pretende-se, neste caso de estudo, demonstrar que, em sistemas de drenagem de pequena dimensão, a metodologia proposta pode ser aplicada, de forma sistemática e normalizada para, por um lado, avaliar o desempenho dos sistemas, tendo em conta as todas as propriedades

identificadas para a avaliação, no domínio hidráulico; por outro lado, prever o impacto da degradação estrutural dos colectores no desempenho hidráulico do sistema e, ainda, avaliar o benefício técnico de opções de reabilitação, apoiando a tomada de decisão.

A metodologia de avaliação foi aplicada ao sistema separativo doméstico da bacia piloto onde foi realizado um estudo detalhado para a quantificação das aflúncias indevidas ao sistema doméstico. Foi também aplicada aos sistemas separativo doméstico e pluvial da bacia total da Quinta do Borel, para os quais foi realizado um estudo de previsão do impacto da degradação estrutural no desempenho hidráulico, utilizando a metodologia CARES, apresentada no Capítulo 2 e no Anexo 9. Na bacia total avaliou-se, ainda, o resultado de uma intervenção de beneficiação no sistema pluvial, efectuada pelos SMAS de Oeiras e Amadora. Os estudos encontram-se descritos no Capítulo 5 e no Anexo 6.

6.2.2.2. Avaliação do impacto das aflúncias indevidas de origem pluvial no desempenho do sistema separativo doméstico

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A Figura 6.33 e a Figura 6.34 representam os gráficos de sistema para a bacia piloto da Quinta do Borel, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, considerando os seis cenários de factor de carga (2, 5, 10, 20, 24 e 40) simulados, apresentados no Capítulo 5. O eixo dos X representa a gama dos factores de carga de 2 a 40 aplicados ao hidrograma do caudal médio de tempo seco que se apresenta na secção A6.1 do Anexo 6.

As aflúncias indevidas ao sistema de drenagem doméstico que ocorrem nos eventos de fraca, média e forte intensidade de precipitação apresentados anteriormente, correspondem a factores de carga de 3,4 (a), 15 (b) e 23 (c), respectivamente, assinalados nos gráficos de sistema.

As medições realizadas nesta bacia piloto permitiram identificar diferenças nos hidrogramas de caudal médio de tempo seco que ocorrem no Inverno e no Verão. Por esta razão, foi efectuada uma avaliação do desempenho do sistema, para o hidrograma de caudal médio de tempo seco, para o cenário de Inverno e para outro de Verão, apresentados na parte A6.1 do Anexo 6. Os gráficos de evento de ambos os cenários, relativos à altura de escoamento, correspondem a resultados do desempenho iguais, sendo apresentados na Figura 6.35. No que respeita à velocidade média do escoamento, observam-se algumas diferenças, apresentando-se os gráficos de evento para os cenários de Inverno e de Verão, respectivamente, na Figura 6.36 e na Figura 6.37 (David *et al.*, 2004).

As figuras apresentam a curva média, assim como os diversos percentis, tal como explicado no Capítulo 4 e em 6.2.1.2.

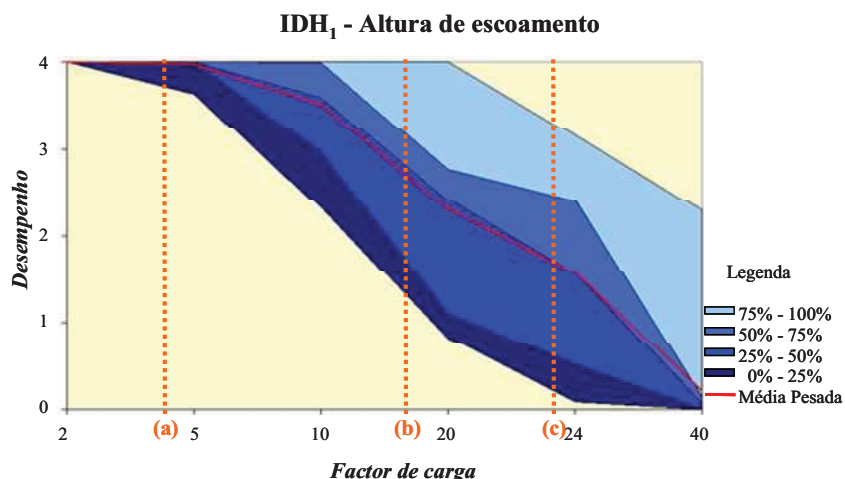


Figura 6.33 – Gráfico de sistema da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de altura de escoamento (David *et al.*, 2004)

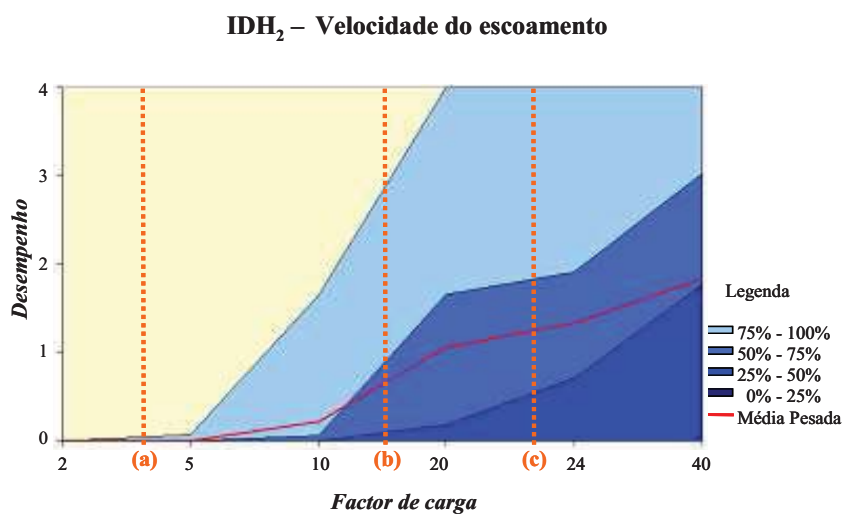


Figura 6.34 – Gráfico de sistema da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David *et al.*, 2004)

O valor da infiltração na bacia piloto da Quinta do Borel é de 0,6 l/s, estimado com base nas medições de caudal realizadas no sistema, tal como foi descrito no Capítulo 5 e na parte A6.1 do Anexo 6. O Quadro 6.7 apresenta o desempenho relativo à infiltração da bacia piloto da Quinta do Borel, sendo os seus valores representados graficamente na Figura 6.38, utilizando um gráfico em estrela. Este gráfico permite visualizar uma mancha em que o desempenho é tanto melhor quanto maior for o tamanho da mancha representada.

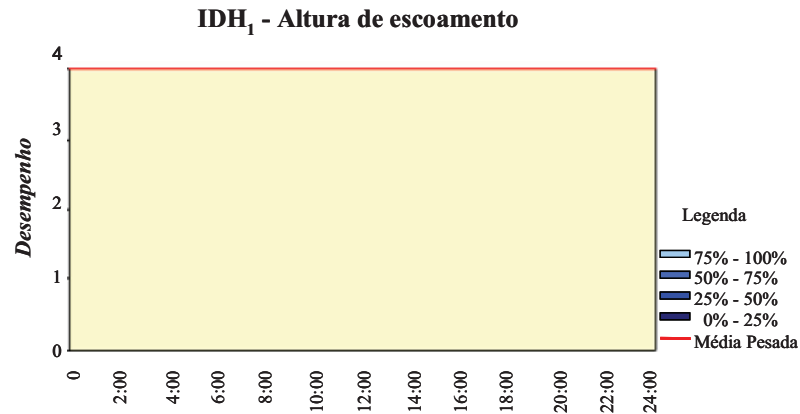


Figura 6.35 – Gráfico de evento de tempo seco, para os cenários de Inverno e de Verão, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de altura de escoamento (David *et al.*, 2004)

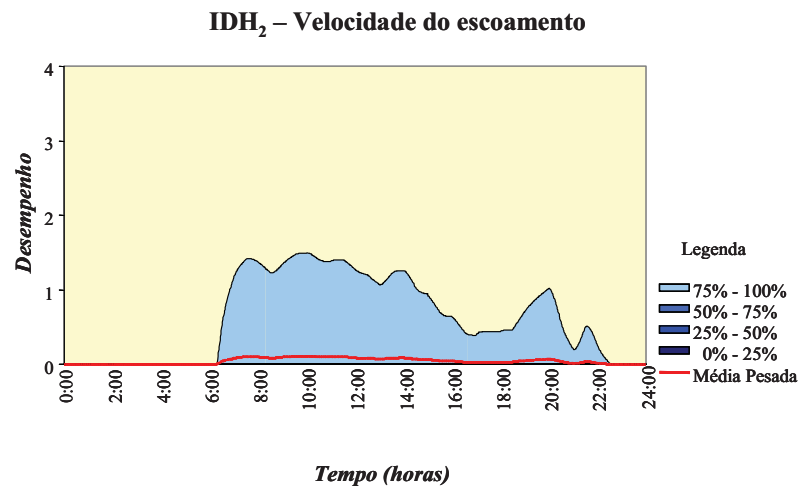


Figura 6.36 – Gráfico de evento de tempo seco, para o cenário de Inverno, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David *et al.*, 2004)

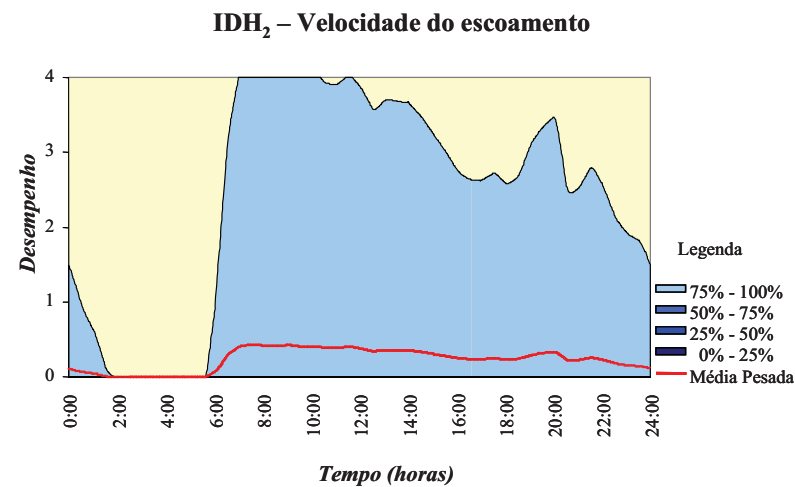


Figura 6.37 – Gráfico de evento de tempo seco, para o cenário de Verão, da bacia piloto da Quinta do Borel em termos de velocidade do escoamento (David *et al.*, 2004)

A quantificação do caudal proveniente das ligações indevidas de origem pluvial ao sistema doméstico foi determinado recorrendo às medições realizadas no sistema e ao modelo matemático, efectuando simulações da bacia de drenagem, tanto em tempo seco como em tempo de chuva, tal como foi descrito no Capítulo 5 e na parte A6.1 do Anexo 6. Na análise realizada consideraram-se 3 eventos de diferentes características, classificados como eventos fraco, médio e forte (David *et al.*, 2004), como já referido. No Quadro 6.8 apresenta-se o desempenho relativo às aflúncias indevidas de origem pluvial à rede doméstica da bacia piloto da Quinta do Borel, sendo os seus valores representados graficamente na Figura 6.38. A figura utiliza um gráfico em estrela, tal como na infiltração. Desta forma visualiza-se uma mancha em que o desempenho é tanto melhor quanto maior for o tamanho da mancha representada.

Quadro 6.7 – Desempenho relativo à infiltração na bacia piloto da Quinta do Borel

Indicador			Desempenho
IDH ₃	Q_{inf}/Q_{sc} (%)	3,20	3,81
IDH ₄	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	44,80	2,32
IDH ₅	$Q_{inf}/L_{colector}$ (m ³ /d/km)	86,40	1,82
IDH ₆	$Q_{inf}/(L_{colector} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	4,50	1,71
IDH ₇	Q_{inf}/C_{visita} (m ³ /d)	3,46	2,31
IDH ₈	$Q_{inf}/ramais_{domesticos}$ (m ³ /d)	0,82	0,00

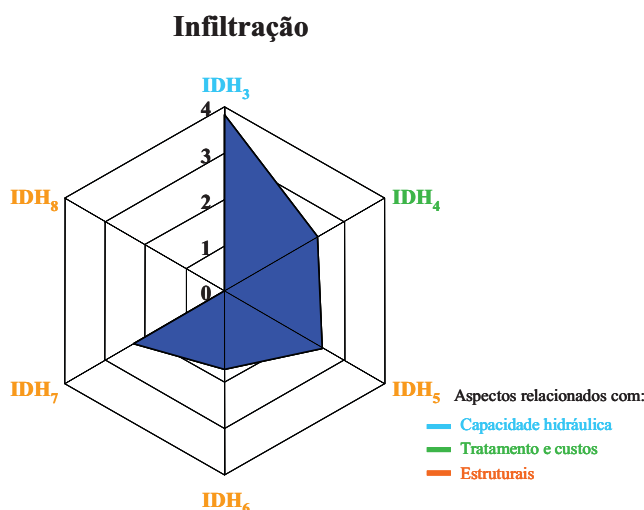


Figura 6.38 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração da bacia piloto da Quinta do Borel

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Analisando o gráfico de sistema da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.33, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o desempenho médio apresenta um comportamento normal, evidenciando um patamar que se considera óptimo

até um factor de carga de 5 e decrescendo para factores de carga superiores. Este sistema aparenta estar sobredimensionado, observando-se que todos os colectores se encontram numa situação aceitável até ao factor de carga de 12. Para valores superiores a este factor de carga, alguns colectores do sistema entram em carga, embora o desempenho médio se mantenha aceitável até ao factor de carga 22. A ocorrência de extravasamento ou inundação no sistema apenas ocorre para o factor de carga de 40. Não existem colectores individuais a influenciar significativamente o desempenho global do sistema.

Quadro 6.8 – Desempenho relativo às aflúências indevidas de origem pluvial à rede doméstica na bacia piloto da Quinta do Borel

Indicador		Evento fraco	Evento médio	Evento Forte	Desempenho médio
IDH ₉	Q _{maxlig} /Q _{sc} (%)	31,58	110,53	168,42	0,49
IDH ₁₀	Q _{lig} /Q _{mts} (%)	65,67	57,70	129,22	0,42
IDH ₁₁	V _{lig} /V _{Putil} (%)	16,47	23,26	47,97	0,00

Aflúências pluviais indevidas

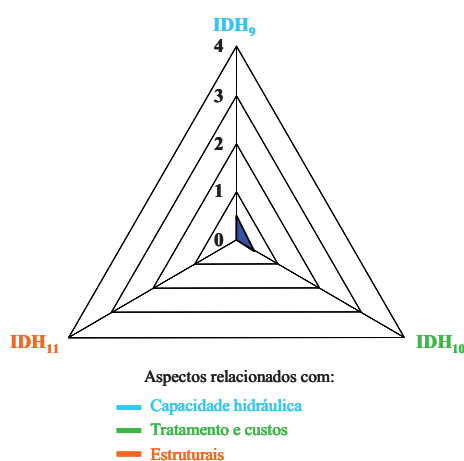


Figura 6.39 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de aflúências indevidas pluviais ao sistema doméstico da bacia piloto da Quinta do Borel

É possível verificar que a ocorrência do evento fraco registado, com o factor de carga de 3,4 (situação a), não se traduziu em qualquer problema de capacidade hidráulica, uma vez que o desempenho se manteve óptimo, com uma altura de escoamento inferior a meia secção. Para o evento de intensidade média registado, com o factor de carga de 15 (situação b), o desempenho médio do sistema manteve-se bom mas verificou-se que 25% dos colectores apresentaram um desempenho abaixo do valor aceitável, ou seja, 25% dos colectores atingiram a secção cheia.

Para o evento forte registado, com o factor de carga de 23 (situação c), o desempenho médio é inaceitável e mais de 50% dos colectores entraram em carga, não tendo havido nenhum colector com um desempenho óptimo. No gráfico da Figura 6.35, correspondente ao evento de tempo seco, observa-se um desempenho óptimo para todos os colectores, de acordo com o gráfico de sistema analisado, confirmando que o sistema não apresenta problemas de capacidade hidráulica, em especial para condições de funcionamento regular.

Relativamente ao gráfico de sistema da velocidade do escoamento (IDH₂) da Figura 6.34, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, a curva do desempenho médio apresenta um comportamento inadequado, sempre abaixo do aceitável, traduzindo problemas de desempenho relacionados com as baixas velocidades, uma vez que é sempre crescente com o factor de carga. O comportamento do sistema é significativamente heterogéneo, uma vez que para o mesmo factor de carga existe grande dispersão no desempenho dos colectores.

Analisando os gráficos de evento da Figura 6.36, para a situação de Inverno, e da Figura 6.37, para a situação de Verão, observa-se, tal como se esperava, um desempenho inaceitável em todos os colectores durante as condições de Inverno, melhorando ligeiramente para as condições de Verão.

De acordo com os gráficos de desempenho analisados, confirma-se que o sistema apresenta graves problemas de capacidade de auto-limpeza, o que é consistente com as observações de campo. Sendo a bacia piloto da Quinta do Borel uma bacia de cabeceira, com colectores apresentando inclinações baixas ou mesmo negativas, observaram-se, efectivamente, problemas de acumulação de sedimentos em certos colectores, associados a baixas velocidades, como se referiu no Capítulo 5 e na parte A6.1 do Anexo 6.

Tendo em conta o desempenho do sistema relativo à infiltração apresentado no Quadro 6.7 e na Figura 6.38, verifica-se que a ocorrência de infiltração não provoca efeitos significativos na capacidade hidráulica, traduzida por IDH₃. Também não se verificaram efeitos relevantes na contribuição da infiltração para o caudal médio de tempo seco que é transportado para tratamento, traduzido por IDH₄. Relativamente ao aspecto estrutural, traduzido por IDH₅, IDH₆, IDH₇ e IDH₈, o desempenho é inaceitável para estes indicadores, com excepção do que está relacionado com as câmaras de visita (IDH₇). Esta informação permite indicar de que os problemas estruturais possam estar associados essencialmente aos colectores e à ligação de ramais domésticos.

Prosseguindo para um estudo mais detalhado, seria necessário avaliar a infiltração comparando os indicadores em troços com características semelhantes (por exemplo, os indicadores IDH₇ e IDH₈ devem ser obtidos em bacias com comprimento de colectores semelhante; IDH₅ e IDH₆ devem ser obtidos em bacias com número de câmaras ou de ramais domésticos semelhante), uma vez que o valor obtido no presente estudo é global para a bacia piloto da Quinta do Borel.

Relativamente às aflúncias indevidas pluviais ao sistema doméstico, observando o desempenho do sistema apresentado no Quadro 6.8 e na Figura 6.39, pode constatar-se que o desempenho médio, considerando os três eventos de diferentes características, é inaceitável para todos os indicadores (IDH₉, IDH₁₀ e IDH₁₁). A secção do colector chega a ser significativamente ocupada pelos caudais indevidos (IDH₉), podendo levantar problemas a nível do desempenho hidráulico da rede.

Pode dizer-se que, em determinados eventos de precipitação, para as situações de caudal pluvial máximo (caudal de pico) que chega ao sistema doméstico, é possível verificar ocorrência de entrada em carga do sistema. De acordo com a avaliação efectuada para a capacidade hidráulica do sistema (IDH₁), para eventos cujas aflúncias correspondem a factores de carga superiores a cerca de 12, começa a observar-se a entrada em carga de alguns colectores e o desempenho médio é inaceitável para factores de carga superiores a 22. Por outro lado, as aflúncias pluviais provocam impactos significativos ao nível dos encargos com o tratamento, o que é traduzido por valores inaceitáveis de IDH₁₀. Analisando o indicador IDH₁₁, pode dizer-se que o volume de águas pluviais drenado pelo sistema doméstico é inaceitável, correspondendo a uma área de drenagem pluvial excessiva, indevidamente ligada ao sistema.

6.2.2.3. Avaliação do impacto da degradação estrutural no desempenho hidráulico do sistema

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

Sistema Doméstico

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH₁ e IDH₂. A Figura 6.40 representa os gráficos de desempenho do sistema doméstico da bacia total da Quinta do Borel, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, para os sete cenários de factor de carga considerados (1, 2, 5, 10, 15, 20 e 25) descritos no Capítulo 5 e na parte A6.2 do Anexo 6.

Na Figura 6.41 representam-se os gráficos de desempenho referidos, para o mesmo sistema, considerando o impacto da respectiva degradação estrutural ao longo do tempo, utilizando a

metodologia CARE-S apresentada no Capítulo 2 e no Anexo 9. Para o cálculo dos gráficos foram seguidos os mesmos passos descritos em 6.2.1.2.

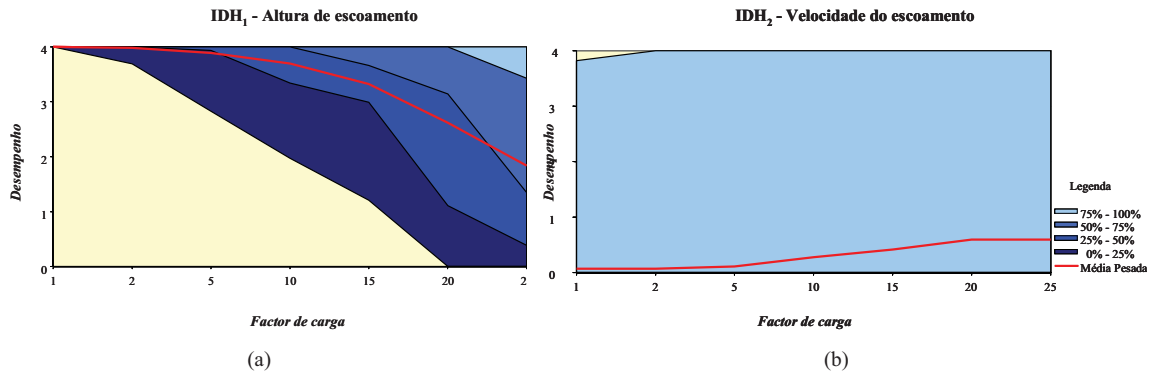


Figura 6.40 – Gráficos de desempenho do sistema doméstico da bacia total da Quinta do Borel em termos de altura (a) e velocidade do escoamento (b)

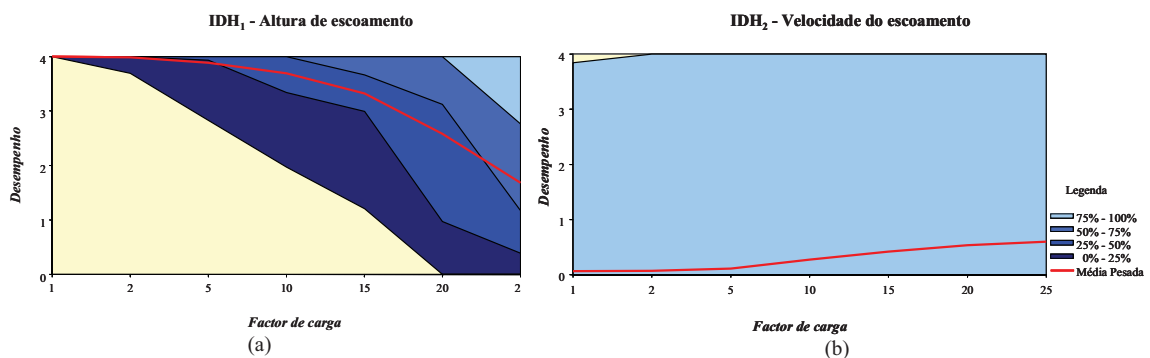


Figura 6.41 – Gráficos de desempenho do sistema doméstico da bacia total da Quinta do Borel considerando o impacto da degradação estrutural, em termos de altura (a) e velocidade do escoamento (b)

Sistema Pluvial

A Figura 6.42 representa os gráficos de desempenho do sistema pluvial da bacia da Quinta do Borel, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, para os cinco períodos de retorno considerados (2, 5, 10, 20 e 50 anos) descritos no Capítulo 5. Na Figura 6.43 representam-se os gráficos de desempenho referidos, para o mesmo sistema, considerando o impacto da respectiva degradação estrutural ao longo do tempo, utilizando a metodologia CARE-S apresentada no Capítulo 2 e no Anexo 9.

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Sistema Doméstico

No que respeita ao sistema doméstico e à altura do escoamento (IDH_1), tanto para a situação actual que não considera o impacto da degradação do sistema, representada na Figura 6.40(a),

como para a situação que considera esse impacto, representada na Figura 6.41(a), pode dizer-se que o desempenho é semelhante ao observado para a bacia piloto anteriormente apresentada.

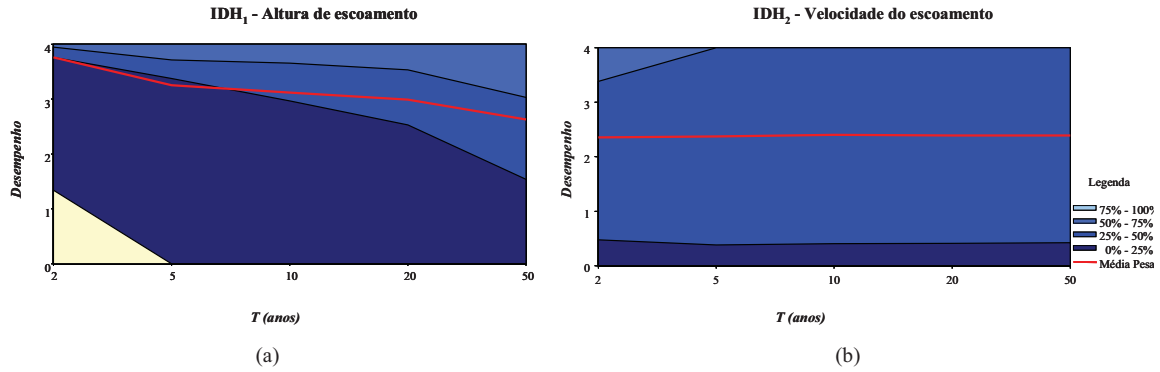


Figura 6.42 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial da bacia total da Quinta do Borel em termos de altura e velocidade do escoamento

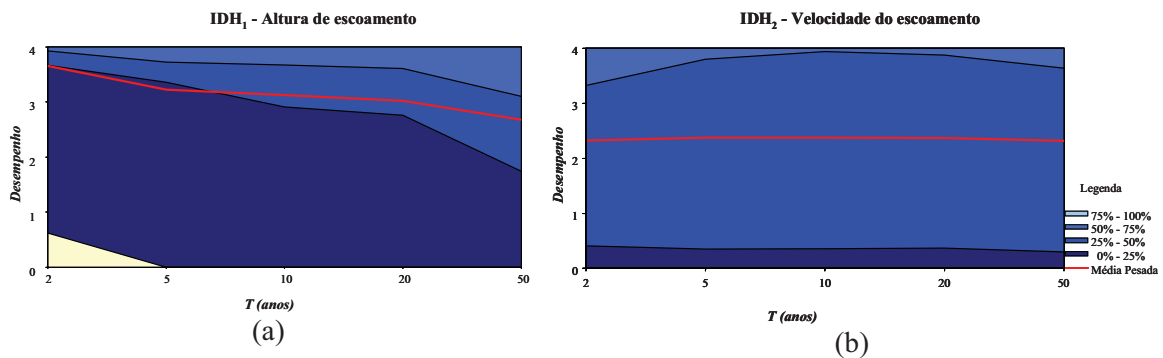


Figura 6.43 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial da bacia total da Quinta do Borel considerando o impacto da degradação estrutural, em termos de altura e velocidade do escoamento

O desempenho médio apresenta um comportamento normal, evidenciando um patamar que se considera óptimo até um factor de carga de 5, decrescendo para factores de carga superiores. Este sistema aparenta estar sobredimensionado, tal como se tinha verificado anteriormente para a bacia piloto, observando-se que todos os colectores se encontram numa situação aceitável até ao factor de carga 10, para ambas as situações. Para valores superiores a este factor de carga, alguns colectores do sistema entram em carga, embora o desempenho médio se mantenha aceitável até ao factor de carga 23. A ocorrência de extravasamento ou inundação no sistema acontece para o factor de carga de 20 e existem colectores importantes que apresentam um desempenho baixo.

Para factores de carga superiores a 5 o comportamento do sistema é significativamente heterogéneo. As diferenças no desempenho entre a situação que não considera o impacto da degradação do sistema e a que o considera, apenas se revelam a partir do factor de carga 20, apresentando, no segundo caso, uma redução mais acentuada do desempenho em função do

factor de carga. De qualquer forma, uma vez que o sistema está sobredimensionado, não se verificam problemas no seu desempenho hidráulico, nem é de esperar que este venha a apresentar problemas relevantes causados pelo impacto da degradação estrutural que é expectável vir a ocorrer com o tempo.

Relativamente à velocidade do escoamento (IDH_2), e analisando os gráficos de sistema para a situação que não considera o impacto da degradação do sistema, representada na Figura 6.40(b), e para a situação que considera esse impacto, representada na Figura 6.41(b), pode dizer-se que o desempenho é semelhante ao observado na bacia piloto anteriormente estudada. Em ambas as situações a curva do desempenho médio do sistema apresenta um comportamento inadequado, revelando problemas relacionados com baixas velocidades. O comportamento do sistema é significativamente heterogéneo.

De acordo com os gráficos de desempenho analisados, confirma-se que o sistema apresenta graves problemas de capacidade de auto-limpeza. Como foi já referido, a bacia da Quinta do Borel é uma bacia de cabeceira, com colectores apresentando inclinações baixas ou mesmo negativas, tendo-se efectivamente observado problemas de acumulação de sedimentos em certos colectores, associados a baixas velocidades, como se referiu no Capítulo 5 e na parte A6.1 do Anexo 6.

Sistema Pluvial

No que respeita ao sistema pluvial, analisando os gráficos de sistema da altura do escoamento (IDH_1) para a situação que não considera o impacto da degradação do sistema, representada na Figura 6.42(a), e para a situação que considera esse impacto, representada na Figura 6.43(a), e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que ambas as situações apresentam um desempenho semelhante.

O desempenho médio encontra-se próximo do bom e mais de 75% dos colectores apresentam um desempenho aceitável, até períodos de retorno de cerca de 40 anos. No entanto, o sistema apresenta um comportamento heterogéneo e uma distribuição assimétrica do desempenho, sendo os valores de baixo desempenho, que chegam a traduzir a ocorrência de inundações, devidos a problemas localizados afectando um pequeno número de colectores importantes. A resolução de problemas localizados melhoraria o desempenho global do sistema.

A diferença mais relevante entre as duas situações avaliadas, com e sem impacto da degradação estrutural, corresponde ao período de retorno de 2 anos. Neste caso, quando se considera a situação do impacto da degradação do sistema, verifica-se uma maior sobrecarga hidráulica nos colectores do sistema.

Relativamente à velocidade do escoamento (IDH_2), e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, analisando os gráficos de sistema para a situação que não considera o impacto da degradação do sistema, representada na Figura 6.42(b), e para a situação que considera esse impacto, representada na Figura 6.43(b), pode dizer-se que o desempenho para as duas situações referidas é também semelhante.

O desempenho médio encontra-se acima do aceitável, para todos os períodos de retorno. O sistema apresenta um comportamento significativamente heterogéneo, com uma distribuição assimétrica do desempenho. Verifica-se que cerca de 50% dos colectores do sistema apresentam um desempenho próximo do óptimo, 25% apresentam um desempenho praticamente nulo e os restantes 25% têm um desempenho que varia entre valores próximos de zero e valores próximos do óptimo.

As principais diferenças no desempenho hidráulico para a situação que considera o impacto da degradação estrutural no sistema são as seguintes:

- alguns colectores que apresentam velocidades mais baixas melhoram o seu desempenho com o período de retorno, até 10 anos;
- para valores do período de retorno superiores a 10 anos, há colectores em que as velocidades passam a atingir valores superiores ao desejável.

Representação e interpretação dos resultados da avaliação do desempenho para o sistema modificado

Como resultado do estudo experimental efectuado na bacia piloto da Quinta do Borel, e tendo em conta os problemas de inundações efectivamente verificados no sistema, os SMAS de Oeiras e Amadora realizaram uma intervenção de beneficiação no sistema pluvial, correspondente à desconexão de uma área de cerca de 4,4 ha que contribuía para o sistema pluvial (Figura 5.4). Procedeu-se à avaliação do desempenho desta situação, descrita no Capítulo 5 e na parte A6.2 do Anexo 6, para comparar os benefícios implementados ao nível do desempenho técnico. Apresentam-se na Figura 6.45 os gráficos de desempenho do sistema pluvial alterado da bacia da Quinta do Borel, relativos à altura de escoamento e à velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os cinco períodos de retorno considerados (2, 5, 10, 20 e 50 anos).

Analisando os gráficos de sistema da altura do escoamento (IDH_1) para a situação de intervenção no sistema, representada na Figura 6.44(a), e comparando com a situação que considera o impacto da degradação estrutural do sistema da Figura 6.43(a), pode dizer-se que

esta intervenção conduz a uma melhoria no desempenho do sistema. O desempenho médio melhora, situando-se acima do bom para todos os períodos de retorno.

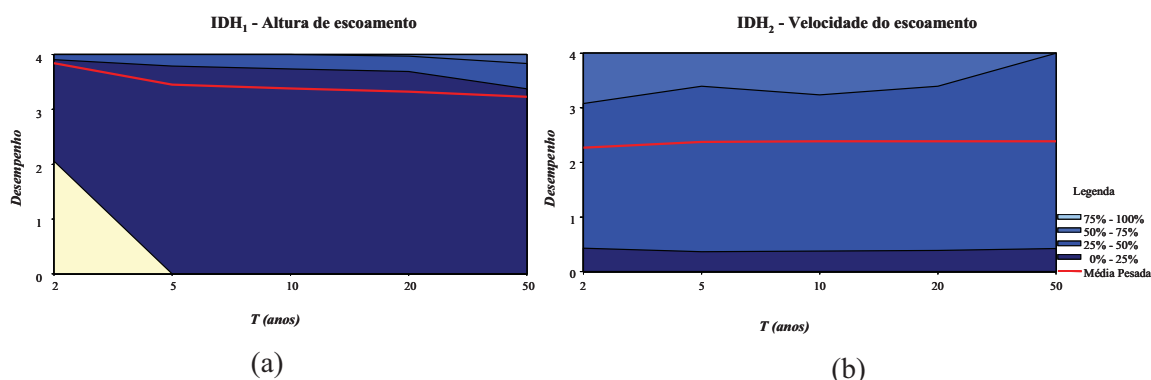


Figura 6.44 – Gráficos de desempenho do sistema pluvial beneficiado da bacia total da Quinta do Borel, em termos de altura e velocidade do escoamento

Ao contrário do que acontecia anteriormente, após a intervenção no sistema, o desempenho passou a ser aceitável em todos os colectores, para o período de retorno de 2 anos, correspondente a precipitações frequentes. Cerca de 75% dos colectores apresentam um desempenho acima do bom para todos os períodos de retorno, enquanto que anteriormente à intervenção este facto apenas se verificava até ao período de retorno de 10 anos.

No entanto, continua a observar-se que o sistema mantém um comportamento heterogéneo e uma distribuição assimétrica do desempenho, sendo os valores de baixo desempenho, que chegam a traduzir a ocorrência de inundações, devidos a problemas localizados afectando um pequeno número de colectores importantes. Permanecem, ainda, alguns problemas localizados cuja resolução melhoraria significativamente o desempenho global do sistema.

Relativamente à velocidade do escoamento (IDH₂), analisando os gráficos de sistema para a situação de intervenção, representada na Figura 6.44(b), e para a situação que considera o impacto da degradação do sistema, representada na Figura 6.43(b), pode dizer-se que o desempenho para as duas situações referidas é semelhante, encontrando-se o desempenho médio acima do aceitável (2), para todos os períodos de retorno.

Após a intervenção no sistema, verifica-se que alguns colectores com velocidades mais altas melhoram o seu desempenho com o período de retorno, até 50 anos. Para a situação anterior à intervenção esta melhoria só se verificava até ao período de retorno de 10 anos, significando que existiam colectores em que as velocidades atingiam valores superiores ao desejável, como se referiu anteriormente.

6.2.2.4. Síntese e discussão da aplicação

Apresenta-se, seguidamente, uma síntese e a discussão dos resultados da aplicação da metodologia de avaliação do desempenho ao sistema da drenagem da Quinta do Borel, com o objectivo de demonstrar que é possível estabelecer, de uma forma rápida, uma análise comparativa do respectivo desempenho e evidenciando a vantagem da metodologia proposta em relação à análise directa dos resultados da simulação matemática dos sistemas. A utilização dos gráficos de sistema, para o respectivo aspecto em análise, permite condensar a informação de cada sistema, relativamente a todos os colectores e ao longo de todas as simulações efectuadas, traduzindo-a em valores de desempenho.

Relativamente ao sistema doméstico, pode dizer-se que este é um sistema sobredimensionado, que não apresenta problemas de capacidade hidráulica e permite acomodar caudais mais elevados do que os esperados unicamente pela contribuição doméstica das águas residuais.

Embora o desempenho correspondente à infiltração apresente algum impacto ao nível dos aspectos relacionados com os encargos com o tratamento e com a condição estrutural, não tem impacto ao nível da capacidade hidráulica.

Relativamente às ligações indevidas de origem pluvial, pode dizer-se que o desempenho do sistema é inaceitável para qualquer dos aspectos atrás referidos (capacidade hidráulica, encargos com o tratamento e condição estrutural).

Relativamente à capacidade de auto-limpeza, este sistema apresenta um desempenho inaceitável, correspondendo a velocidades abaixo das desejáveis e provocando situações de acumulação de sedimentos.

Fazendo a síntese e discussão dos resultados do desempenho do sistema pluvial, pode dizer-se que, em média, o sistema apresenta um bom desempenho, em termos de capacidade hidráulica, verificando-se, no entanto, situações com ocorrência de inundações, a partir de períodos de retorno de 5 anos, devidas a problemas localizados e afectando um pequeno número de colectores importantes.

Relativamente à capacidade de auto-limpeza, o desempenho é, em média, aceitável, ocorrendo problemas de baixas velocidades em alguns colectores e prevendo-se, por isso, a acumulação de sedimentos em certas partes do sistema.

A degradação do sistema revelou ter algum impacto no seu desempenho, embora pouco significativo, provavelmente por este ser relativamente recente. No entanto, é expectável que a degradação estrutural dos sistemas, no caso de sistemas com elevado tempo de vida, possa ter

um impacto relevante no desempenho dos sistemas, podendo ser avaliado utilizando a metodologia que se propõe.

Pode concluir-se que a intervenção efectuada no sistema pluvial da Quinta do Borel beneficiou significativamente o desempenho do sistema, relativamente à sua capacidade hidráulica, nomeadamente reduzindo os problemas de inundações, embora alguns ainda se mantenham. No que respeita à capacidade de auto-limpeza, o desempenho não é alterado de forma significativa.

6.3. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS SISTEMAS UNITÁRIOS

6.3.1. Sistema de drenagem de Lisboa

6.3.1.1. Nota inicial

A utilização do sistema de drenagem de Lisboa tem como objectivo testar a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico a sistemas de drenagem urbana unitários, no que respeita à capacidade hidráulica e à capacidade de transporte de sedimentos ou condição de auto-limpeza. Para tal recorreu-se aos indicadores de desempenho hidráulico IDH_1 e IDH_2 , à escala elementar, utilizando as funções de desempenho correspondentes, à Curva 1 (representada na Figura 4.7) e Curva 2 (representada na Figura 4.8), para IDH_1 , e à Curva 4 (representada na Figura 4.10), para IDH_2 .

As funções de generalização para cada indicador utilizado são as propostas no Capítulo 4, considerando o coeficiente k unitário. Utilizam-se, para a avaliação, os dados provenientes de modelação matemática dos sistemas em causa, descritos no Capítulo 5 e no Anexo 7.

A interpretação dos gráficos de sistema, para o caso dos sistemas unitários, deve ser feita com base no Quadro 4.6 e, Curva 1 (Figura 4.7) ou Curva 2 (Figura 4.8) para a altura de escoamento, e Curva 4 (Figura 4.10), para a velocidade do escoamento. No entanto, esta interpretação torna-se mais clara quando complementada com os gráficos de evento que com eles estão relacionados.

O sistema da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara não apresenta descargas directas para o meio receptor, enquanto que o sistema do Terreiro do Paço apresenta três descargas directas para o meio receptor.

Pretende-se, neste caso de estudo, demonstrar ainda que, em sistemas de drenagem de grandes dimensões, a metodologia proposta permite, de uma forma sistemática e normalizada, por um

lado, avaliar diferentes subsistemas e comparar o desempenho entre eles; por outro, prever o desempenho de intervenções de beneficiação do sistema, apoiando a tomada de decisão, no sentido de atribuir prioridades de intervenção e comparar soluções de reabilitação, prevendo os respectivos benefícios técnicos.

6.3.1.2. Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH₁ e IDH₂. Uma vez que este sistema tem condições de fronteira de jusante, nomeadamente efeitos de maré, que influenciam o escoamento nos colectores, a altura do escoamento pode ser significativamente diferente na secção de montante e na secção de jusante do colector e, assim, o colector apresentar desempenhos diferentes em cada extremidade. Por este motivo, para a avaliação do desempenho deste sistema, em termos de altura do escoamento, foi utilizado o valor médio do desempenho, obtido para a máxima altura na secção de montante do colector e para a correspondente altura a jusante do colector. Uma vez que não existem estruturas de descarga, considerou-se que o nível de descarga coincidia com o nível do terreno, na função de desempenho.

Na Figura 6.45 e na Figura 6.46 apresentam-se os gráficos de sistema da Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara, em termos da altura de escoamento e da velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os períodos de retorno de precipitação simulados de 2, 5, 10 e 50 anos, representados no eixo dos *X*, tal como descrito no Capítulo 5 e na parte A7.1 do Anexo 7. As figuras apresentam a curva média, assim como os diversos percentis, tal como explicado no Capítulo 4 e em 6.2.1.2.

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

Observando o gráfico de desempenho do sistema em termos da altura do escoamento (IDH₁) da Figura 6.45, e tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o desempenho médio é inaceitável para os períodos de retorno considerados. O desempenho reduz-se visivelmente entre os 2 e os 5 anos, tende a aumentar entre os 5 e os 10 anos, reduzindo-se novamente entre os 10 e os 50 anos. Este comportamento indicia que uma parte do sistema está sub-dimensionado, uma vez que se verifica a redução do desempenho, logo para os períodos de retorno mais baixos. Observa-se, também, que o desempenho do sistema é heterogéneo e que 75% dos colectores apresentam um desempenho inaceitável para todos os períodos de retorno simulados. Estas observações traduzem a necessidade de

reabilitação do sistema, no sentido de dispor de maior capacidade hidráulica. Esta observação é demonstrativa da potência dos gráficos de desempenho, que permitem efectuar uma leitura muito rápida dos resultados de uma simulação inteira, condensando a informação relevante, qualquer que seja a dimensão do sistema e a duração das simulações.

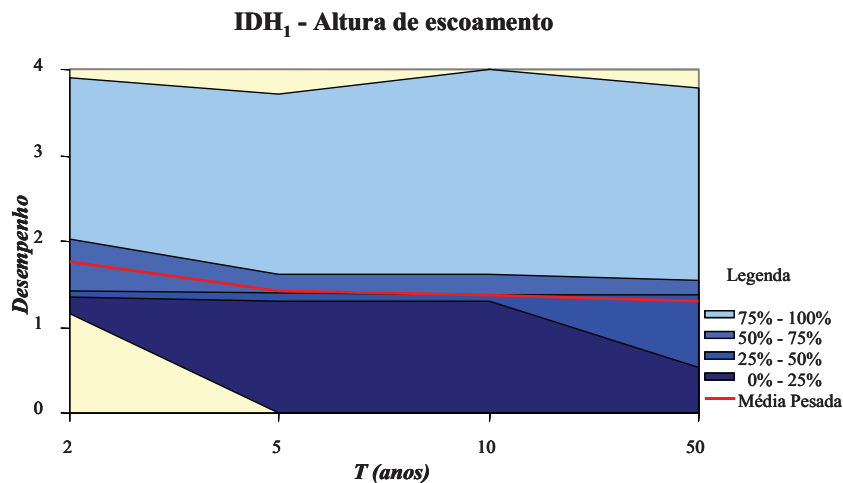


Figura 6.45 – Gráfico de sistema da Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara em termos de altura de escoamento (adaptado de Cardoso *et al.*, 1999b)

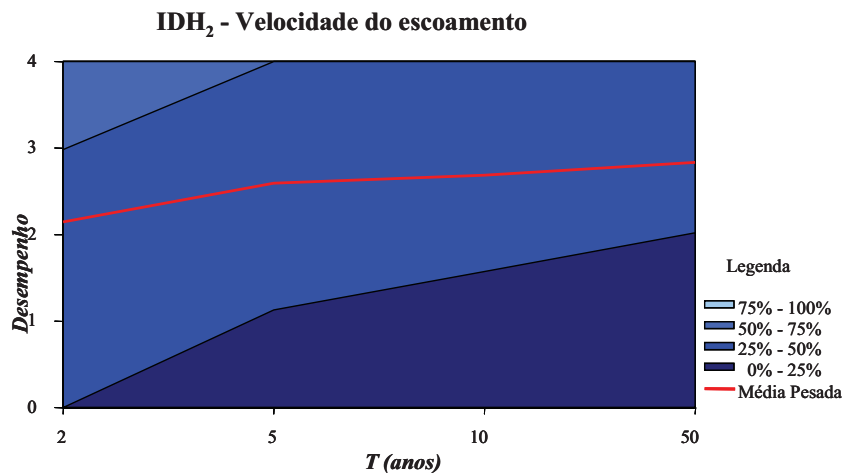


Figura 6.46 – Gráfico de sistema da Bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara em termos de velocidade do escoamento (adaptado de Cardoso *et al.*, 1999b)

Comparando o gráfico de sistema conceptual, representado na Figura 4.6(c) (onde se observa um ramo crescente com o período de retorno, ou equivalentemente com o caudal, até ao período de retorno de projecto e a partir daí um ramo decrescente), com o gráfico de sistema obtido na Figura 6.45, observa-se uma diferença relevante. Neste último, verifica-se que numa parte do sistema o desempenho decresce com o aumento de caudal, mesmo para períodos de retorno baixos, o que significa que a maior parte do sistema se encontra, em termos de desempenho, no

ramo direito da função de desempenho, que é decrescente. Uma outra parte do sistema segue o comportamento expectável, apresentado na Figura 4.6(c), ou seja, o desempenho aumenta com o período de retorno (para valores entre 5 e 10 anos), atingindo o máximo para o período de retorno de 10 anos (considerado o período de projecto para o sistema) e, acima desse valor, decresce para os maiores valores de caudal, tal como esperado.

Para a construção do gráfico de sistema em termos da velocidade de escoamento (IDH_2) da Figura 6.46, foi considerada a máxima velocidade observada em cada colector. Tendo em conta as orientações de interpretação contidas no Quadro 4.6, pode dizer-se que o sistema apresenta um desempenho médio acima do aceitável. As curvas de desempenho aumentam com o período de retorno, o que significa que está a ser utilizado o ramo esquerdo da função de desempenho (Curva 4 da Figura 4.10), ou seja, a velocidade de escoamento encontra-se, em regra, abaixo da velocidade recomendada de projecto. O comportamento do sistema é heterogéneo, chegando o desempenho a atingir valores nulos. É provável que venham a ocorrer problemas relacionados com a deposição de sedimentos e assoreamento, em alguns colectores do sistema, o que efectivamente se observou, conforme referido no Capítulo 5.

6.3.1.3. Bacia do Terreiro do Paço

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho hidráulico foi feita recorrendo aos indicadores de desempenho IDH_1 e IDH_2 . Tal como no caso anterior, este sistema tem condições de fronteira de jusante, nomeadamente efeitos de maré, que influenciam o escoamento nos colectores, pelo que a altura do escoamento pode ser significativamente diferente na secção de montante e na secção de jusante do colector. Por este motivo foi utilizado, tal como em 6.3.1.2, o valor médio do desempenho, obtido para a máxima altura na secção de montante do colector e para a correspondente altura a jusante do colector. Neste caso, existiam no sistema três estruturas de descarga para o meio receptor. Presentemente, tem-se conhecimento que o sistema de drenagem do Terreiro do Paço é já diferente daquele que serviu de base à avaliação do desempenho que aqui se apresenta.

Na Figura 6.47 e na Figura 6.48 apresentam-se os gráficos de sistema da Bacia do Terreiro do Paço, em termos da altura de escoamento e da velocidade média do escoamento nos colectores, respectivamente, para os períodos de retorno de precipitação simulados de 2, 5, 10, 20, 50 e 100 anos, representados no eixo dos X , tal como descrito no Capítulo 5 e na parte A7.2 do Anexo 7. As figuras apresentam a curva média, assim como os diversos percentis, tal como explicado no Capítulo 4 e em 6.2.1.2.

A função de desempenho adoptada (Curva 2) tem inicialmente um patamar constante, seguido de um ramo monotonamente decrescente, o que significa que a classificação mais baixa do desempenho corresponde sempre a valores excessivos de alturas de escoamento. Tendo sido identificados problemas significativos neste sistema que se prendem, essencialmente, com as alturas de escoamento, os valores seleccionados para a construção do gráfico de sistema desta variável, foram o desempenho mínimo obtido em cada período de retorno simulado. Note-se que aqui se considerou o desempenho mínimo por corresponder à situação mais desfavorável e tendo em conta a situação crítica de funcionamento deste sistema em termos de inundações.

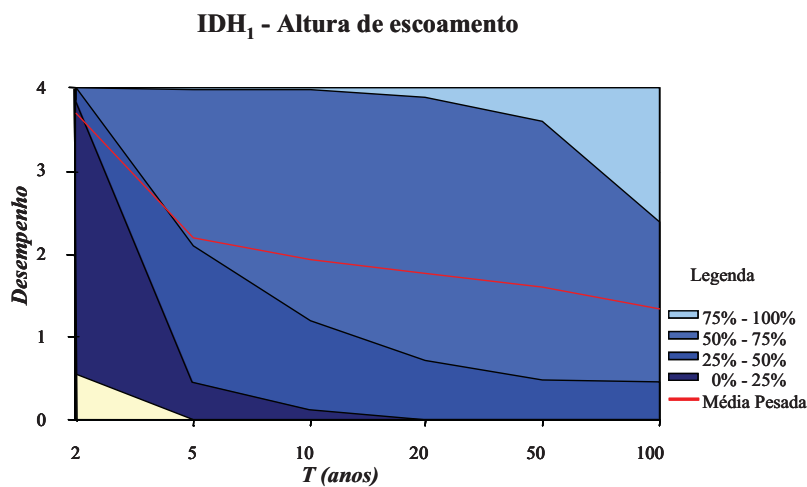


Figura 6.47 – Gráfico de sistema da Bacia Terreiro do Paço em termos de altura de escoamento (adaptado de Cardoso *et al.*, 2004a)

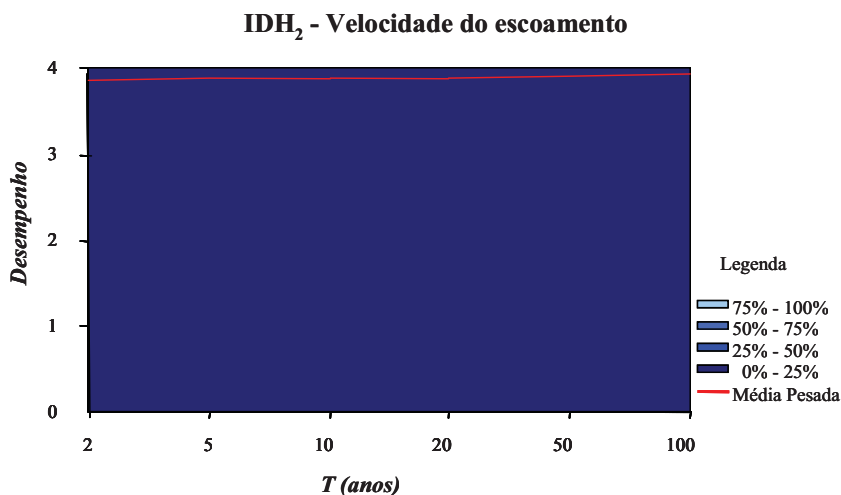


Figura 6.48 – Gráfico de sistema da Bacia do Terreiro do Paço em termos de velocidade do escoamento (adaptado de Cardoso *et al.*, 2004a)

Já no que diz respeito à velocidade de escoamento, uma vez que o baixo desempenho se pode dever tanto a baixas velocidades (que se verificam, com frequência, no início dos eventos) como

a velocidades elevadas, e que o desempenho óptimo corresponde a uma gama alargada de valores de velocidade, os valores seleccionados para o gráfico de sistema foram o máximo desempenho obtido, em cada período de retorno simulado. Esta opção permite analisar de forma mais clara o desempenho dos sistemas, uma vez que os valores mínimos ocorrem sempre, durante qualquer um dos eventos simulados, e podem ser traduzidos pelas bandas dos percentis.

IDH₁ - Altura de escoamento

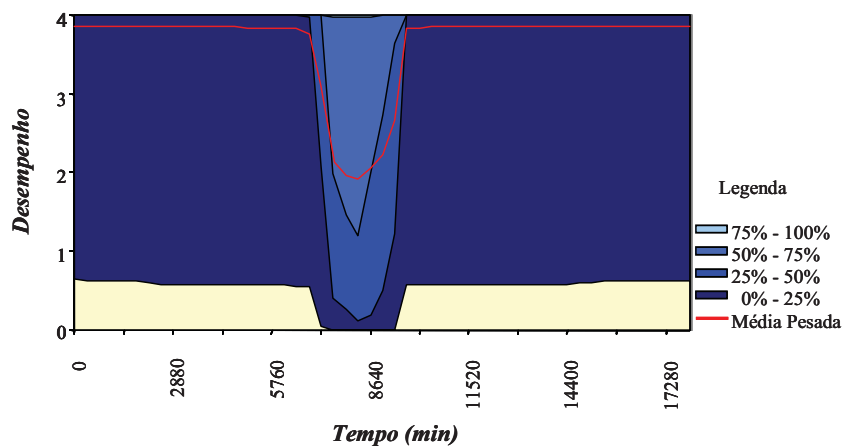


Figura 6.49 – Gráfico de evento de projecto com período de retorno de 10 anos da Bacia do Terreiro do Paço, em termos de altura de escoamento (Cardoso *et al.*, 2004a)

IDH₂ – Velocidade do escoamento

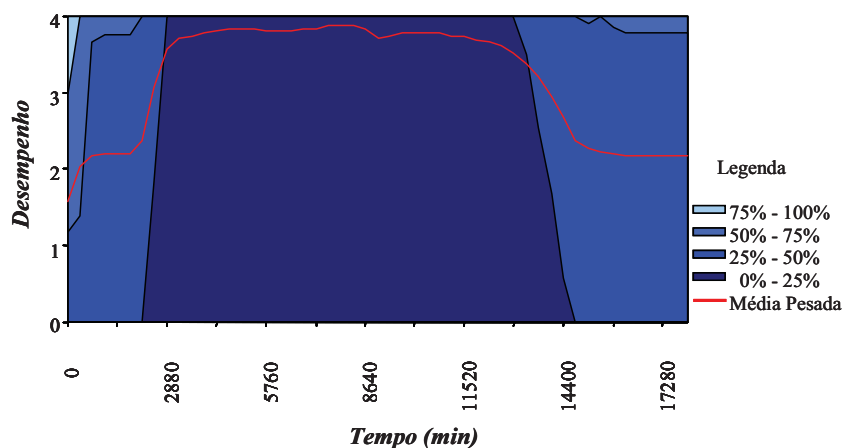


Figura 6.50 – Gráfico de evento de projecto com período de retorno de 10 anos da Bacia do Terreiro do Paço, em termos de velocidade de escoamento (Cardoso *et al.*, 2004a)

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

O gráfico de sistema para a altura de escoamento (Figura 6.47) permite verificar que o sistema apresenta pouca capacidade hidráulica e um desempenho muito heterogéneo. O desempenho médio inicia-se próximo do óptimo mas é sempre decrescente, mudando bruscamente de declive

devido, provavelmente, ao facto do nível de descarga ter sido atingido para períodos de retorno superiores a 5 anos. Observa-se uma grande dispersão dos valores do desempenho para o período de retorno de 2 anos. Este facto indica que são poucos os colectores que apresentam um desempenho deficiente, uma vez que os seus baixos valores de desempenho não são suficientes para baixar ao valores do desempenho médio pesado. As bandas intermédias tornam-se mais largas para os períodos de retorno superiores, sugerindo que o sistema apresenta, pelo menos, duas áreas com desempenhos distintos.

Os gráficos de sistema são mais fáceis de interpretar se forem analisados em conjunto com os gráficos de evento que com eles estão relacionados, como o da Figura 6.49, baseado numa precipitação de projecto. As variações verificadas neste gráfico mostram uma banda de desempenho mais larga do que a dos gráficos de sistema, permitindo analisá-los noutra perspectiva. A Figura 6.49 revela que o desempenho médio, para a altura de escoamento, está sempre junto do valor óptimo, com excepção do período de tempo correspondente à ocorrência do caudal máximo, decorrente da intensidade máxima do evento de precipitação, onde o valor mínimo do desempenho se aproxima do aceitável. No entanto, existem colectores em carga, colectores com descargas e que chegam mesmo a observar-se inundações durante o período de tempo em que ocorre o caudal máximo. Esta observação é demonstrativa da potência dos gráficos de desempenho, que permitem efectuar uma leitura muito rápida dos resultados de uma simulação inteira, condensando a informação relevante, qualquer que seja a dimensão do sistema e a duração das simulações.

O gráfico de sistema para a velocidade do escoamento, apresentado na Figura 6.48, mostra um sistema com um desempenho médio próximo do óptimo, aumentando muito ligeiramente com o período de retorno. Na realidade, o aumento do caudal afluente, correspondente ao aumento do período de retorno, não corresponde a um aumento significativo nas velocidades, devido aos baixos declives dos colectores e ao efeito de maré. Este efeito constrange o escoamento nas secções de jusante onde os diâmetros são mais elevados, mesmo para os períodos de retorno mais altos.

Existe uma dispersão grande nos valores do desempenho chegando a ocorrer alguns problemas num pequeno número de colectores, provavelmente os que se localizam na parte de jusante do sistema e que mantêm sempre a velocidade de escoamento muito baixa. Este facto pode ser confirmado analisando o gráfico de evento de projecto, apresentado na Figura 6.50, onde se pode observar que os valores mais elevados do desempenho médio ocorrem durante o período de tempo correspondente ao caudal máximo, decorrente da intensidade máxima do evento de precipitação, e os valores mais baixos ocorrem no início do evento. No entanto, é também

durante a ocorrência do caudal máximo que se verificam valores do desempenho que atingem o zero, indiciando que os colectores de jusante apresentam baixas velocidades de escoamento, pelas razões já apontadas.

Representação e interpretação dos resultados da avaliação do desempenho para o sistema modificado

A solução de melhoria do sistema que foi analisada corresponde a um aumento da capacidade do colector de jusante, como descrito no Capítulo 5 e na parte A7.2 do Anexo 7. A hipotética melhoria produz os gráficos de sistema que se apresentam na Figura 6.51, para a altura de escoamento, e na Figura 6.52, para a velocidade de escoamento.

Neste caso, pode observar-se, no que respeita à altura do escoamento, uma melhoria significativa do desempenho. A curva do desempenho médio mantém-se acima do aceitável, neste caso, até um período de retorno de 20 anos, em vez dos anteriores 5 anos e mantém-se entre o bom e o óptimo até cerca de 10 anos. Verificam-se, no entanto, ainda, problemas em alguns colectores menos importantes. Também as inundações ocorrem agora para o período de retorno de 20 anos, em vez dos anteriores 5 anos.

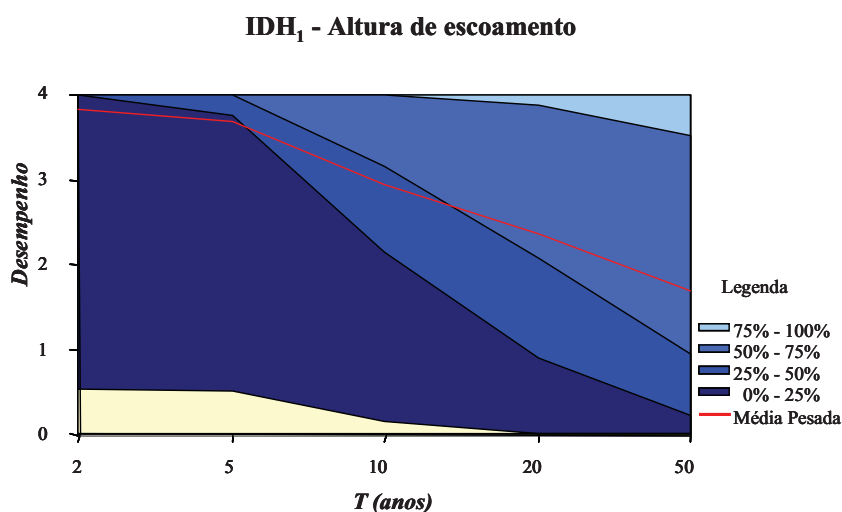


Figura 6.51 – Gráfico de sistema, da Bacia Terreiro do Paço com uma solução de melhoria de funcionamento, em termos de altura de escoamento (Cardoso *et al.*, 2004a)

No que respeita à velocidade do escoamento, o comportamento melhora relativamente ao da situação inicial do sistema. Para os períodos de retorno mais elevados, os colectores com pior desempenho melhoram o respectivo comportamento, uma vez que as causas apontadas para o mau desempenho são ultrapassadas, agora, para os caudais mais elevados. Esta melhoria começa a ser visível a partir do período de retorno de 5 anos, sendo mais significativa para os períodos de retorno mais elevados.

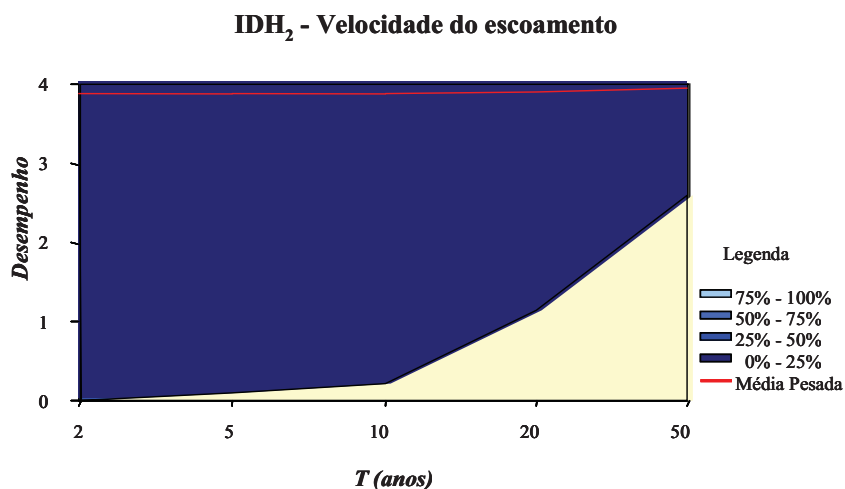


Figura 6.52 – Gráfico de sistema, da Bacia Terreiro do Paço com uma solução de melhoria de funcionamento, em termos da velocidade de escoamento (Cardoso *et al.*, 2004a)

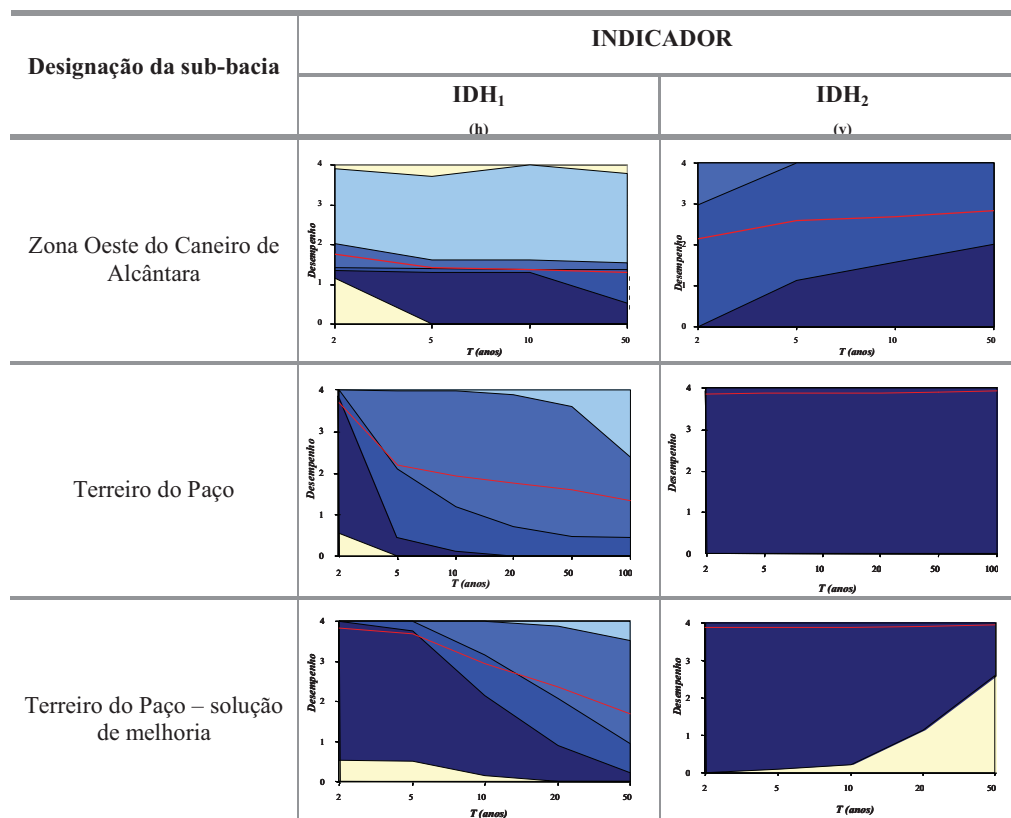
6.3.1.4. Síntese e discussão da aplicação

Apresenta-se, seguidamente, uma síntese e a discussão dos resultados da aplicação da metodologia de avaliação do desempenho aos dois subsistemas do sistema de drenagem urbana de Lisboa, considerados no presente trabalho. Pretende-se demonstrar que é possível estabelecer, de uma forma rápida, uma análise comparativa do respectivo desempenho e evidenciando a vantagem da metodologia proposta em relação à análise directa dos resultados da simulação matemática dos sistemas.

No Quadro 6.9 apresentam-se os gráficos de sistema, relativamente aos indicadores de desempenho IDH₁ e IDH₂, para as bacias da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara e do Terreiro do Paço. Cada um dos gráficos, para o respectivo aspecto em análise, condensa a informação de cada sistema, relativamente a todos os colectores e ao longo de todas as simulações efectuadas, traduzindo-a em valores de desempenho.

Assim, no que respeita à capacidade hidráulica, traduzida pela altura do escoamento (IDH₁), a bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara é a que apresenta o pior desempenho médio. Ambos os sistemas apresentam um comportamento heterogéneo verificando-se, no entanto, que na bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara cerca de 75% do sistema apresenta um desempenho inferior ao aceitável. Na bacia do Terreiro do Paço existe uma distribuição assimétrica do desempenho, com problemas generalizados de colectores com pior desempenho. Em ambos os sistemas se verifica a ocorrência de algumas inundações para períodos de retorno iguais ou superiores a 5 anos.

Quadro 6.9 – Comparação dos gráficos de sistema para os subsistemas estudados do Sistema de drenagem de Lisboa



Relativamente à capacidade de transporte de sedimentos, traduzida pela velocidade do escoamento (IDH₂), a bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara é, também, a que apresenta o pior desempenho médio e ambos os sistemas apresentam comportamentos heterogêneos. No entanto verifica-se que, na bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara existe uma distribuição de desempenho assimétrica e os valores de baixo desempenho devem-se a problemas localizados em colectores importantes, devidos a baixas velocidades. Já na bacia do Terreiro do Paço existe um pequeno número de colectores, não muito importantes, com desempenho deficiente.

Pode dizer-se que a bacia da Zona Oeste do Caneiro de Alcântara é a que apresenta maiores problemas quer de capacidade hidráulica quer de auto-limpeza dos colectores, aumentando a possibilidade de ocorrência de inundações e assoreamento em alguns colectores. A avaliação da solução hipotética para beneficiação do sistema do Terreiro do Paço permite identificar melhorias no seu desempenho, quer relativamente à capacidade hidráulica quer à capacidade de auto-limpeza.

6.3.2. Sistema de drenagem de Innsbruck – Áustria

6.3.2.1. Nota inicial

O sistema de drenagem de Innsbruck é unitário e foi considerado para a avaliação do desempenho ambiental provocado por descargas. Este sistema situa-se em Innsbruck, Áustria, e descreve-se no Capítulo 5 e na secção A8.1 do Anexo 8, totalmente com base na informação apresentada em Rauch *et al.* (1999). A informação disponível, constante na referida literatura, corresponde às características gerais do sistema e das respectivas descargas, nomeadamente volume, frequência e carga dos nutrientes azoto total (N_{tot}) e fósforo total (P_{tot}), obtidas através dos resultados, para um período de 15 anos (1977-1991), de um modelo matemático calibrado do sistema. O sistema apresenta diversos problemas de capacidade hidráulica, com ocorrência de inundações, e os descarregadores de tempestade apresentam um comportamento insatisfatório causando impactos no meio receptor, o rio Inn (Rauch *et al.*, 1999).

A utilização deste sistema tem como objectivo demonstrar a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico a sistemas de drenagem urbana unitários, no que respeita à avaliação quantitativa das descargas de tempestade, nomeadamente a percentagem de volume descarregado e a frequência de descarga, recorrendo aos indicadores de desempenho ambiental IDAQ₁ e IDAQ₂, à escala elementar das descargas, utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 7 (representada na Figura 4.13), à avaliação da qualidade das descargas, nomeadamente as concentrações de N_{tot} e P_{tot} descarregadas, recorrendo aos indicadores de desempenho ambiental IDAQ₆ e IDAQ₇, à escala global, e utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 8 (representada na Figura 4.14) e Quadro 4.7.

A situação actual do sistema foi comparada com quatro estratégias de melhoria do comportamento do sistema, correspondendo duas delas a hipóteses de infiltração de águas pluviais e as duas restantes a hipóteses de armazenamento, apresentadas em Rauch *et al.* (1999). Os dados e a informação utilizada na avaliação descrevem-se no Capítulo 5 e na parte A8.1 do Anexo 8.

6.3.2.2. Avaliação do sistema de Innsbruck

Representação dos resultados da avaliação do desempenho

A avaliação do desempenho ambiental para o sistema de drenagem de Innsbruck foi realizada recorrendo aos indicadores de desempenho IDAQ₁, IDAQ₂, IDAQ₆ e IDAQ₇. Para o sistema actual o desempenho ambiental apresenta-se no Quadro 6.10, representando-se graficamente na

Figura 6.62. No que respeita às estratégias de beneficiação do sistema, a comparação do desempenho utilizando os indicadores referidos, apresenta-se no Quadro 6.11 e na Figura 6.63.

Quadro 6.10 – Desempenho ambiental das descargas do sistema de Innsbruck actual (valores anuais)

Descarga	IDAQ ₁		IDAQ ₂		IDAQ ₆		IDAQ ₇	
	V _{desc} /V _{putil} (%)	Desempenho	n _{desc} (-)	Desempenho	N _{tot_{desc}} (mg/l)	Desempenho	P _{tot_{desc}} (mg/l)	Desempenho
D1	35,00	2,60	33,50	0,00	-	-	-	-
D2	18,00	3,28	16,10	1,39	-	-	-	-
D3	15,00	3,40	31,50	0,00	-	-	-	-
D4	10,00	3,60	40,50	0,00	-	-	-	-
Média Pesada	24,60	3,04	30,70	0,32	20,32	0,00	1,92	3,81

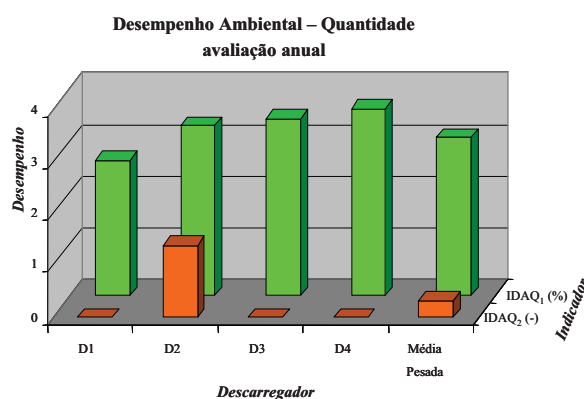


Figura 6.53 – Gráfico de desempenho ambiental relativo às descargas do sistema de Innsbruck

Quadro 6.11 – Desempenho ambiental das descargas de várias estratégias de melhoria do sistema de Innsbruck (valores anuais)

Estratégia	IDAQ ₁		IDAQ ₂		IDAQ ₆		IDAQ ₇	
	V _{desc} /V _{putil} (%)	Desempenho	n _{desc} (-)	Desempenho	N _{tot_{desc}} (mg/l)	Desempenho	P _{tot_{desc}} (mg/l)	Desempenho
Actual	24,60	3,02	30,70	0,32	15,68	0,00	1,48	3,85
Infiltração 1	17,80	3,29	27,70	0,23	16,09	0,00	1,50	3,85
Infiltração 2	12,90	3,48	24,30	0,57	10,88	3,27	1,06	3,89
Armazenamento 1	24,00	3,04	28,00	0,20	15,74	0,00	1,52	3,85
Armazenamento 2	22,00	3,12	23,60	0,64	16,93	0,00	1,71	3,83

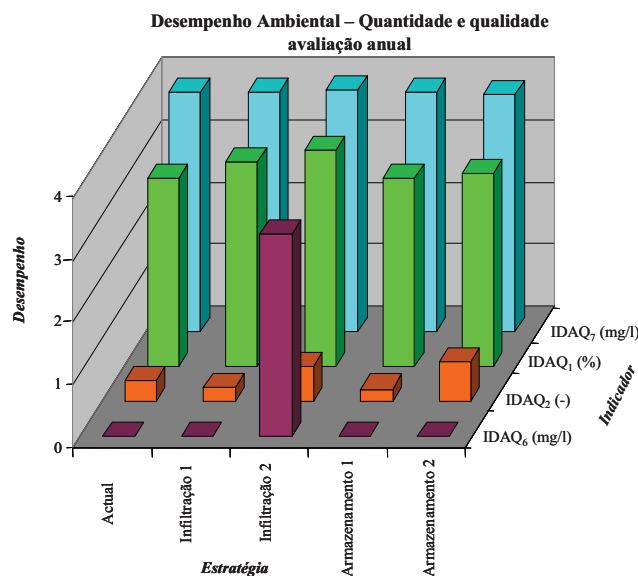


Figura 6.54 – Gráfico para comparação do desempenho ambiental relativo às descargas de várias estratégias de beneficiação do sistema de Innsbruck

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho

O gráfico de desempenho ambiental relativo às descargas (Figura 6.53) permite observar que o desempenho médio respeitante ao volume descarregado pelas descargas de tempestade mais relevantes do sistema (IDAQ₁) é próximo do bom, o que significa que, do volume de precipitação útil caído na bacia de drenagem, é descarregado um volume inferior a 25%.

A descarga D1 apresenta o desempenho mais baixo, mas aceitável, que corresponde a descarregar um volume de precipitação útil inferior a 50%. Já no que diz respeito à frequência das descargas (IDAQ₂) o desempenho médio e de cada uma das descargas é inaceitável, sendo nulo para todas as descargas (frequência acima de 30/ano) com exceção da D2 que apresenta uma frequência de 16 descargas por ano. Segundo a metodologia e os critérios de avaliação propostos, significa que os efeitos agudos das descargas têm um impacto significativo, representado pelo IDAQ₂, mas o impacto cumulativo, representado pelo IDAQ₁, pode não ser significativo.

No que diz respeito aos indicadores de qualidade apresentados no Quadro 6.10, IDAQ₆ apresenta um desempenho inaceitável (acima de 15 mg/l) e IDAQ₇ um bom desempenho (inferior a 10 mg/l).

Comparando o desempenho das estratégias de beneficiação do sistema na Figura 6.54 e no Quadro 6.11, pode observar-se que o desempenho médio respeitante ao volume (IDAQ₁) e à concentração de Ptot (IDAQ₇) descarregados são bons para todas as estratégias. No que diz respeito à frequência de descarga (IDAQ₂) o desempenho mantém-se inaceitável para todas as

estratégias. Relativamente à concentração de Ntot descarregada (IDAQ₆), a estratégia *Infiltração 2*, correspondente à desconexão de 33% de área impermeável, é a única a apresentar um bom desempenho, mantendo-se as restantes com desempenhos inaceitáveis.

6.3.2.3. Síntese e discussão dos resultados da aplicação

Os indicadores de desempenho ambiental propostos para a avaliação da quantidade e da qualidade das descargas de tempestade permitem avaliar o desempenho ambiental dos sistemas unitários no que respeita aos efeitos das descargas de tempestade no meio receptor. A aplicação efectuada permitiu avaliar um sistema que apresentava deficiências de funcionamento e comparar estratégias de beneficiação, tendo-se concluído que, das alternativas apresentadas, a estratégia *Infiltração 2* é a que reduz os problemas causados pelas descargas do sistema, melhorando o desempenho ambiental do sistema, relativamente aos aspectos analisados. No entanto a frequência de descarga mantém-se, ainda, inaceitável.

No estudo apresentado em Rauch *et al.* (1999) é feita uma análise integrada do sistema tendo em conta todas as descargas, incluindo do efluente da ETAR. Estes autores concluem que as estratégias de infiltração são mais benéficas para o sistema integrado, por reduzirem os nutrientes descarregados, uma vez que as águas pluviais são retiradas do sistema. Confirmam estas conclusões os resultados da avaliação utilizando a metodologia proposta na presente dissertação. Por outro lado, os mesmos autores concluem que o armazenamento piora os fluxos de nutrientes no sistema, melhorando o que diz respeito às descargas do sistema, mas piorando a eficiência da ETAR.

Não foi possível aplicar todos os indicadores ambientais propostos relativos às descargas de excedentes de sistemas de drenagem urbana por não ter sido possível reunir toda a informação relativa às variáveis necessárias para o seu cálculo. No entanto, espera-se que os restantes indicadores traduzam o desempenho dos sistemas de forma equiparada aos que foram aplicados, uma vez que os respectivos conceitos e aplicação são semelhantes.

6.4. SISTEMAS DE DRENAGEM PARA ESTUDO DA INFILTRAÇÃO E EXFILTRAÇÃO

6.4.1. Nota inicial

A aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico aos sistemas de drenagem franceses, Yzeron e Ecully, assim como ao sistema de drenagem italiano de Torraccia, tem o

objectivo de testar o sistema de avaliação do desempenho, no que respeita à infiltração e à exfiltração, recorrendo aos indicadores de desempenho hidráulico IDH₃, IDH₄, IDH₅, IDH₆ e IDH₇, à escala global, utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 6 (Figura 4.12) e Quadro 4.3, e aos indicadores de desempenho ambiental IDAQ₁₁, IDAQ₁₂ e IDAQ₁₃, à escala global, utilizando a função de desempenho correspondente à Curva 12 (Figura 4.18) e Quadro 4.9.

Utilizaram-se nestes casos de estudo os mesmos métodos de medição de infiltração e exfiltração, o que torna possível a comparação dos resultados. Pretende-se, com esta aplicação, demonstrar que a metodologia proposta permite, de uma forma sistemática e normalizada, avaliar diferentes subsistemas e comparar o desempenho entre eles, apoiando a tomada de decisão, no sentido de atribuir prioridades de intervenção, relativamente aos aspectos considerados.

6.4.2. Sistema de drenagem de Yzeron – França

Representação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração

O desempenho relativo à infiltração apresenta-se no Quadro 6.12, tendo sido calculado com base nas medições de infiltração realizadas, descritas no Capítulo 5 e na parte A8.2 do Anexo 8, para oito sub-bacias da bacia total de Yzeron. Os valores de desempenho são representados graficamente da Figura 6.55 à Figura 6.59. Da Figura 6.60 à Figura 6.64 representam-se os gráficos de desempenho para cada um dos seis indicadores, incluindo os valores das oito sub-bacias e o valor médio de desempenho obtido para bacia total de Yzeron, calculado através de uma média simples do desempenho das oito sub-bacias.

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração

Para a bacia total de Yzeron, e tendo em conta os resultados apresentados no Quadro 6.12 e da Figura 6.55 à Figura 6.64, verifica-se que existe algum impacto no que respeita à capacidade hidráulica do sistema, traduzido por IDH₃, embora dentro do aceitável. Sob o ponto de vista dos encargos com o tratamento o desempenho é inaceitável, representando o caudal adicional de infiltração, em média, 55% do caudal médio de tempo seco que chega à ETAR (IDH₄). No que respeita aos indicadores IDH₅, IDH₆ e IDH₇ os valores obtidos correspondem a um desempenho inaceitável, podendo dar indicação de uma condição estrutural deficiente.

Quadro 6.12 – Desempenho relativo à infiltração na bacia de Yzeron

Sub-bacia	IDH ₃	IDH ₄	IDH ₅	IDH ₆	IDH ₇
	Q_{inf}/Q_{sc} (%)	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	$Q_{inf}/L_{colector}$ (m ³ /d/km)	$Q_{inf}/(L_{colector} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	Q_{inf}/C_{visita} (m ³ /d)
Ponto 1	17,27	76,25	1972,14	10,57	76,24
Ponto 2	8,05	88,46	1126,23	84,80	323,66
Ponto 3	4,03	27,01	18,59	0,10	0,77
Ponto 4	45,41	59,01	720,23	4,96	31,060
Ponto 5	14,77	78,29	187,80	1,36	6,90
Ponto 6	6,46	72,26	1255,37	7,06	53,51
Ponto 7	0,15	36,15	45,72	0,17	2,60
Ponto 12	6,27	80,96	3744,43	31,57	127,13
<i>Média</i>	<i>12,80</i>	<i>55,11</i>	<i>2401,32</i>	<i>17,57</i>	<i>77,73</i>

Desempenho					
Ponto 1	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Ponto 2	2,52	0,00	0,00	0,00	0,00
Ponto 3	3,59	3,39	3,75	4,00	3,85
Ponto 4	0,00	0,94	0,00	1,45	0,00
Ponto 5	1,36	0,00	0,00	3,51	0,84
Ponto 6	2,94	0,00	0,00	0,25	0,00
Ponto 7	4,00	2,84	2,98	4,00	2,80
Ponto 12	2,99	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Média</i>	<i>2,31</i>	<i>0,90</i>	<i>0,84</i>	<i>1,65</i>	<i>0,94</i>

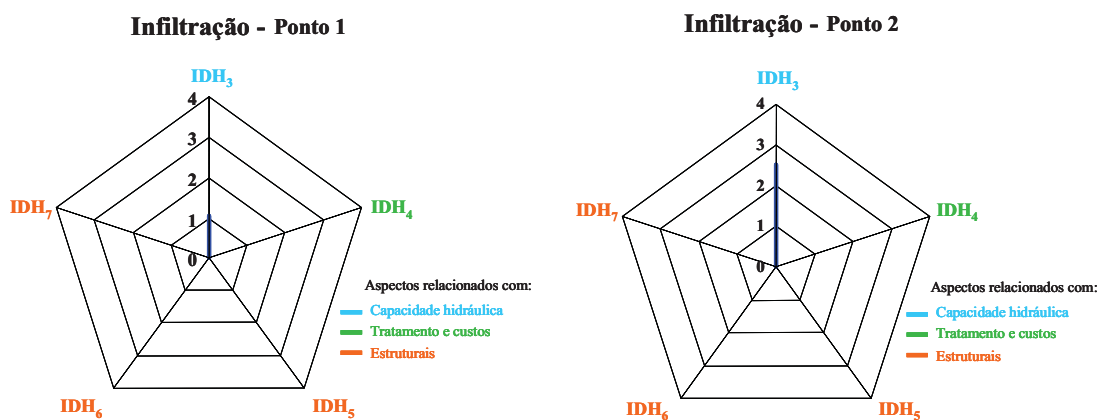


Figura 6.55 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 1 e ao Ponto 2

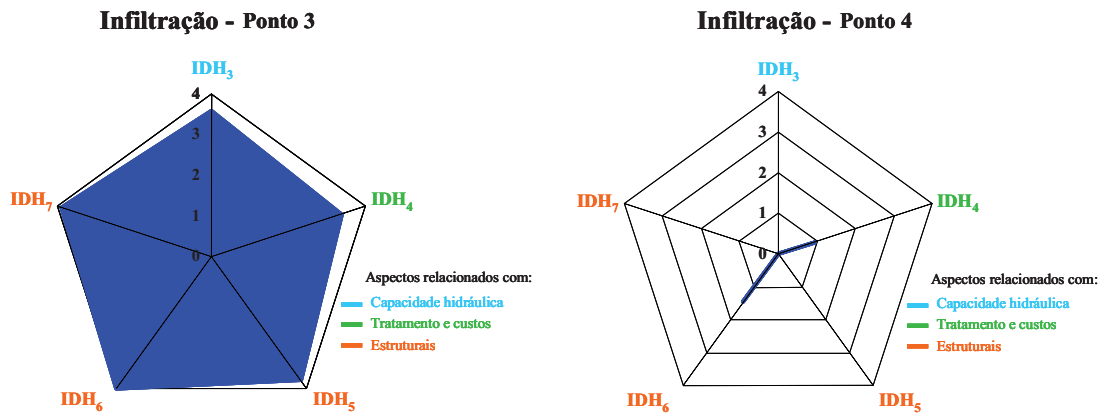


Figura 6.56 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 3 e ao Ponto 4

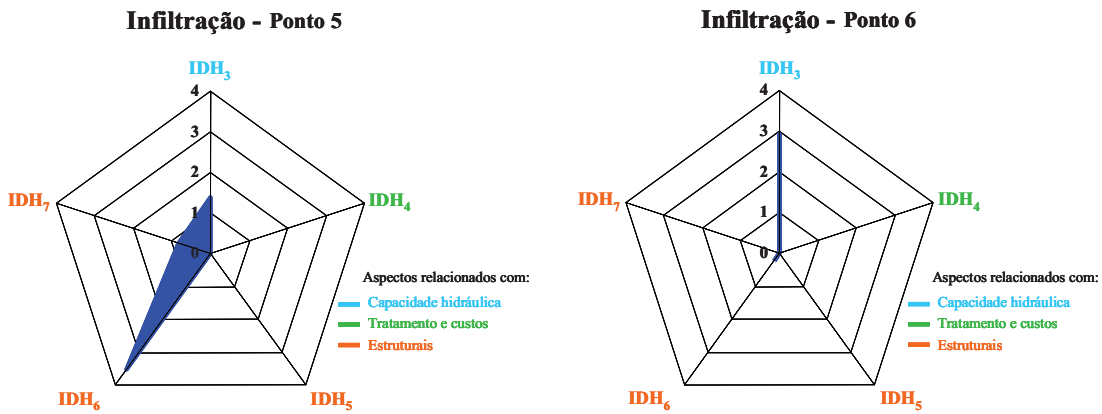


Figura 6.57 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 5 e ao Ponto 6

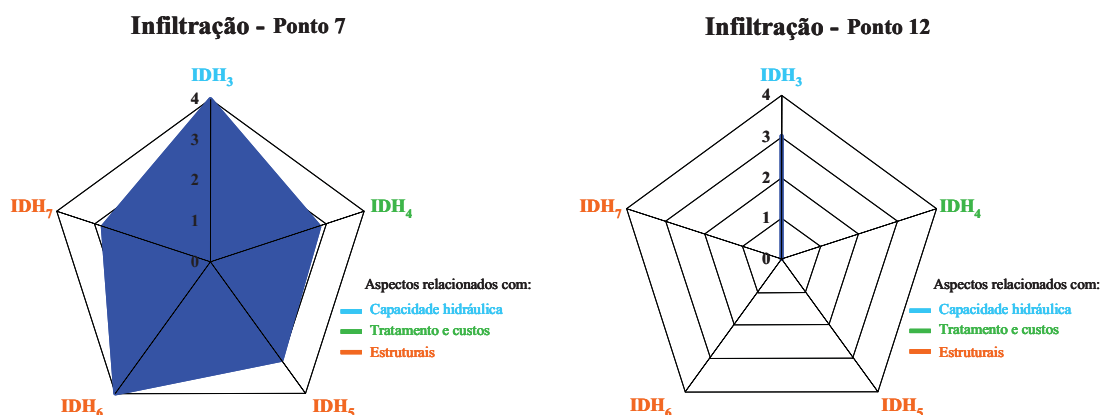


Figura 6.58 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração das sub-bacias de Yzeron associadas ao Ponto 7 e ao Ponto 12

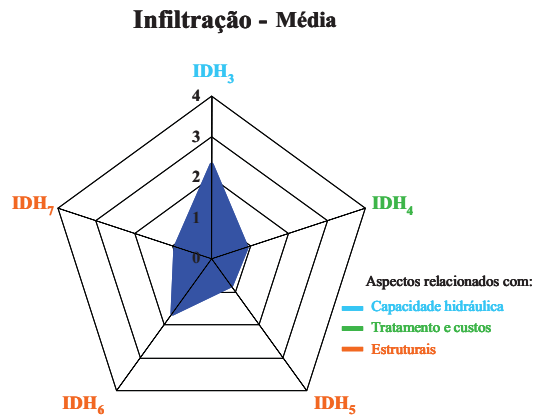


Figura 6.59 – Representação gráfica da média dos indicadores de desempenho de infiltração da bacia de Yzeron

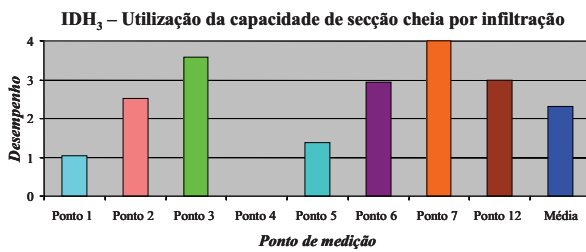


Figura 6.60 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH₃

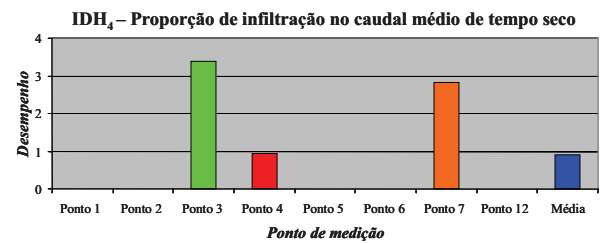


Figura 6.61 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH₄

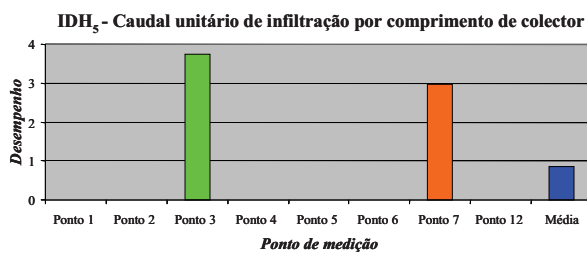


Figura 6.62 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH₅

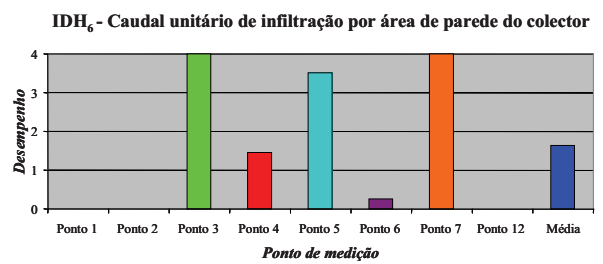


Figura 6.63 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH₆

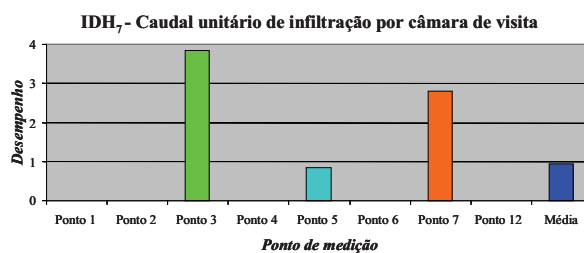


Figura 6.64 – Desempenho da bacia de Yzeron para IDH₇

Desta avaliação pode dizer-se que se observam impactos significativos em termos de custos operacionais, uma vez que o volume de águas residuais, devido exclusivamente à infiltração, que é transportado e tratado na ETAR, ou eventualmente bombado, representa cerca de metade do caudal médio de tempo seco. Esta avaliação reflecte o facto dos colectores da bacia de Yzeron se encontrarem, efectivamente, em mau estado estrutural, de acordo com a informação dos gestores do sistema, encontrando-se presentemente em desenvolvimento projectos de reabilitação para o sistema (Cardoso *et al.*, 2004c).

A comparação do desempenho entre as várias sub-bacias é facilitada pela análise gráfica. Os gráficos em estrela, permitem visualizar uma mancha em que o desempenho é tanto melhor quanto maior for o tamanho da mancha representada. Relativamente ao ponto de vista da capacidade hidráulica, são as bacias associadas aos pontos 1, 4 e 5 as que apresentam desempenhos inaceitáveis, e nas restantes os problemas não têm impacto na capacidade hidráulica (IDH₃). Sob o ponto de vista económico (IDH₄) e da condição estrutural (IDH₅, IDH₆ e IDH₇), as bacias correspondentes aos Pontos 1, 2, 5, 6 e 12 são as que apresentam maiores problemas decorrentes da infiltração no sistema, com desempenhos nulos na maioria dos indicadores, seguidas da bacia associada ao Ponto 4 com um desempenho inaceitável. As sub-bacias associadas aos Pontos 3 e 7 não apresentam problemas de desempenho devidos à infiltração, apresentando a mancha maior nas figuras correspondentes.

Observa-se que o indicador IDH₆ traduz valores de desempenho superiores relativamente ao IDH₅, evidenciando a influência de se considerar a área de parede dos colectores na avaliação do respectivo desempenho. No entanto o indicador IDH₅ é de mais simples aplicação por considerar apenas o comprimento dos colectores.

6.4.3. Sistema de drenagem de Ecully – França

Representação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração e à exfiltração

No Quadro 6.13 apresentam-se os valores do desempenho relativo à infiltração (*a*) e à exfiltração (*b*), calculados para o sistema de Ecully, com base nas medições descritas no Capítulo 5 e na secção A8.3 do Anexo 8. Os seus valores são representados graficamente na Figura 6.65, através de gráficos em estrela, tal como em 6.4.2.

Quadro 6.13 – Desempenho relativo à infiltração e à exfiltração do sistema de Ecully

Indicador		Desempenho	
<i>Infiltração</i>			
IDH ₃	Q_{inf}/Q_{sc} (%)	0,28	4,00
IDH ₄	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	41,79	2,50
IDH ₅	$Q_{inf}/L_{colector}$ (m ³ /d/km)	0,05	4,00
IDH ₆	$Q_{inf}/(L_{colector} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	0,31	4,00
IDH ₇	Q_{inf}/C_{visita} (m ³ /d)	2,06	3,11
<i>Exfiltração</i>			
IDAQ ₁₁	Q_{exf}/Q_{mts} (%)	10,27	0,00
IDAQ ₁₂	$Q_{exf}/L_{colector}$ (m ³ /d/km)	77,53	0,00
IDAQ ₁₃	$Q_{exf}/(L_{colector} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	0,27	1,62
IDAQ ₁₄	Q_{exf}/C_{visita} (m ³ /d)	2,81	0,00

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração e à exfiltração

Para a bacia de Ecully, avaliando o impacto da infiltração no sistema, e tendo em conta os resultados apresentados no Quadro 6.13 e na Figura 6.65, não se verificam impactos no que respeita à capacidade hidráulica do sistema, traduzida por IDH₃. Sob o ponto de vista económico o desempenho é aceitável, observando-se um caudal adicional de infiltração que corresponde a cerca de 40% do caudal médio de tempo seco que chega à ETAR (IDH₄). Não são de esperar problemas na condição estrutural do sistema, uma vez que IDH₅, IDH₆ e IDH₇ têm desempenho superior ao bom.

Desta a avaliação pode dizer-se que os maiores impactos da infiltração são em termos de custos operacionais e de poluentes transportados para a ETAR ou descarregados nos meios receptores.

Avaliando o impacto da exfiltração do sistema, a bacia de Ecully apresenta um desempenho inaceitável relativo a todos os indicadores, sendo de esperar impactos ao nível de contaminação do solo envolvente.

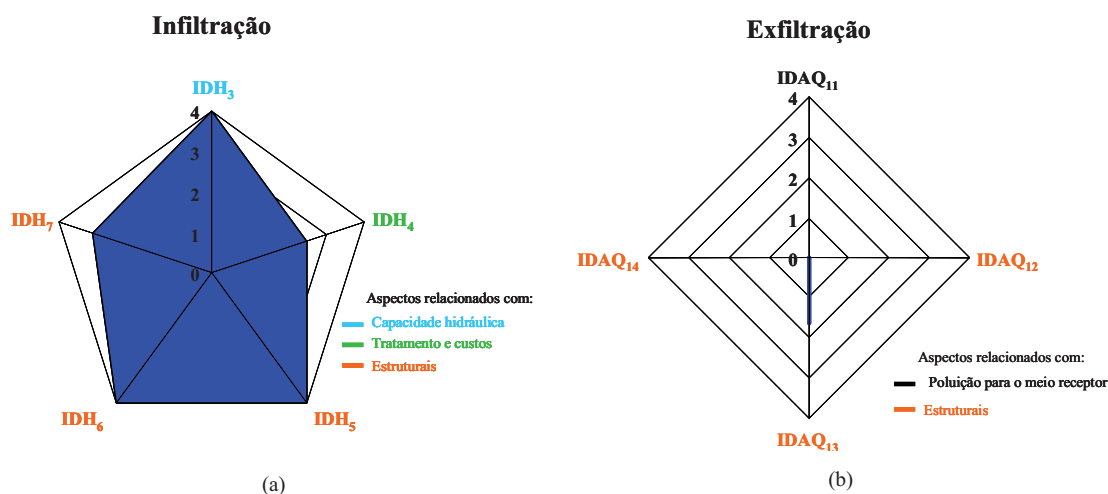


Figura 6.65 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração e de exfiltração da bacia de Ecully

6.4.4. Sistema de drenagem de Torraccia – Itália

Representação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração e à exfiltração

O desempenho relativo à infiltração e à exfiltração para o sistema de drenagem de Torraccia, calculados com base nas medições descritas no Capítulo 5 e na secção A8.4 do Anexo 8, apresenta-se no Quadro 6.14 e no Quadro 6.15, respectivamente. Os valores são representados graficamente na Figura 6.66, correspondendo os indicadores de infiltração à designação (a) e os de exfiltração à designação (b). A exfiltração foi medida em dois colectores, referidos como Trecho 1 e Trecho 2 (Figura 5.13), apresentando-se os resultados obtidos em cada um deles.

Quadro 6.14 – Desempenho relativo à infiltração do sistema de Torraccia

Indicador de infiltração			Desempenho
IDH ₃	Q_{inf}/Q_{sc} (%)	0,06	4,00
IDH ₄	Q_{inf}/Q_{mts} (%)	15,38	4,00
IDH ₅	$Q_{inf}/L_{colector}$ (m ³ /d/km)	0,04	4,00
IDH ₆	$Q_{inf}/(L_{colector} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	0,10	4,00
IDH ₇	Q_{inf}/C_{visita} (m ³ /d)	0,89	3,78

Quadro 6.15 – Desempenho relativo à exfiltração do sistema de Torraccia

Indicador de exfiltração			Desempenho
IDAQ ₁₁	$Q_{\text{exf}}/Q_{\text{mts}}$ (%)	Trecho 1 – 8,69 Trecho 2 – 1,73	Trecho 1 – 0,52 Trecho 2 – 3,14
IDAQ ₁₂	$Q_{\text{exf}}/L_{\text{colector}}$ (m ³ /d/km)	Trecho 1 – 529 Trecho 2 – 61	Trecho 1 – 0,00 Trecho 2 – 0,00
IDAQ ₁₃	$Q_{\text{exf}}/(L_{\text{colector}} \times P)$ (m ³ /d/(cm*km))	Trecho 1 – 1,05 Trecho 2 – 0,10	Trecho 1 – 0,00 Trecho 2 – 2,00
IDAQ ₁₄	$Q_{\text{exf}}/C_{\text{visita}}$ (m ³ /d)	Trecho 1 – 11,76 Trecho 2 – 1,30	Trecho 1 – 0,00 Trecho 2 – 0,00

Interpretação dos resultados da avaliação do desempenho relativo à infiltração e à exfiltração
 Avaliando o impacto da infiltração no sistema de Torraccia, e tendo em conta os resultados apresentados no Quadro 6.14 e na Figura 6.66, pode dizer-se que este sistema não apresenta problemas de infiltração sob qualquer ponto de vista (capacidade hidráulica – IDH₃, económico – IDH₄ ou condição estrutural do sistema – IDH₅, IDH₆ e IDH₇) uma vez que os valores de desempenho são óptimos ou próximo do óptimo para todos os indicadores. Esta avaliação confirma o esperado, uma vez que o nível freático se encontrava abaixo das cotas de soleira dos colectores durante a campanha de medições.

Avaliando o impacto da exfiltração no sistema de Torraccia, observa-se no Trecho 1 um desempenho inaceitável relativo a todos os indicadores, com valores praticamente nulos. O mesmo se observa no Trecho 2, com excepção da percentagem de caudal médio de tempo seco que se exfiltra neste troço e a exfiltração por unidade de área de parede, sendo de esperar impactos ao nível de contaminação do solo envolvente. O Trecho 1 apresenta um pior desempenho do que o Trecho 2.

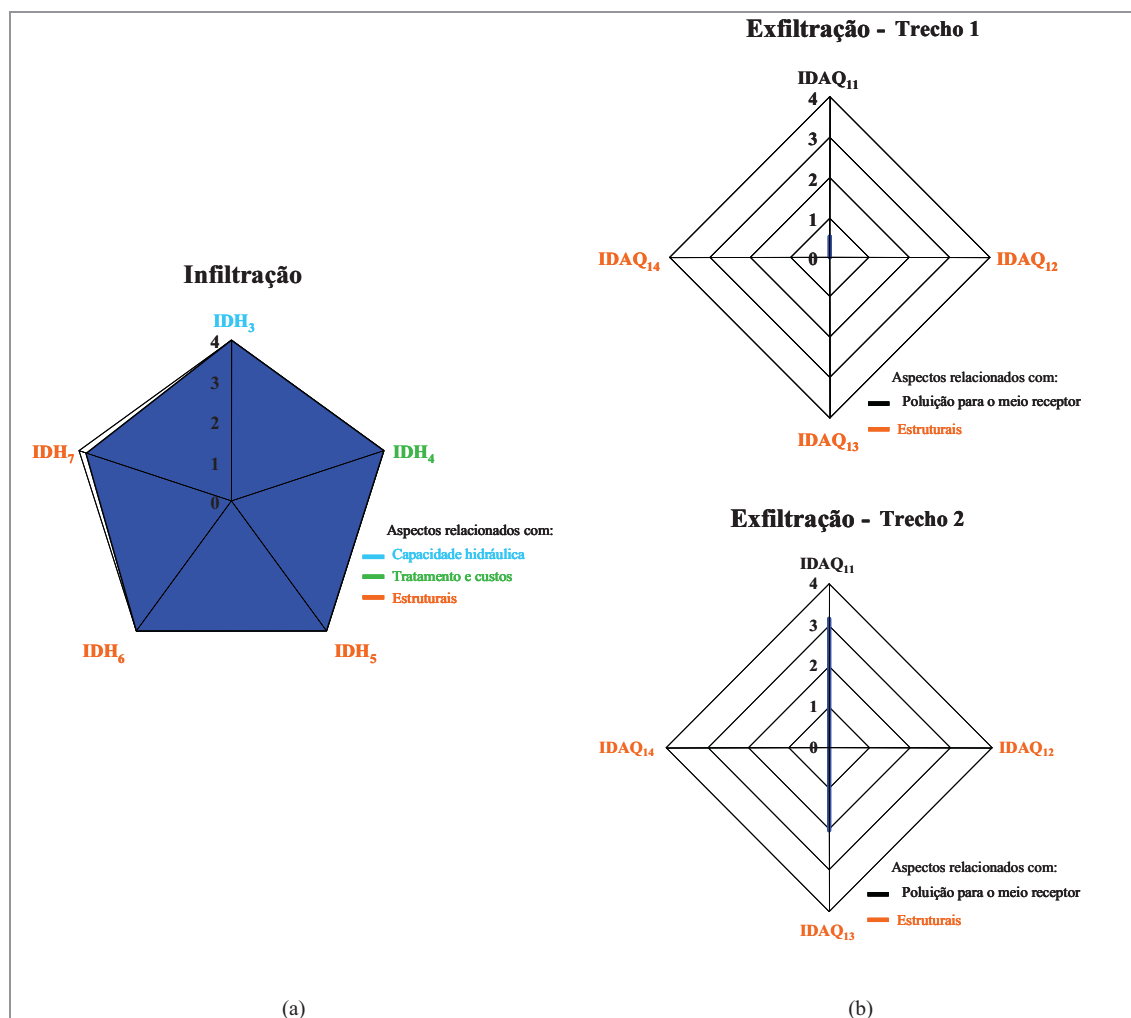


Figura 6.66 – Representação gráfica dos indicadores de desempenho de infiltração e de exfiltração da bacia de Torraccia

6.4.5. Síntese e discussão da aplicação

Apresenta-se, seguidamente, uma síntese e a discussão da aplicação da metodologia de avaliação do desempenho relativa à infiltração e exfiltração aos casos de estudo em França e em Itália, com o objectivo de estabelecer uma análise comparativa do respectivo desempenho e evidenciar a vantagem da metodologia proposta no processo de tomada de decisão, no que diz respeito a intervenções de beneficiação do sistema.

Na Figura 6.67 apresentam-se os gráficos de desempenho de infiltração, relativamente aos indicadores de desempenho IDH₃, IDH₄, IDH₅, IDH₆ e IDH₇, comparando os três sistemas avaliados – Yzeron, Ecully e Torraccia. Na Figura 6.68 apresentam-se os gráficos de desempenho de exfiltração, relativamente aos indicadores de desempenho IDAQ₁₁, IDAQ₁₂, IDAQ₁₃ e IDAQ₁₄, comparando os dois sistemas avaliados – Ecully e Torraccia.

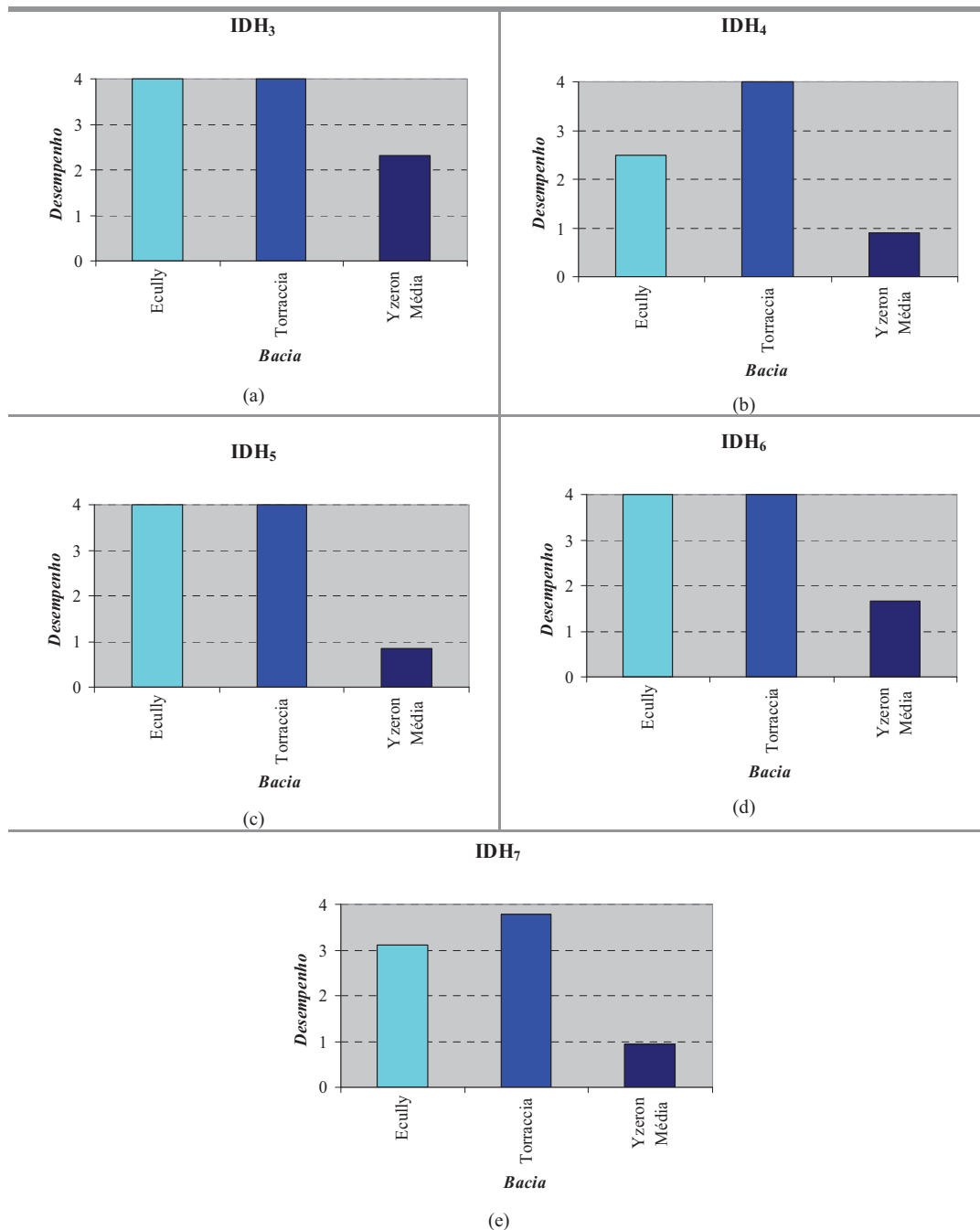


Figura 6.67 – Gráficos de desempenho de infiltração para as bacias de Yzeron, Ecully e Torraccia

No que respeita à infiltração, comparando o desempenho dos três sistemas é claramente visível que o de Yzeron é aquele que revela maiores problemas no que respeita à infiltração. Este sistema apresenta os valores mais baixos, relativamente às bacias de Ecully e Torraccia, sendo inaceitáveis para todos os indicadores, à excepção de IDH₃, o qual se encontra no limite do aceitável. O sistema de Torraccia é o que apresenta um melhor desempenho, para todos os indicadores, com valores próximos do óptimo, não sendo de esperar problemas relacionados

com a infiltração no sistema. Na bacia de Ecully o desempenho encontra-se acima do aceitável para todos os indicadores, sendo os piores resultados em termos de custos operacionais e de poluentes transportados para a ETAR. Desta avaliação pode dizer-se que a bacia de Yzeron é a que necessita prioritariamente de intervenção.

Recorrendo à avaliação detalhada do sistema de Yzeron, apresentada em 6.4.2, pode dizer-se que, neste sistema, as sub-bacias associadas aos Pontos 1, 4 e 5 apresentam desempenhos inaceitáveis relativos à capacidade hidráulica. Sob o ponto de vista dos custos operacionais, de poluentes transportados para a ETAR e da condição estrutural são as bacias correspondentes aos Pontos 1, 2, 5, 6 e 12 são as que apresentam maiores problemas decorrentes da infiltração no sistema, seguidas da bacia associada ao Ponto 4. As sub-bacias associadas aos pontos 3 e 7 não apresentam problemas de desempenho devidos à infiltração.

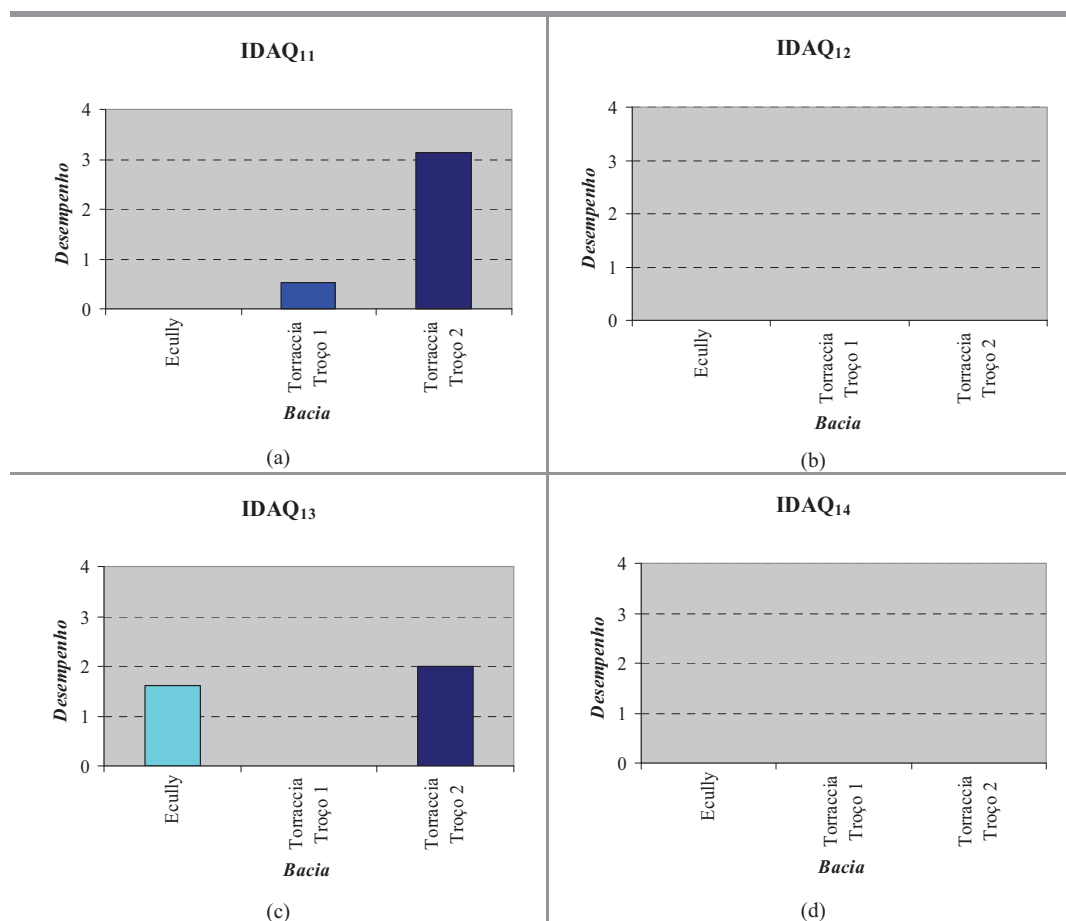


Figura 6.68 – Gráficos de desempenho de exfiltração para as bacias de Ecully e Torraccia

No que respeita à exfiltração, comparando o desempenho dos sistemas de Ecully e Torraccia, pode dizer-se que ambas apresentam um mau desempenho, para os colectores onde foram realizadas as medições, embora se verifique que o Trecho 2 da bacia de Torraccia é o que

apresenta melhores resultados de desempenho relativamente aos indicadores IDAQ₁₁ e IDAQ₁₃. É também visível a diferença de desempenho entre os dois trechos da bacia de Torraccia, para estes últimos indicadores definidos.

Desta forma, considerando o quadro de indicadores de desempenho proposto para a infiltração, a avaliação pode ser dirigida aos aspectos de capacidade hidráulica, encargos com o tratamento e estruturais (no colector, câmaras de visita ou ramais). Da mesma forma, relativamente à exfiltração pode ser dirigida de poluição do meio receptor e estruturais. Assim, seleccionando os indicadores que são relevantes para os aspectos a avaliar, é possível quantificar e comparar de uma forma sistemática e normalizada o desempenho dos sistemas e controlar a sua evolução ao longo do tempo.

6.5. SÍNTESE CONCLUSIVA

Apresentou-se, no presente capítulo, a aplicação da metodologia de avaliação do desempenho técnico de sistemas de drenagem urbana, que se propõe na presente dissertação, a vários casos de estudo, para efectuar o seu teste, adequação e validação. Os casos de estudo correspondem a sistemas de drenagem com características e aplicações distintas, tendo-se incluído na avaliação os dois domínios considerados na metodologia: o domínio *hidráulico* e o domínio *ambiental*.

Todas as propriedades do sistema definidas na metodologia foram consideradas nas aplicações, nomeadamente a capacidade hidráulica, a capacidade de transporte de sedimentos ou condição de auto-limpeza, a infiltração, as ligações indevidas de origem pluvial à rede doméstica, as descargas para o meio receptor, a septicidade e a exfiltração, assim como os dois níveis de avaliação, ou seja, a avaliação à escala da bacia ou sistema e à escala do elemento.

O sistema de avaliação do desempenho providencia um quadro de indicadores que cobre os aspectos relevantes do desempenho dos sistemas. No entanto, em cada caso devem seleccionar-se aqueles que são importantes para os objectivos do estudo, os que são aplicáveis e aqueles para os quais existe informação disponível e fiável. Por esta razão não foi possível efectuar a aplicação de todos os indicadores ambientais propostos relativos às descargas de excedentes de sistemas de drenagem urbana por ocorrência de precipitação.

A selecção dos vários casos de estudo teve por base a opção por sistemas reais onde existisse informação disponível quer de modelação, quer de monitorização dos sistemas. Esta condição resultou da necessidade de aferir se os resultados obtidos através da metodologia de avaliação do

desempenho traduzem de forma objectiva e real os aspectos observados concretamente nos sistemas, de forma a validar a referida metodologia.

O conhecimento e a informação sobre os sistemas constituem a base de qualquer avaliação a efectuar. Assim, a metodologia que se propõe necessitando, naturalmente, dessa informação, constitui uma forma acessível pelas entidades gestoras de processar e agregar essa informação, tornando os resultados fácil e rapidamente interpretáveis.

O tipo de dados disponíveis condiciona a escala de avaliação. Assim, para uma avaliação menos detalhada, à escala global, é possível utilizar dados de monitorização; já uma avaliação detalhada, à escala elementar, necessita de dados de modelação, o que envolve um maior investimento financeiro da entidade gestora. Neste último caso, a informação fornecida pela modelação é, geralmente, em grande quantidade, extensa e de complexa interpretação. A metodologia proposta permite, qualquer que seja o tipo de dados utilizados, obter resultados de avaliação facilmente interpretáveis pelos responsáveis pela gestão técnica dos sistemas.

Considera-se que a metodologia proposta é eficaz e permite fornecer informação sobre o desempenho nas áreas definidas e considerando os critérios de avaliação estabelecidos. Desta forma pode ser utilizada como um apoio efectivo à gestão técnica dos sistemas e à tomada de decisão, cumprindo os objectivos pretendidos para o seu desenvolvimento.

Em relação a alguns indicadores propostos, podem efectuar-se os seguintes comentários:

- o indicador de capacidade hidráulica – altura de escoamento (IDH_1) é um indicador que, embora possa ser aplicado à escala da bacia, fornece significativamente mais informação se utilizado à escala do elemento, uma vez que o desempenho que traduz depende das características do colector. Quando utilizando à escala do elemento permite avaliar a dispersão do desempenho em todo o sistema; a sua utilização à escala da bacia fornece informação na secção de jusante da bacia, onde ocorre, previsivelmente, o caudal mais elevado;
- o indicador de capacidade de auto-limpeza – velocidade de escoamento (IDH_2) é um indicador que apenas fornece informação significativa se utilizado à escala do elemento;
- os indicadores de infiltração (IDH_3 a IDH_6) embora possam ser aplicados à escala do elemento são, geralmente, aplicados à escala da bacia, uma vez que as medições da infiltração são realizadas a esta escala;
- os indicadores de exfiltração (IDH_{11} a IDH_{15}) embora possam ser aplicados à escala da bacia, se se obtiver uma estimativa ao nível da bacia, são, geralmente, aplicados à

escala do elemento, uma vez que as medições da exfiltração são realizadas a esta escala.

A metodologia que se propõe é flexível, permitindo que a avaliação do desempenho não tenha que ser realizada conjuntamente para todos os aspectos apresentados e utilizando todos os indicadores propostos. A selecção dos indicadores a considerar deve ser parcimoniosamente efectuada pelo analista do sistema, com base no objectivo de avaliação pretendido.

A interpretação dos resultados da avaliação deve ser efectuada, por um lado, para cada indicador seleccionado, tendo em conta a escala de classificação de desempenho, a função de desempenho estabelecida e, no caso da análise elementar, a função de generalização, assim como a informação de contexto do sistema. Esta informação de contexto corresponde a condicionantes de funcionamento do sistema, independentes da actuação do gestor, que podem apoiar a interpretação dos resultados do desempenho. Por outro lado, deve ser realizada uma análise integrada dos vários aspectos da avaliação analisando conjuntamente os resultados dos indicadores que, em regra, estão interrelacionados.

Na análise dos resultados, tem grande vantagem a utilização dos gráficos de desempenho, por permitir obter uma visão imediata do desempenho condensando, num mesmo gráfico, a informação simultânea relativa a todo o sistema, quer para diferentes condições de funcionamento quer a evolução ao longo do tempo, qualquer que seja a dimensão do sistema e a duração dos cenários.

Para cada indicador definido foi efectuada uma proposta de classificação de desempenho, com o objectivo indicativo e exemplificativo, baseada, em regra, em critérios legais, regulamentares e normativos nacionais e internacionais. No entanto, a classificação do desempenho depende do analista do sistema, devendo ter-se em atenção que os requisitos legais, regulamentares ou específicos locais a que está obrigado, devem ser cumpridos, podendo, no entanto, considerar-se outros requisitos como, por exemplo, os normativos, desde que mais exigentes. A avaliação do desempenho e, conseqüentemente, a base para a tomada de decisão, dependem dos critérios considerados, o que é característico de um processo de tomada de decisão, tal como foi descrito no Capítulo 3.

7. SÍNTESE, CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTUROS DESENVOLVIMENTOS

7.1. SÍNTESE E CONCLUSÕES

Neste capítulo apresenta-se uma síntese do trabalho desenvolvido na presente dissertação, descrevem-se as principais conclusões e apresentam-se sugestões para desenvolvimentos futuros.

A avaliação do desempenho é uma ferramenta de gestão das organizações, serviços e sistemas que tem vindo a adquirir uma importância crescente nas últimas décadas e em vários domínios. A avaliação de desempenho é uma componente fundamental da tomada de decisão, da análise e do controlo da evolução do desempenho ao longo do tempo, da gestão, da comparação com outros e melhoria, ou *benchmarking*, da regulação, do financiamento, da definição de estratégias políticas nacionais e regionais, e do processo de informação transmitida aos consumidores e utilizadores, com o objectivo de tornar as organizações, serviços e sistemas mais eficazes e eficientes, com vista a uma maior sustentabilidade. Tem tido, também, um papel de importância crescente como ferramenta de engenharia.

A principal justificação da presente dissertação consistiu na identificação da necessidade de uma metodologia de avaliação técnica de sistemas de drenagem urbana que fosse sistemática, objectiva, normalizada, flexível e eficaz, e que constituísse uma ferramenta de engenharia, permitindo efectivamente avaliar o desempenho dos sistemas e apoiar a tomada de decisão.

Assim, a metodologia que se propõe na presente dissertação constitui um instrumento de análise que permite apoiar pragmaticamente os gestores dos sistemas de drenagem urbana na avaliação técnica do desempenho dos sistemas, na tomada de decisão e na gestão desses sistemas. Esta metodologia é abrangente, permitindo a aplicação a diferentes objectivos e domínios de análise; objectiva, utilizando variáveis e critérios que podem ser quantificados e definidos com rigor; sistemática e normalizada, permitindo realizar comparações entre sistemas e efectuar previsões para situações futuras; flexível, uma vez que se adapta quer a diferentes tipos de dados, provenientes de modelação ou de monitorização, contínuos ou discretos, no tempo ou no espaço, quer aos diferentes tipos de sistemas de drenagem urbana e, ainda, porque incorpora as práticas, legislação e regulamentação locais e nacionais, que podem variar entre os vários sistemas; eficaz, porque permite fornecer informação sobre o desempenho, que pode ser utilizada para um apoio efectivo à gestão dos sistemas e à tomada de decisão.

Nesta metodologia definem-se os domínios e as propriedades do sistema importantes para a avaliação, em função dos objectivos de desempenho dos sistemas. O desempenho é avaliado recorrendo à utilização de indicadores de desempenho, definidos para os vários aspectos relevantes identificados. O objectivo dos indicadores é que traduzam de forma sistematizada e quantificada o funcionamento dos sistemas, para cada aspecto considerado, sendo os seus valores transformados em valores normalizados de desempenho, através de funções de desempenho estabelecidas. A classificação do desempenho é um aspecto que depende do gestor do sistema, tendo em atenção que deve ter em conta o cumprimento dos requisitos legais, regulamentares ou específicos locais a que está obrigado. Esta metodologia presta-se, pela sua própria natureza, a uma análise multicritério, enquadrada de acordo com as considerações apresentadas em 3.2.3, uma vez que define vários domínios e critérios de avaliação.

Os indicadores de desempenho permitem agregar a informação relevante do funcionamento dos sistemas, geralmente constituída por uma grande quantidade de dados distribuídos no espaço e no tempo, com as características dos sistemas, informando sobre o respectivo desempenho e permitindo efectuar comparações e análises da evolução ao longo do tempo.

A avaliação pode ser realizada com base em dados de monitorização ou de modelação do sistema em análise, variando espacial e temporalmente. Consoante o tipo de informação e os dados disponíveis, a análise pode ser feita à escala da bacia, sistema ou subsistema ou à escala do elemento ou colector, produzindo valores do desempenho para o sistema como um todo. Os gráficos de desempenho de sistema e de evento, que resultam da avaliação, representam de forma condensada a informação do desempenho de todo o sistema, para vários cenários ou ao longo de um evento. Estes gráficos permitem conjugar a informação bidimensional “variação no espaço *versus* variação no tempo” do sistema, pelo que a metodologia que se propõe pode apresentar vantagens relativamente à utilização directa da modelação.

A metodologia proposta estabelece como domínios de avaliação os domínios hidráulico e ambiental, e como propriedades do sistema a capacidade hidráulica, a condição de auto-limpeza, as afluências indevidas quer por ocorrência de infiltração quer de contribuições de origem pluvial à rede doméstica, as descargas directas para o meio receptor provenientes de excedentes de sistemas unitários em tempo de chuva, a exfiltração e a septicidade.

Para a avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana foram definidos vinte e seis indicadores de desempenho, dos quais onze dizem respeito à avaliação no domínio hidráulico e quinze no domínio ambiental. Destes indicadores devem ser seleccionados os que são relevantes sob o ponto de vista da análise, tendo em atenção que os indicadores propostos

podem fornecer informação que se complementa, relativamente ao desempenho do sistema, pelo que a análise e interpretação dos resultados não deve ser realizada considerando cada indicador individualmente, mas utilizando o conjunto dos indicadores seleccionados, interpretando os seus resultados de uma de forma conjunta e integrada.

A interpretação dos resultados da avaliação deve ser efectuada para cada variável ou indicador seleccionado, tendo em conta a escala de classificação de desempenho, a função de desempenho estabelecida e, no caso da análise elementar, a função de generalização e a informação de contexto.

O teste e a validação da metodologia, através da sua aplicação aos sete casos de estudo, permitiram determinar:

- se os sistemas estão adequadamente dimensionados, sobredimensionados ou subdimensionados;
- quais as solicitações ao sistema para as quais se começam a observar problemas de capacidade hidráulica (colectores com entrada em carga ou mesmo ocorrência de inundações);
- quais as solicitações ao sistema para as quais se verificam problemas de capacidade de transporte de sedimentos (velocidades de escoamento demasiado baixas) ou velocidades de escoamento demasiado elevadas;
- se os sistemas têm um comportamento homogéneo ou heterogéneo relativamente ao aspectos de desempenho analisados;
- se o desempenho deficiente se deve a poucos colectores importantes ou é generalizado no sistema;
- se a ocorrência de infiltração tem impactos ao nível da capacidade hidráulica, de encargos com o tratamento ou estruturais;
- se a contribuição indevida de origem pluvial tem impactos ao nível da capacidade hidráulica, de encargos com o tratamento ou estruturais;
- se os sistemas funcionam adequadamente no que respeita à septicidade ou se são expectáveis impactos ao nível da degradação estrutural dos colectores;
- se os sistemas funcionam adequadamente no que respeita às descargas de tempestade ou são previsíveis impactos no meio receptor;
- se os sistemas podem provocar impactos de poluição no solo.

Para além destes aspectos, a metodologia proposta permite estabelecer comparações entre o desempenho de diferentes sistemas, no que respeita aos aspectos de desempenho que os

indicadores definidos traduzem, de uma forma normalizada e sistemática, uma vez definidos e estabelecidos os critérios de avaliação a considerar. Permite, ainda, analisar a evolução do desempenho dos sistemas ao longo do tempo, e prever em que situações e quando poderá ser necessário proceder a intervenções nos sistemas. Desta forma, é possível avaliar os benefícios técnicos, comparando o desempenho de diferentes soluções de projecto, intervenção, operação e reabilitação, apoiando a tomada de decisão.

Considera-se que a metodologia proposta cumpre os objectivos definidos no presente trabalho, podendo ser aplicada a sistemas de drenagem urbana separativos e unitários, relativamente aos vários aspectos acima mencionados. Com base nos resultados obtidos da sua aplicação aos casos de estudo, pode considerar-se que a metodologia foi validada com sucesso, uma vez que permite traduzir o desempenho dos sistemas, sob o ponto de vista técnico, de acordo com o que foi observado na realidade.

Assim, os principais resultados obtidos com o presente trabalho, são os seguintes:

- a definição dos domínios de avaliação técnica dos sistemas de drenagem urbana;
- a definição das propriedades dos sistemas relevantes para a análise;
- o desenvolvimento de um conjunto de 26 indicadores de desempenho, para aplicação a diferentes escalas, avaliando cada uma das propriedades definidas;
- o desenvolvimento, para cada indicador, de uma função de desempenho que transforma o seu valor em valor de desempenho;
- a definição, para cada indicador, de uma função de generalização;
- o estabelecimento, para cada indicador, da forma de interpretação dos resultados (gráficos de sistema, gráficos de evento e tabelas de desempenho);
- a validação da metodologia através da sua aplicação a 7 casos de estudo.

7.2. SUGESTÕES PARA FUTUROS DESENVOLVIMENTOS

O trabalho realizado na presente dissertação constitui um ponto de chegada, uma vez que permitiu criar uma base metodológica para a avaliação sistemática do desempenho de sistemas de drenagem urbana. No entanto, pode dizer-se que, em simultâneo, estabelece um ponto de partida, criando condições para a concretização de futuros desenvolvimentos, uma vez que não esgotou, de forma alguma, todos os aspectos do desempenho dos sistemas de drenagem urbana, abrangendo aqueles considerados mais relevantes para um primeiro desenvolvimento. Apresentam-se, seguidamente, alguns tópicos para o prosseguimento e desenvolvimento dos

trabalhos de investigação no tema da avaliação de desempenho de sistemas de drenagem urbana.

Desenvolvimento da metodologia de avaliação de desempenho para outros domínios

Na presente dissertação foram propostos e desenvolvidos dois domínios principais (hidráulico e ambiental) de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana. No entanto, e como se descreveu, existem outros domínios de grande importância que devem ser incluídos na metodologia de avaliação. Conforme foi identificado no presente trabalho, referem-se nomeadamente os domínios de avaliação estrutural, socio-económica e operacional, incluindo a avaliação económica dos impactos das disfunções do sistema e das respectivas medidas correctivas, tendo em consideração os requisitos hidráulicos, estruturais e ambientais exigidos, assim como os custos associados à reabilitação e exploração dos sistemas. Em relação aos domínios considerados, existe ainda espaço para testar quer alguns indicadores de desempenho que não foi possível aplicar, quer as funções de desempenho e as classificações propostas. A finalização e a inclusão dos novos domínios de avaliação no programa computacional, presentemente em desenvolvimento, é um aspecto importante para facilitar e promover a utilização da metodologia.

Desenvolvimento da metodologia de avaliação de desempenho para órgãos especiais dos sistemas de drenagem urbana

A metodologia de avaliação do desempenho técnico dos sistemas de drenagem urbana foi desenvolvida para aplicação à rede de colectores e descargas. No entanto, e como se descreveu, existem outras componentes nos sistemas, nomeadamente os órgãos especiais dos sistemas de drenagem, cujo desempenho é relevante, e muitas vezes crítico, para a avaliação do funcionamento global do sistema, tais como os sifões invertidos, descarregadores de segurança e de alívio, e sistemas elevatórios. Uma contribuição para este tópico, relativamente à definição de indicadores de desempenho para órgãos especiais, foi dada por Galvão (2002). A interpretação e integração dos resultados da avaliação de desempenho da rede de colectores e dos órgãos especiais são aspectos importantes a considerar, neste tópico de investigação.

Desenvolvimento de um interpretador dos resultados da avaliação do desempenho

Uma das principais vantagens da metodologia proposta é a produção dos resultados da avaliação sob uma forma gráfica e numérica – gráficos de sistema, gráficos de evento e tabelas de desempenho – que se presta a uma abordagem de interpretação semi-automatizada. Isto poderá ser conseguido através da utilização de técnicas de reconhecimento de padrões que, a partir dos resultados da avaliação, identificam as suas características ou padrões e permitem classificar o

tipo de desempenho, associando-o ao respectivo domínio de análise e às possíveis causas de um deficiente desempenho dos sistemas.

Desenvolvimento de procedimentos de análise e propagação de incertezas

Uma das principais limitações da forma como é utilizada a informação proveniente da modelação e da monitorização dos sistemas, em geral, é a insuficiente atenção frequentemente prestada à fiabilidade e à incerteza inerentes aos resultados. Como se decreveu em 3.3.7, estas são conseqüentes da qualidade dos dados de entrada e das medições. Por esta razão, considera-se importante que venham a ser desenvolvidas metodologias para estabelecer um procedimento de análise das incertezas dos dados e propagação dessa incerteza aos resultados da avaliação. Desta forma será possível estudar o impacto das incertezas na tomada de decisão, uma vez que o conhecimento da qualidade dos resultados da avaliação de desempenho é fundamental na tomada de decisão.

A análise das incertezas é, em regra, baseada em técnicas estocásticas, expressando a incerteza global através do coeficiente de variação e do tipo de distribuição estatística dos dados analisados. Neste sentido, na metodologia a desenvolver é necessário converter a abordagem determinística associada à modelação ou à monitorização dos sistemas, numa abordagem estocástica.

Desenvolvimento de um método para definição do risco na avaliação do desempenho

O risco é um aspecto importante na avaliação do desempenho dos sistemas de drenagem urbana, como se referiu em 3.2.4. Este aspecto pode ser incluído na presente metodologia, por exemplo, através da consideração dos períodos de retorno das precipitações, associados a probabilidades de ocorrência, ou do factor de risco considerado nas funções de generalização, que traduz um peso que tem em conta a gravidade das conseqüências do mau desempenho de um determinado colector. Considera-se de grande importância o desenvolvimento de uma metodologia para a definição do risco associado a cada indicador, considerando os principais aspectos com ele relacionados, uma vez que permite sistematizar a avaliação de aspectos de fiabilidade dos sistemas.

A metodologia a desenvolver deve ter em conta os diferentes níveis de desempenho que podem ocorrer nos sistemas e estimar a respectiva probabilidade de ocorrência (recorrendo, por exemplo, ao tratamento estatístico de longos e fiáveis registos históricos ou à modelação), por forma determinar o risco associado à sua ocorrência.

Estabelecimento de um método de análise multicritério para a tomada de decisão

Na metodologia proposta definiram-se vários indicadores de desempenho e estabeleceu-se uma forma de traduzir os diferentes aspectos e critérios de avaliação de sistemas de drenagem urbana numa base normalizada de desempenho. Tal como se referiu em 3.2.3, a multiplicidade dos critérios dificulta a análise dos problemas, em especial quando existem critérios que podem tornar a decisão contraditória, dependendo do critério considerado. Assim, quando há necessidade de considerar vários critérios na tomada de decisão é necessário proceder a uma análise multicritério. Por esta razão, a metodologia proposta presta-se a evoluir nesse sentido, compatibilizando os diferentes critérios, de forma a combinar entre si os diferentes indicadores de desempenho.

A metodologia a desenvolver deverá basear-se em técnicas de análise multicritério, tais como a avaliação custo-eficácia, custo-benefício, agregação, atribuição de preferências ou optimização com objectivos múltiplos.

Outras áreas relevantes

Existem outras áreas da drenagem urbana onde a utilização da metodologia de avaliação de desempenho pode ser desenvolvida com interesse. Como exemplos, referem-se a avaliação de desempenho de medidas de controlo na origem das águas pluviais e o seu impacto no desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais, e a avaliação de desempenho para medidas do uso eficiente da água, e o respectivo impacto no desempenho dos sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABES (2000). *Guia de Referência para a Medição do Desempenho*. Comitê Nacional da Qualidade ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Brasil.
- Adão, L. F., Guerreiro, C. M., Martins, C. M., Almeida, C., Silva, M. L. V., Ferreira, R. (1998). Sistema de informação geográfica como suporte à gestão de sistemas de abastecimento de água e de drenagem. *Águas&Resíduos*, 10.
- ADS (1995). *3600 Flow Monitor Operation and Maintenance Manual*. ADS Environmental Services Inc., E.U.A.
- Ainger, C. M., Armstrong, R. A. Butler, D. (1998). *Dry weather flow in sewers*. CIRIA Report R 177, Construction Industry Research and Information Association, Londres, Reino Unido.
- Alegre, H. (1992). *Instrumentos de Apoio à Gestão Técnica de Sistemas de Distribuição de Água*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Civil, LNEC e IST, Lisboa, Portugal.
- Alegre, H. (2006). *Gestão Patrimonial de Infra-Estruturas de Abastecimento de Água e de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais*. Programa de investigação e programa de pós-graduação para provas de habilitação para o exercício de funções de coordenação científica. (Documento de trabalho, consultado em Dezembro de 2006).
- Alegre, H., Almeida, M.C. (1995). *Avaliação de Níveis de Qualidade de Serviço*. Volume 12, *Série: Gestão de Sistemas de Saneamento Básico*, Novembro, LNEC, Lisboa, Portugal. ISBN 972-49-1664-2.
- Alegre, H., Baptista, J. M., Hirner, W., Parena, R. (2000). *Performance Indicators for Water Supply Services. Series: Manual of Best Practice*. International Water Association Publishing, Londres, Reino Unido, ISBN 1-900222-272.
- Alegre, H., Baptista, J. M., Cabrera Jr., E., Cubillo, F., Duarte, P., Hirner, W., Merkel, W., Parena, R. (2006). *Performance Indicators for Water Supply Services. Series: Manual of Best Practice*. 2nd Edition, International Water Association Publishing, Londres, Reino Unido, ISBN 1843390515.
- Alegre H., Hirner W., Melo Baptista J., Parena R. (2004). *Indicadores de Desempenho para Serviços de Abastecimento de Água. Tradução e Adaptação para Português do Manual*

- da IWA Performance Indicators for Water Supply Services*. IRAR/LNEC, ISBN 972-99354-2-4.
- Alegre, H., Machado, P., Craveiro, J., Coelho, S. (1992). *Caracterização dos Consumos Domésticos de Água na Cidade de Lisboa. Relatório Final*. Relatório 197/92 – NHS, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial).
- Alegre, H., Matos, R., Almeida, M. C. (1992). Análise do funcionamento de sistemas de água de abastecimento e de águas residuais. Seminário *Gestão dos Sistemas de Água de Abastecimento e de Águas Residuais*, Direcção Geral dos Recursos Naturais, LNEC, 28 a 30 de Setembro, Lisboa, Portugal.
- Allen, R. (1996). New and emerging rehabilitation technologies and their cases studies in the U.K. *7º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VII ENASB, 14 a 16 de Fevereiro, Coimbra, Portugal, pp. 527-541.
- Almeida, M. C. (1998). Principais aspectos relativos ao Projecto de Norma (prEN xxx-2:1998) – “Condition of drain and sewer systems outside buildings. Part2: Visual inspection coding system”. Comunicação verbal apresentada na Acção de Formação sobre *Concepção, Dimensionamento e Exploração de Sistemas de Águas Residuais – Aspectos Regulamentares e Normativos*, Junho, LNEC, IST e APESB, Lisboa, Portugal.
- Almeida, M. C. (1999). *Pollutant Transformation Processes in Sewers under Aerobic Dry Weather Flow Conditions*. Dissertação para obtenção do grau de Doctor of Philosophy, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Universidade de Londres, Londres, Reino Unido.
- Almeida, M. C., Brito, R. S. (2002). System diagnostics using flow data: quantifying sources and opportunities for performance improvement. *9th International Conference on Urban Storm Drainage*, 9 ICUD, 8 a 13 de Setembro, Portland, E.U.A. (CD-ROM).
- Almeida, M. C., Cardoso, M. A. (2001). *Instrumentos de Apoio à Gestão Técnica do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril. Modelação Matemática para Simulação do Comportamento Hidráulico do Sistema Interceptor*. Relatório-168/01-NES, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial).
- Almeida, M. C., Cardoso, M. A., Pinheiro, I. (1995). *Project SPRINT 98 (SP98) - Extension: Application of Hydraulic Analysis to Sewerage Rehabilitation in Member States. 1º Relatório de Progresso*. Relatório 5/95-NHS, LNEC, Lisboa, Portugal.

- Almeida, M. C., Cardoso, M. A., Pinheiro, I., Matos, R. (1996a). Reabilitação de sistemas de drenagem urbana. Metodologia e aplicação a um caso de estudo. *7º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VII ENASB, 14 a 16 de Fevereiro, Coimbra, Portugal, pp. 207-216.
- Almeida, M. C., Cardoso, M. A., Pinheiro, I. Matos, R., Rodrigues, C. (1996b). Sewerage rehabilitation in Portugal - methodology and practical application. *7th International Conference on Urban Storm Drainage*, 7 ICUSD, 9 a 13 de Setembro, Hannover, Alemanha, Volume II, pp. 1205-1210.
- Amick, R. S., Burgess, E. H. (2000). *Exfiltration in Sewer Systems*. EPA/600/R-01/034, E.U.A..
- Anderson, M. J. (1999). The integration of hydraulic modelling, financial reporting, asset management and GIS into a stormwater drainage management system. *8th International Conference on Urban Storm Drainage*, 8 ICUD, 30 de Agosto a 3 de Setembro, Sydney, Austrália, pp. 1988-1996.
- Arbour, R., Kerri, K. (1998). *Collection Systems: Methods for Evaluating and Improving Performance*. Office of Water Programs, California State University, USEPA, E.U.A., ISBN 1-884701-28-0.
- Artières, O. (1987). *Les Dépôts en Réseaux d'Assainissement Unitaires*. Thèse de Doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, França.
- Artley, W., Ellison, D. J., Kennedy, B. (2001). *The Performance-Based Management Handbook. Establishing and Maintaining a Performance-Based Management Program*. Volume 1, Performance-Based Management Special Interest Group (PMB SIG). (<http://www.orau.gov/pbm>, consultada em Maio 2002).
- Artley, W., Stroh, S. (2001). *The Performance-Based Management Handbook. Establishing an Integrated Performance Measurement System*. Volume 2, Performance-Based Management Special Interest Group (PMB SIG). (<http://www.orau.gov/pbm>, consultada em Maio 2002).
- ASCE/EPA (2004). *Sanitary Sewer Overflow Solutions*. American Society of Civil Engineers and EPA Cooperative Agreement. CP – 828955-01-0. (http://www.epa.gov/npdes/pubs/sso_solutions_final_report.pdf, consultada em Maio de 2004).
- ASCE/WEF (1994). *Existing Sewer Evaluation & Rehabilitation*. Second Edition, Manual and Report on Engineering Practice 62, E.U.A..

- ASCE/WPCF (1970). *Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers*. ASCE Manual and Report on Engineering Practice 37, E.U.A.. *Op. cit. in Ashley et al.* (2004).
- ASCE/WPCF (1982). *Gravity Sanitary Sewer Design and Construction*. ASCE Manual and Report on Engineering Practice 60, E.U.A., ISBN 0-87262-313-0.
- Ashley, R. M., Crabtree, R. W. (1992). Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer systems. *Wat. Sci. Tech.*, 25 (8), pp. 1-12.
- Ashley, R. M., Krajewski, J.-L. B., Jacobsen, T. H., Verbank, M. (eds.) (2004). *Solids in Sewers Characteristics, Effects and Control of Sewer Solids and Associated Pollutants*. Joint Committee on Urban Drainage, Sewer System and Processes Working Group, Scientific and Technical Report 14, International Water Association, Reino Unido, ISBN 1-900222-91-4.
- AS/NZS 4360 (2004). *Risk Management*. Australian/New Zealand Standard, Austrália, ISBN 0-7337-5904-1.
- ATV-A110 (2001). *Hydraulic Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und Leitungen*. Abwassertechnische Vereinigung, Alemanha. *Op. cit. in Ashley et al.* (2004).
- ATV-A118E (1999). *Hydraulic Dimensioning and Verification of Drainage Systems*. Abwassertechnische Vereinigung, Alemanha.
- ATV-A128 (1992). *Standards for Dimensioning and Design of Stormwater Structures in Combined Systems*. Abwassertechnische Vereinigung, Alemanha.
- AWA (2002). *Performance Monitoring Report 1998-1999*. Australian Water Association Inc., Austrália, ISSN 1444-0172.
- Bachoc, A. (1992). *Le Transfert des Solides en Réseaux d'Assainissement Unitaires*. Thèse de Doctorat Institut National Polytechnique de Toulouse, França.
- Bana e Costa, C. A. (2001). The use of multicriteria analysis to support the search for less conflicting policy options in a multi-actor context: case study. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10, pp. 111-125.
- Bana e Costa, C. A., Silva, P. A., Correia, F. N. (2004). Multicriteria evaluation of flood control measures: the case of Ribeira do Livramento. *Water Resources Management*, 18, pp. 263-283.

- Baptista, J. M. (1996). Diagnóstico e reabilitação de sistemas de saneamento básico. A situação em Portugal e a necessidade de reabilitação. *7º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VII ENASB, 14 a 16 de Fevereiro, Coimbra, Portugal, pp. 439-456.
- Baptista, J. M., Alegre, H., Matos, R., Neves, E. B., Pássaro, D., Santos, R. F., Cardoso, A., Duarte, P., Escudeiro, M., Ribeiro, A. e Nunes, M. (2004). Regulação da qualidade de serviço de operadores de águas e resíduos. *11º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, XI ENASB, 12 a 15 de Outubro, Faro, Portugal. (CD-ROM).
- Baptista, J. M., Alegre, H., Matos, R., Neves, E. B., Pássaro, D., Cardoso, A., Escudeiro, M. H., Santos, R. F., Nunes, M., Ribeiro, A., Duarte, P. (2005). *Guia de Avaliação de Desempenho dos Operadores de Serviços de Águas e Resíduos*. Instituto Regulador de Águas e Resíduos e LNEC, Lisboa, Portugal.
- Baptista, J. M., Matos, R. S., Pena, J. C. R. (1987). *Regulamentação e Normalização Técnica no Domínio do Saneamento Básico*. ITH 28, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal.
- Barraqué (1995). *Les Politiques de l'Eau en Europe*. Ed. La Découverte. *Op. cit. in IFEN* (1997).
- Baur, R., Herz, R. (2002). Selective inspection planning with ageing forecast for sewer types. *Water Science and Technology*, 46 (4-7), pp. 389-396.
- Baur, R., Le Gauffre, P., Sægrov, S. (2002). Multicriteria decision support for annual rehabilitation programmes in drinking water networks. *3rd IWA World Water Congress*, 7 a 12 Abril, Melbourne, Austrália e *Water Supply*, 3 (1-2), pp. 43-50.
- Beck, B. (1991). Principles of modeling. *Water Science and Technology*, 24 (6), pp. 1-8.
- Beinat, E. (1985). *Multiattribute Value Functions for Environmental Management*. Tibergeren Institute Research Series, Universidade de Vrije, Amsterdão, Holanda.
- Belhadj, N., Joannis, C., Raimbault, G. (1995). Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage. *Water Science and Technology*, 32 (1), pp. 161-168.
- Bennis, S., Bengassem, J., Khali, O. (1998). Développement d'un système d'aide à la décision pour la réhabilitation des réseaux d'assainissement. *1st International Conference on New Information Technologies for Decision Making in Civil Engineering*, 11 a 13 de Outubro, Montreal, Canadá, pp. 1043-1052.

- Bentes, I., Matos, C., Valente, J. T. (2004). A problemática do saneamento básico de pequenos aglomerados. *11º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, XI ENASB, 12 a 15 de Outubro, Faro, Portugal. (CD-ROM).
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S., Bardin, J.-P. (2002). Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities. *Urban Water Journal*, (4), pp. 163-179.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Joannis, C., Choux, B. (1997). Mesures permanentes en réseau d'assainissement et sur déversoirs d'orage. Exemples d'applications. *Téchniques Sciences et Méthodes*, 6, pp. 55-68.
- Blanpain, O., Karnib, A., Al-Hajjar, J. (2004). A decision making tool providing aid in choosing a storm drainage network solution: description and analysis. *Urban Water Journal*, 1 (3), pp. 217-226.
- Blanpain, O., Karnib, A., Al-Hajjar, J., Boissier, D. (1998). Une approche pour la comparaison du point de vue fonctionnement hydraulique, de propositions d'extension d'un réseau d'assainissement. *Revue des Sciences de l'Eau*, 11/2, pp. 241-254.
- Boon, A. G. (1994). Septicity in sewers: causes, consequences and containment. *Specialised International Conference The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor*, 16-18 de Maio, Aalborg, Dinamarca.
- Boon, A. G., Lister, A. R. (1975). Formation of sulphide in rising mains sewers and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Wat. Tech.*, 7 (2), pp. 289-300. *Op. cit. in Matos (1991)*.
- Bourrier, R. (1997). *Les Réseaux d'Assainissement. Calculs, applications et perspectives*. 4ª Edição, Lavoisier Tec&Doc, França, ISBN 2-7430-0164-X.
- Brans, J.-P., Mareschal, B. (2005). *How to Decide with PROMETHEE*. (<http://www.visualdecision.com/Pdf/How%20to%20use%20PROMETHEE.pdf>, consultada em Junho de 2005).
- Braz, A. J. O. (1995). *Vantagem Competitiva da Qualidade Total nas Empresas da Construção*. Memória N° 806, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Breyse, D., Vasconcelos, E., Le Gauffre, P. (2004). Decision making in sewer maintenance strategies: simulation as practical tool. *International Forum on Engineering Decision*

- Making*, First Forum, 5 a 9 de Dezembro, Stoos, Suíça. (Submetido ao *International Journal on Risk Assessment and Management*).
- Brito, R. (2003). *Avaliação Integrada do Comportamento de Sistemas Pseudo-separativos de Águas Residuais*. Dissertação de Mestrado, IST, Lisboa, Portugal.
- Brombach, H. (2002a). Urban stormwater practice in Germany. *9th International Conference on Urban Storm Drainage*, 9 ICUD, 8 a 13 de Setembro, Portland, E.U.A. (CD-ROM).
- Brombach, H. (2002b). Temporal variation of infiltration inflow in combined sewer systems. *9th International Conference on Urban Storm Drainage*, 9 ICUD, 8 a 13 de Setembro, Portland, E.U.A. (CD-ROM).
- BS 8001 (1987). *British Standards*. *Op. cit. in Ashley et al.* (2004).
- Burian, S. J., Edwards, F. G. (2002). Historical perspectives of urban drainage. *9th International Conference on Urban Storm Drainage*, 9 ICUD, 8 a 13 de Setembro, Portland, E.U.A. (CD-ROM).
- Burns, P., Hope, D., Roorda, J. (1999). Managing infrastructure for the next generation. *Automation in Construction*, 8 (6), p. 689.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V20-3X3KKFT-B/2/ccdb99318b3d3b8dd8048aa56d67a4f2>, consultada em Agosto 2005).
- Cabrera, E. (2001). *Diseño de un Sistema para la Evaluación de la Gestión de Abastecimientos Urbanos*. Dissertação de Doutoramento, Universidade Politécnica de Valência, Espanha.
- Cardoso, M. A., Almeida, M. C., Brito, R. S. (2000). Benefícios da análise hidráulica de sistemas separativos domésticos através de modelação matemática. *9^o Encontro Nacional Saneamento Básico*, IX ENASB, 21 a 24 de Novembro, Loures, Portugal, pp. 195-210.
- Cardoso, M. A., Almeida, M. C., Coelho, S. T. (2002). Avaliação do impacto da infiltração no desempenho de sistemas de drenagem urbana. *10^o Encontro Nacional Saneamento Básico*, X ENASB, 16 a 19 de Setembro, Braga, Portugal. (CD-ROM).
- Cardoso, M. A., Camacho, P., Matos, R. (2006). Resultados do projecto europeu CARE-S para apoio à reabilitação de redes de drenagem de águas residuais. *12^o Encontro Nacional Saneamento Básico*, XII ENASB, 24 a 27 de Outubro, Cascais, Portugal. (CD-ROM).

- Cardoso, M. A., Coelho, S. T., Almeida, M. C. (2004c). *Deliverable 9.2. Infiltration and Exfiltration Performance Indicators. Sewer Systems Performance Assessment Methodology, Formulation, Computational Application and Case Studies*. APUSS project report, EU project EVK1-CT-2000-00072. (PDF).
- Cardoso, M. A., Coelho, S. T., Matos, R., Alegre, H. (2004a). Performance assessment of water supply and wastewater systems. *Urban Water Journal*, 1 (1), pp. 55-67.
- Cardoso, M. A., Coelho, S. T., Praça, P., Brito, R. S., Matos, J. (2005b). Technical performance assessment of urban sewer systems. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 19 (4), pp. 339-346.
- Cardoso, M. A., Matos, J. S., Matos, R. S., Coelho, S. T. (1999a). A new approach for diagnosis and rehabilitation of sewerage systems through the development of performance indicators. *8th International Conference on Urban Storm Drainage*, 8 ICUD, 30 de Agosto a 3 de Setembro, Sydney, Austrália, pp. 610-617.
- Cardoso, M. A., Matos, J. S., Matos, R. S., Coelho, S. T. (1999b). Os indicadores de desempenho como instrumento para a avaliação e gestão técnica dos sistemas de drenagem urbanos. *Revista Indústria da Água*, 31 (Abril/Maio/Junho), pp. 17-26.
- Cardoso, M. A., Matos, M. R. (1999a). Diagnóstico, avaliação de desempenho e reabilitação em sistemas de águas residuais. *Curso Estratégias para Beneficiação e Reabilitação de Sistemas Públicos de Drenagem de Águas Residuais*, FunDec, 7 a 9 de Junho, IST, Lisboa, Portugal.
- Cardoso, M. A., Matos, M. R. (1999b). *Controlo de Inundações – Apoio ao Diagnóstico e Reabilitação de Pontos Críticos da Cidade de Lisboa. Modelação Matemática da Zona Baixa de Alcântara – Zona Oeste do Caneiro de Alcântara. Relatório n.º 3. Relatório 32/99 – NES, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial)*.
- Cardoso, M. A., Matos, M. R., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2004b). Performance indicators for sewer networks rehabilitation. The users perception of their relevance and ease of assessment. *4th World Water Congress & Exhibition*, International Water Association, 19 a 24 de Setembro, Marrakesh, Marrocos. (CD-ROM).
- Cardoso, M. A., Matos, R., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2005a). *Construction of a Control Panel of Performance Indicators – Field Testing and Impacts on the Final Listing of Rehab Pls*. CARES - Computed Aided Rehabilitation of Sewer Networks, EU project EVK1-CT-2002-00106.

- Cardoso, M. A., Matos, R., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2005c). Performance indicators for rehabilitation. End-users field testing results. *10th International Conference on Urban Storm Drainage*, 10 ICUD, 21 a 26 Agosto, Copenhaga, Dinamarca. (CD-ROM).
- Cardoso, M. A., Pinheiro, I. P., David, L. M., Matos, M. R., Almeida, M. C. (1995). *Projecto SPRINT SP 98 (SP98) Extension: Application of Hydraulic Analysis to Sewerage Rehabilitation in Member States – 2nd Progress Report*. Relatório 275/95 - NHS, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Cardoso, M. A., Pinheiro, I., David, L. M., Matos, M. R., Almeida, M.C. (1997). *Project SPRINT 98 (SP98) – Extension: Application of Hydraulic Analysis to Sewerage Rehabilitation in Member States. Report on Model Building, Verification and Alternative Solutions*. Relatório 88/97 - NHS, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Cashman, A., Saul, A., J., Savic, D., Ashley, R. (2002). Whole life costing approach to sewer asset management. *International Conference on Sewers Operation and Maintenance, SOM 2002*, 26 a 28 Novembro, Bradford, Reino Unido. (CD-ROM).
- Cavaco, N. A. C. M. (1998). *Desenvolvimento de um sistema de avaliação de desempenho de actividades logísticas*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Transportes, IST, Lisboa, Portugal.
- CEI/IEC 300-3-9 (1995). *Dependability management – Part 3: Application guide – Section 9: Risk analysis of technological systems*. International Electrotechnical Commission.
- Chebbo, G., Bachoc, A., Laplace, D., Le Guennec, B. (1995). The transfer of solids in combined sewer networks. *Water Science and Technology*, 31 (7), pp. 95-105.
- Chocat, B. (ed.) (1997). *Encyclopédie de l'Hydrologie Urbaine et de l'Assainissement*. Tech&Doc, França, ISBN 2-7430-0126-7.
- Chocat, B., Ashley, R., Marsalek, J., Matos, M. R., Rauch, W., Schilling, W., Urbonas, B. (2004). Urban drainage – out-of-sight-out-of-mind?. Position Paper, IAHR/IWA Joint Committee on Urban Drainage, *5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, NOVATECH 2004*, 6 a 10 de Junho, Lyon, França.
- CH2M Hill (1991). *Wastewater System Modeling and Analysis: Model Loading and Verification*. Report Task 205/206, Janeiro, City of Albuquerque, Texas, E.U.A. *Op. cit.* in Ellis *et al.* (2002).

- CIRIA (1987). *Sediment Movement in Combined Sewerage and Storm Water Drainage systems*. Project Report, Construction Industry Research and Information Association 1, Reino Unido.
- Coelho, S. T. (1996). *Performance Assessment in Water Supply and Distribution*. Dissertação para obtenção do grau de Doctor of Philosophy, Heriot-Watt University, Edimburgo, Reino Unido.
- Coelho, S. T. (1997). *Performance in Water Distribution – A Systems Approach*. Research Studies Press Ltd, Inglaterra e John Wiley & Sons Inc., Nova York, E.U.A., ISBN 0-86380-219-2.
- Coelho, S. T. (2005a). *Desenvolvimento do Programa Perf – Projecto Indicadores de Desempenho de Sistemas de Abastecimento de Água e de Drenagem de Águas Residuais*. Relatório interno, LNEC, Lisboa, Portugal.(Confidencial).
- Coelho, S. T. (2005b). *Manual do Utilizador, Versão preliminar 0.1.2*. Circulação restrita, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial).
- Coelho, S. T., Alegre, H. (1998). *Indicadores do Desempenho de Sistemas de Saneamento básico*. Informação Científica e Técnica de Hidráulica, ITH40, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Cohen, B., Rozelman, S., Ryan, T. (1998). Removing extraneous flow in New York city - a systematic approach yielding results. ADS Corporation, Nova Iorque, E.U.A.
- Cubillo, F. (1997). Information Systems: a key factor to manage performance indicators. *IWSA Workshop on Performance Indicators for Transmission and Distribution Systems*, 5 a 7 de Maio, LNEC, Lisboa, Portugal.
- David, L. (1992). *Modelação Matemática da Rede de Drenagem do Terreiro do Paço. Relatório Final*. Relatório 181/92 – NHS, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial).
- David, L. (2005). *Descargas de Excedentes de Sistemas de Drenagem Urbana. Estudo Referenciado em Resultados Experimentais Obtidos em Portugal*. Dissertação de Doutoramento, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.
- David, M. C., Almeida, M. C., Cardoso, M. A. (2004). Impacto de ligações indevidas em sistemas de drenagem urbana: um caso de estudo. *11º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, XI ENASB, 12 a 15 de Outubro, Faro, Portugal. (CD-ROM).

- Davies, S., Balmforth, D. J., Killgallon, P. (2002). A structural risk assessment of York's sewers. *International Conference on Sewers Operation and Maintenance*. SOM 2002, 26 a 28 Novembro, Bradford, Reino Unido. (CD-ROM).
- Deb, A., Cesario, L. (1997). Water distribution systems performance assessment. *IWSA Workshop on Performance Indicators for Transmission and Distribution Systems*, 5 a 7 de Maio, LNEC, Lisboa, Portugal.
- De Bénédittis, J. (2004). *Mesurage de l'Infiltration et de l'Exfiltration dans les Réseaux d'Assainissement*. Thèse de Doctorat, l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, INSA, Lyon, França.
- De Bénédittis J., Bertrand-Krajewski J.-L. (2005). Infiltration in sewer systems: comparison of measurement methods. *Water Science and Technology*, 52 (3), pp. 219-228.
- Decreto-Lei n.º 152/97. *Transposição para o Direito Interno a Directiva n.º 91/271/CEE do Conselho*. D.R. n.º 139, Série I-A de 1997/06/19, pp. 2959-2966.
- Decreto-Lei n.º 230/97. *Revisão da Lei Orgânica do Ministério do Ambiente*. D.R. n.º 200, Série I-A de 1997-08-30, pp 4556-4561.
- Decreto-Lei n.º 235/97. *Transposição para o Direito Interno a Directiva n.º 91/676/CEE do Conselho*. D.R. n.º 203, Série I-A de 1997-09-03, pp. 4640-4644.
- Decreto-Lei n.º 236/98. *Estabelece Normas, Critérios e Objectivos de Qualidade com a Finalidade de Proteger o meio Aquático e Melhorar a Qualidade da Água em Função dos Seus principais Usos*. D.R. n.º 176, Série I-A de 1998/08/01, pp. 3676-3722.
- Decreto-Lei n.º 379/93. *Acesso de Capitais Privados às Actividades Económicas de Captação, Tratamento e Rejeição de Efluentes e Recolha e Tratamento de resíduos Sólidos*. D.R. n.º 259, Série I-A de 1993-11-05, pp 6214-6218.
- Decreto-Regulamentar n.º 23/95. *Regulamento Geral dos Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Água e de Drenagem de Águas Residuais*. D.R. n.º 194, Série I-B 1995/08/23, pp. 5284-5319.
- Delaplace, D. M., Price, R. P. (1991). Urban drainage models linked to CAD and GIS - the UK experience. *New Technologies in Urban Drainage*, UDT'91, C. Maksimovic (ed.), 17 a 21 de Junho, Dubrovnik, Jugoslávia.

- Delleur, J. (1994). Sewerage failure, diagnosis and rehabilitation. *Urban Drainage Rehabilitation Programs and Techniques*, William A. Macaitis (ed.), ASCE, E.U.A., ISBN 0-7844-0038-5, pp. 11-28.
- Delleur, J. (2001). New results and research needs on sediment movement in urban drainage. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127 (3), pp.186-193.
- Desbordes, M. (1985). *Bilan des Etudes et Recherches Sur la Pollution du Ruissellement Pluvial Urbain Dans les Pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord*. Rapport d' Etudes - LHM (USTL), França.
- DETR (2001). *Multi-Criteria Analysis Manual*. DETR, Londres, Reino Unido. (http://www.sfu.ca/mpp/pdf_news/811-04%20UK%20MCA%20Manual.pdf, consultada em Junho de 2005).
- DGA (2000). *Proposta para um Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável*. Direcção Geral do Ambiente, Direcção de Serviços de Informação e Acreditação, Portugal, ISBN 972-8419-48-1.
- DHI (2000). MOUSE, *An Integrated Modelling Package for Urban Drainage and Sewer Systems. Reference Manual*. Danish Hydraulics Institute, Hørsholm, Dinamarca.
- DHI (2002a). *MOUSE Surface Runoff Models. Reference Manual*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Dinamarca.
- DHI (2002b). *MOUSE Pipe Flow. Reference Manual*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Dinamarca.
- Directiva n.º 76/464/CEE. *Directiva Europeia Poluição Causada por Substâncias Perigosas*. Directiva do Conselho, de 4 de Maio, JOCE n.º L 129 de 18/05/1976, pp. 23 29.
- Directiva n.º 76/160/CEE. *Directiva Europeia Qualidade das Águas Balneares*. Directiva do Conselho, de 8 de Dezembro de 1975. JOCE L 31 de 05/02/1976, pp. 1 7.
- Directiva n.º 80/778/CEE. *Directiva Europeia Qualidade das Águas para Consumo Humano*. Directiva do Conselho, de 15 de Julho de 1980. JOCE n.º L 229 de 30/08/1980, pp. 11 29.
- Directiva n.º 91/271/CEE. *Directiva Europeia Tratamento de Águas Residuais Urbanas*. Directiva do Conselho, de 21 de Maio. JOCE n.º L 135 de 30/05/1991, pp. 40 52.
- Directiva n.º 96/61/CEE. *Directiva Europeia Prevenção e Controlo Integrados da Poluição*. Directiva do Conselho, de 24 de Setembro. JOCE n.º L 257 de 10/10/1996, pp. 26 40.

- Directiva n.º 91/676/CEE. *Directiva Europeia Protecção das Águas Contra a Poluição Causada por Nitratos de Origem Agrícola*. Directiva do Conselho, de 12 de Dezembro. JOCE n.º L 375 de 31/12/1991, pp. 1 8.
- Directiva n.º 2006/7/CE. *Directiva Europeia Gestão da Qualidade das Águas Balneares*. Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Fevereiro. JOUE n.º L 64 de 4/3/2006, pp. 37 51.
- Directiva n.º 2000/60/CE. *Directiva Europeia Directiva-Quadro da Água*. Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de Abril. JOCE n.º L 64 de 22/12/2000, pp. 1 72.
- Dohmann, M., Pecher, K. H. (1994). Sewer maintenance and rehabilitation. *EWPCA International Conference on Integrated Wastewater Management, Collection, Treatment and Reuse*, 10 a 12 de Outubro, LNEC, Lisboa, Portugal.
- DRENA (1985). *Saneamento da Costa do Estoril: Remodelação e Ampliação do Sistema Base. Projecto de Execução. Volume 2: Dados de Base*. Lisboa, Portugal. *Op. cit. in Gamboa (2000)*.
- EEA (2003a). *Europe's Water: an Indicator Based Assessment*. Topic Report 1/2003. European Environmental Agency, Copenhaga, Dinamarca, ISBN 92-9167-581-4.
- EEA (2003b). *Eurowaternet: Towards an Index of Quality of the National Data in Waterbase*. Technical report 98. European Environmental Agency, Copenhaga, Dinamarca, ISBN 92-9167-578-4.
- Elgy, J., Prodanovic, J., Maksimovic, C. (1993). Herramientas basadas en sistemas de información geográfica (GIS). *Curso de Nuevas Tecnologia Aplicadas al Diseño y Renovacion de Alcantarillados Urbanos*. Universidade Politécnica de Valencia, 26 a 30 de Julho, Benicasim, Espanha, pp. 113-140.
- Ellis, J. B. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. *2nd Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA II, 19 a 22 de Fevereiro, Lisboa, Portugal, pp. 311-319.
- Ellis, J. B., Herricks, E. E., House, M. A., Hvitved-Jacobsen, T., Seager, J. (1992). *1st Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA I, M. A. House (ed.), review paper. *Workshop IAWPRC*, 6 a 10 de Abril, Wageningen, Holanda, e *Wat. Sci. Tech.*, 27 (12) 1993.

- Ellis, J.B., Marsalek, J., Chocat, B., Fujita, S. (2004). *Urban Drainage Glossary*. IWA Publishing, Londres, Reino Unido, ISBN 1-900222-06-X.
- Ellis, J. B., Revitt, D. M. (2002). The effect of sediments on sewer exfiltration. *3rd International Conference on Sewer Processes and Networks*, 15 a 17 Abril, Paris, França, pp. 147-154.
- Ellis, J. B., Revitt, D. M., Lister, P., Willgress, C. (2003). Experimental studies of sewer exfiltration. *Water Science and Technology*, 47 (4), pp. 61-67.
- EN 752-2 (1996). *European Standard, Drain and Sewer Systems Outside Buildings, Part 2 – Performance Requirements*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- EN 752-3 (1996). *European Standard, Drain and Sewer Systems Outside Buildings, Part 3 – Planning*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- EN 752-4 (1997). *European Standard, Drain and Sewer Systems Outside Buildings, Part 4 – Hydraulic design and environmental considerations*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- EN 752-5 (1997). *European Standard, Drain and Sewer Systems Outside Buildings, Part 5 – Rehabilitation*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- EN 752-7 (1998). *European Standard, Drain and Sewer Systems Outside Buildings, Part 7 – Maintenance and Operations*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- EN 13508-2 (2003). *European Standard, Conditions of drain and sewer systems outside buildings – Part 2: Visual Inspection Coding System*. CEN, European Committee for Standardisation, Bruxelas, Bélgica.
- Erbe, V., Schütze, M. (2005). An integrated modeling concept for immission-based management of sewer system, wastewater treatment plant and river. *Water Science and Technology*, 52 (5), pp. 95-103.
- Ernst&Young (1990). *Total Quality – An Executive’s Guide for the 1990’s*. Ernst&Young Quality Improvement Consulting Group, Dow Jones-Irwin, Homewood, IL. *Op. cit. in* Males (1991).
- EWA (2005). *European Water Yearbook 2005*. *Op. cit. in* IRAR (2005b).

- Fenner, R. A., Sweeting, L. (1999). A decision support model for the rehabilitation of “non-critical” sewers. *Water Science and Technology*, 39 (9), pp. 193-200.
- Fread, D. L. (1993). Flow routing. *Handbook of Hydrology*, D. R. Maidment (ed.), McGraw-Hill, Reino Unido, pp. 10.1-10.36.
- FWR (1994). *Urban Pollution Management Manual: A Planning Guide for the Management of Urban Wastewater Discharges During Wet Weather*. FR/CL 0002, Foundation for Water Research, Marlow, Reino Unido, ISBN 0-9521712-1-X.
- Galvão, A. (2002). *Contribuição para o Desenvolvimento de Indicadores de Desempenho de Sistemas de Águas Residuais*. Dissertação de Mestrado, IST, Lisboa, Portugal.
- Galvão, A., Matos, J.S. (2004). Sustentabilidade em sistemas de saneamento. *11º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, XI ENASB, 12 a 15 de Outubro de 2004, Faro, Portugal. (CD-ROM).
- Gamboa, M., Almeida, M. C., Matos, M. R., Matos, J. S. (2000). *Controlo da Descarga de Excedentes no Sistema de Saneamento da Costa do Estoril – Diagnóstico e Formulação de Recomendações Estratégicas. 1º Relatório de Progresso – Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual*. Relatório 324/00-NES, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Gee, D., Jones, K., Kreitz, D., Nevell, S., O’Connor, B., Van Ness, B. (2001). *The Performance-Based Management Handbook. Using Performance Information to Drive Improvement*. Volume 6, Performance-Based Management Special Interest Group (PMB SIG). (<http://www.orau.gov/pbm>, consultada em Maio 2002).
- Geerse, J. M. U., Lobbrecht, A. H. (2002). Assessing the performance of urban drainage systems: ‘general approach’ applied to the city of Rotterdam. *Urban Water Journal*, (4), pp. 199-209.
- Geiger, W. F. (1984). Characteristics of combined sewer runoff. *3rd International Conference on Urban Storm Drainage*, 3 ICUSD, Universidade de Chalmers, Gotemburgo, Suécia.
- Goicoechea, A., Hansen, D. R., Duckstein, L. (1982). *Multiobjective Decision Analysis with Engineering and Business Applications*. John Wiley & Sons Inc., ISBN 0-471-06401-7.
- Greater Vancouver Regional District (2001). *Liquid Waste Management Plan, Vancouver B.C.*. Fevereiro, Canadá. *Op. cit.* in NRC (2003b).

- Grommaire-Mertz, M. C. (1998). *La Pollution des Eaux Pluviales Urbaines en Réseaux d'Assainissement Unitaire. Caractéristiques et Origines*. Thèse de Doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, França.
- GRTB (2005). *Ejercicio Anual de Benchmarking – 2004, Indicadores de Gestion para Agua Potable y Alcantarillado*. GRTB - Grupo Regional de Trabajo de Benchmarking. ADERASA. (<http://www.aderasa.org/es/documentos3.htm?x=633>, consultada em Janeiro de 2006).
- Guérin-Schneider (2001). *Introduire la Mesure de Performance dans la Régulation des Services d'Eau et d'Assainissement en France - Instrumentation et Organisation*. Thèse de Doctorat, Laboratoire Gestion de l'Eau e de l'Assainissement – GEA e École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts - ENGREF, Paris, França.
- Guérin-Schneider, L., Brunet E. (2002). Performance indicators for the regulation of the water and sewerage services: the French Experience. *3rd IWA World Water Congress, ENVIRO 2002*, 7 a 12 Abril, Melbourne, Austrália.
- Guérin-Schneider, L., Fauquert, G., Bonnet, Fr. (2004). *Retour d'Expérience sur la Mise en Oeuvre de la Mesure de Performance des Services d'Eau et d'Assainissement par les DDAF. Rapport Réalisé pour le MEDD avec le Soutien de la DGFAR*. (<http://www.nationalbenchmarking.ca/about/>, consultada em Novembro 2005).
- Harremoes, P., Capodaglio, A., Hellstrom, Henze, M., Jensen, L., Lyngaard-Jensen, A., Otterpohl, R., Soeberg, H. (1992). Wastewater treatment plants under transient loading – performance, modelling, control. *1st Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA I, M. A. House (ed.), review paper. *Workshop IAWPRC*, 6 a 10 de Abril, Wageningen, Holanda, e *Water Science and Technology*, 27 (12) 1993, pp. 71-116.
- House, M. A., Ellis, J. B., Herricks, E. E., Hvitved-Jacobsen, T., Seager, J. (1992). Urban drainage: impacts on receiving water quality. *1st Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA I, M. A. House (ed.), review paper. *Workshop IAWPRC*, 6 a 10 de Abril, Wageningen, Holanda, e *Water Science and Technology*, 27 (12) 1993, pp. 117-158.
- House, M. A., Newsome, D. H. (1989). Water quality indices for the management of surface water quality. *Urban discharges and receiving water quality impacts*, J. B. Ellis (ed.), IAWPRC, ISBN 0-08-037376-3, pp. 159-173.

- Hvitved-Jacobsen, T., Jütte, B., Nielsen, P. H., Jensen, N. Aa. (1988). Hydrogen sulphide control in municipal sewers. 3rd *International Gothenburg Symposium*. H. H. Hahn e R. Klute (eds.), 1 a 3 de Junho, Gotemburgo, Suécia, pp. 239-247. *Op. cit. in* Matos (1991).
- IBNET (2005). http://www.ib-net.org/wb/bench_networkutility.asp, consultada em Novembro de 2005.
- IFEN (1997). *Indicateurs de Performance Environnemental de la France*. Édition 1996-1997, Institut Français de l'Environnement, Tech&Doc, França.
- IHS (1994). *The Wallingford Procedure. Training Course notes*. Integrated Hydro Systems, Reino Unido.
- IISDnet (2000). *Measurement and Indicators for Sustainable Development*. International Institute for Sustainable Development. (<http://iisd.ca/measure/default.htm>, consultada em Maio de 2004).
- INSAAR (2002). *Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais*. (<http://insaar.inag.pt>). *Op. cit. in* IRAR (2005b).
- IPQ (1998). *Guia para a Expressão da Incerteza de Medição nos Laboratórios de Calibração*. Instituto Português da Qualidade, Portugal, ISBN 972-95341-9-5.
- IQA (1980). *Quality Assurance in Industry*. Institute of Quality Assurance, National Council for Quality and Reliability, Society of Motor Manufacturers and Traders Ltd, Reino Unido.
- IRAR (2005a). *Guia de Avaliação de Desempenho das Entidades Gestoras de Serviços de Águas e Resíduos*. Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Lisboa, Portugal.
- IRAR (2005b). *Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal 2004, Caracterização geral do sector*. Vol. 1., Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Lisboa, Portugal, ISBN 972-99354-7-5.
- IRAR (2005c). *Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal 2004, Avaliação da Qualidade do Serviço Prestado aos Utilizadores*. Vol. 3. Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Lisboa, Portugal, ISBN 972-99354-7-5.
- ISO 748 (1997). *Measurement of Liquid Flow in Open Channels – Velocity - Area Methods*. International Organization for Standardization.
- ISO 9001 (2000). *Quality Management Systems – Requirements*. International Organization for Standardization.

- ISO 14001 (2004). *Environmental Management Systems – Requirements with Guidance for Use*. International Organization for Standardization.
- ISO/GUM (1995). *Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement*. International Organization for Standardization, ISBN 92-67-10188-9. *Op. cit. in Alegre et al.* (2006).
- ISO/IEC 17000 (2004). *Quality Conformity Assessment. Vocabulary and General Principles*. International Organization for Standardization/International Electrotechnical Commission.
- ISO/IEC Guide 73 (2002). *Risk Management – Vocabulary – Guidelines for Use in Standards*. International Organization for Standardization/International Electrotechnical Commission.
- ISO/TC 224 N 97 (2003). *Business Plan - Service Activities Relating to Drinking Water Supply Systems and Wastewater Systems – Quality Criteria of the Service and Performance Indicators*. Version: 5, 28 de Novembro, International Organization for Standardization.
- ISO/TC 224 N 269 (2006). *Service Activities Relating to Drinking Water Supply Systems and Wastewater Systems – Guidelines for the Improvement and for the Assessment of the Service to Users*. Draft International Standard ISO/DIS 24510, International Organization for Standardization.
- ISO/TC 224 N 270 (2006). *Service Activities Relating to Drinking Water Supply Systems and Wastewater Systems – Guidelines for the Management of Wastewater Utilities and for the Assessment of Wastewater Services*. Draft International Standard ISO/DIS 24511, International Organization for Standardization.
- ISO/TC 224 N 271 (2006). *Service Activities Relating to Drinking Water Supply Systems and Wastewater Systems – Guidelines for the Management of Drinking Water Utilities and for the Assessment of Drinking Water Services*. Draft International Standard ISO/DIS 24512, International Organization for Standardization.
- IWA (1999). *Workshop on Performance Indicators for Water Supply Systems - The IWA Proposal*. Águas do Sotavento, LNEC, IPE-Adp, CNAISA, 15 a 17 de Novembro, Faro, Portugal.
- Janssen, R. (1991). *Multiobjective Decision Support for Environmental Problems*. Dissertação de Doutoramento, Universidade de Vrije, Amesterdão, Holanda.

- Jensen, A., Madsen, P. G. (1996). Udsivning fra utaette kloakledninger. *Stads og havneingeniøren*, 10, pp. 38-39. *Op. cit. in* Vollertsen e Hvitved-Jacobsen (2002).
- Johnson, P. A. (1996). Uncertainty of hydraulic parameters. *Journal of Hydraulic Engineering*, 122 (2), pp. 112-114.
- Jordan, G., Prevette, S., Woodward, S. (2001). *The Performance-Based Management Handbook. Analysing, Reviewing and Reporting Performance Data*. Volume 5, Performance-Based Management Special Interest Group (PMB SIG). (<http://www.orau.gov/pbm>, consultada em Maio de 2004).
- Knudsen, L., Andersen, U., Orskov, P., Pedersen, C. M. (1996). Undgå forurening af drikkeevandet. *Stads og havneingeniøren*, 10, pp. 34-36. *Op. cit. in* Vollertsen e Hvitved-Jacobsen (2002).
- Kolsky, P., Butler, D. (2002). Performance indicators for urban storm drainage in developing countries. *Urban Water Journal*, (4), pp. 137-144.
- Korving, H., Gelder, P., Noortwijk, J., Celmens, F. (2002). Influence of model parameter uncertainties on decision-making for sewer system management. *5th International Conference on Hydroinformatics*, 1 a 5 de Julho, Cardiff, Reino Unido, ISBN 1-84339-021-3.
- Kracht, O., Gujer, W. (2005). Quantification of infiltration into sewers based on time series of pollutant loads. *Water Science and Technology*, 52 (3), pp. 209–218.
- Laplace, D. (1991). *Dynamique du Dépôt en Collecteur d'Assainissement*. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, França.
- Laredo, D., Selim, T., Carney, J. (1996). *Activity Report No. 27, Development of Indicators for the Water and Wastewater Sector in Egypt. USAID Mission to Egypt under EHP Activity No. 239-RC. Environmental Health Project*. Office of Health and Nutrition, U.S. Agency for International Development, Washington, DC. (http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnaca065.pdf, consultada em Maio de 2004).
- Larsson, M., Parena, R., Smeets, E., Troquet, I. (2002). *Process Benchmarking in the Water Industry Toward a Worldwide Approach, Manual of Best Practice Series*, IWA Publishing, Londres, Reino Unido.
- Le Gauffre, P., Joannis, C., Gibello, C., Breysse, D. (2002). Performance indicators and decision support for rehabilitation of sewer networks. Contribution of the French R&D

- REREAU Program. *International Conference on Sewers Operation and Maintenance*, SOM 2002, 26 a 28 Novembro, Bradford, Reino Unido. (CD-ROM).
- Lei n.º 58/2005. *Lei da Água. Transposição para o Direito Interno a Directiva n.º 2006/60/CE do Parlamento e do Conselho*. D.R. n.º 249, Série I-A de 2005/12/29, pp. 7280-7310.
- Lerner, D. N (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal*, 10 (1), pp. 143-152.
- Lijklema, L. (1993). Integrated management of urban waters – a preface. *Water Science and Technology*, 27 (12) pp. vii-x.
- Liston, P., Maher, W. (1997). *Water Quality for Maintenance of Aquatic Ecosystems: Appropriate Indicators and Analysis*. Australia: State of the Environment Technical Paper Series (Inland Waters), Department of the Environment, Sport and Territories, Canberra, Australia, ISBN 0-642-25274-2. (<http://www.environment.gov.au/soe/1996/publications/technical/pubs/aquatic.pdf>, consultada em Fevereiro de 2005).
- Lobato de Faria, A., Alegre, H. (1996). Paving the way to excellence in water supply systems: a national framework for levels-of-service assessment based on consumer satisfaction. The Marteen Schalemkamp Award – 1995, *AQUA*, 45 (1), pp. 1-12.
- Lundin, M. (1999). *Assessment of the Environmental Sustainability of Urban Water Systems*. Chalmers University of Technology, Gotemburgo, Suécia, ISSN 1400-9560.
- Males, R. M. (1991). Total Quality Management. *18th Annual Conference and Symposium on Water Resources Planning and Management and Urban Water Resources*, Jerry L. Anderson (ed.), E.U.A..
- MAOT (2000). *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais PEASAR (2000-2006)*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Portugal.
- MAOT (2006). *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais PEASAR (2007-2013)*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional, Portugal. (Documento Preliminar – 17 de Janeiro de 2006).
- Marqués, J. M. (1993). Problemática general del saneamiento y drenaje. *Curso de Nuevas Tecnología Aplicadas al Diseño y Renovación de Alcantarillados Urbanos*. Universidade Politécnica de Valencia, Benicasim, Espanha, 26 a 30 de Julho, pp. 7-46.

- Marsalek, J., Barnwell, T. O., Geiger, W., Grottker, M., Huber, W. C., Saul, A. J., Schilling, W., Torno, H. C. (1992). Urban drainage systems: design and operation. *1st Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA I, M. A. House (ed.), review paper. *Workshop IAWPRC*, 6 a 10 de Abril, Wageningen, Holanda e *Water Science and Technology*, 27 (12) 1993, pp. 31-69.
- Martel, J-M. (1999). Multicriterion decision aid: methods and applications. *CORS-SCOR 1999 Annual Conference*, 7 a 9 de Junho, Windsor, Ontário, Canadá.
- Matos, J. S. (1991). *Aerobiose e Septicidade em Sistemas de Drenagem de Águas Residuais*. Dissertação de Doutoramento, IST, Lisboa, Portugal.
- Matos, J. S. (1993b). Comportamento de sistemas de drenagem unitários. Um olhar para trás em direcção ao futuro!. *6^o Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VI ENASB, 6 a 8 de Outubro, Setúbal, Portugal, pp. 239-251.
- Matos, J. S. (2002). Comportamento hidráulico e ambiental de sistemas unitários – um olhar para trás. *10^o Encontro Nacional Saneamento Básico*, X ENASB, 16 a 19 de Setembro, Braga, Portugal. (CD-ROM).
- Matos, M. R. (1987). *Métodos de Análise e de Cálculo de Caudais Pluviais em Sistemas de Drenagem Urbana. Estudo Referenciado em Dados Experimentais de Bacias Urbanas Portuguesas*. Vol. 1, Tese de Especialista do LNEC, Lisboa, Portugal.
- Matos, M. R. (1993a). Saneamento básico e ambiente – papel da normalização europeia na implementação das directivas e na garantia da qualidade. *6^o Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VI ENASB, 6 a 8 de Outubro, Setúbal, Portugal, pp. 377-389.
- Matos, M. R. (1996). Diagnóstico de sistemas de drenagem de águas residuais. *7^o Encontro Nacional de Saneamento Básico*, VII ENASB, 14 a 16 de Fevereiro, Coimbra, Portugal, pp.190-216.
- Matos, M. R. (1999). *Gestão Integrada de Águas Pluviais em Meio Urbano. Visão Estratégica e Soluções para o Futuro*. Programa de investigação apresentado a concurso de acesso à categoria de Investigador Coordenador do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Abril, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Matos, M. R., Almeida, M. C., Cardoso, M. A. (1994). Introdução ao problema e aos conceitos. *Curso sobre Modelação de Sistemas de Drenagem Urbana, Estações de Tratamento e Impacte nos Meios Receptores*, 4 a 6 de Julho, LNEC, Lisboa, Portugal.

- Matos, R. S., Baptista, J. M. (2000). *Guia de Apoio ao Processo de Garantia da Qualidade da SANEST S. A. Enquanto Entidade Gestora do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril*. Vol. 1, Relatório 294/00, NES, LNEC, Lisboa, Portugal. (Confidencial).
- Matos, M. R., Bicudo, R., Alegre, H. (1993). Technical and social-economical indicators in the scope of water supply, wastewater and solid waste systems. *Preparatory study for the definition of selection criteria for environmental projects to be funded by the European Community*, Vol. 2, project contracted by the European Commission, Report 107/93, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Matos, M. R., Cardoso, M. A., Ashley, R., Duarte, P., Molinari, A., Shulz, A. (2003). *Performance Indicators for Wastewater Services – Manual of Best Practice Series*, IWA Publishing, London, ISBN 1-900222-90-06.
- Matos, M. R., Cardoso, M. A., Ashley, R., Duarte, P., Molinari, A., Schulz, A. (2004a). *Indicadores de Desempenho para Serviços de Águas Residuais. Tradução e adaptação para português do Manual da IWA Performance Indicators for Wastewater Services*. IRAR/LNEC, ISBN 972-99354-3-3.
- Matos, R. S., Cardoso, M. A., Duarte, P. (2001). Indicadores de desempenho para serviços de águas residuais – desenvolvimentos do projecto da Internacional Water Association (IWA). *Encontro Nacional das Entidades Gestoras da Água*, 9 a 11 de Outubro, Lisboa, Portugal. (CD-ROM).
- Matos, R., Cardoso, M. A., Duarte, P. (2002). Indicadores de desempenho de serviços de águas residuais. Sobre o Manual de Boa Prática a editar pela International Water Association (IWA). *10º Encontro Nacional Saneamento Básico*, X ENASB, 16 a 19 de Setembro, Braga, Portugal. (CD-ROM).
- Matos, R., Cardoso, M. A., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2003). *WPI Report - Deliverable D1 - Construction of a Control Panel of Performance Indicators for Rehabilitation, Selection of a Listing of Rehabilitation PIs*. CARE S- Computed Aided Rehabilitation of Sewer Networks, EU project EVK1-CT-2002-00106, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Matos, M. R., Cardoso, M. A., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2004b). Onde, quando e como reabilitar redes de águas residuais – a perspectiva europeia e o contributo da investigação portuguesa. *11º Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Santiária e Ambiental*, XI SILUBESA, 29 de Março a 2 de Abril, Natal, Brasil. (CD-ROM).

- Matos, M. R., Cardoso, M. A., Pinheiro, I., Almeida, M. C. (2004c). Definition and pilot testing of a control panel of performance indicators for sewer system rehabilitation. *5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management*, NOVATECH 2004, 6 a 10 de Junho, Lyon, França.
- McKay, D. T., Rens, K. L., Greimann, L. F., Stecker, J. H. (1999). Condition index assessment for U.S. Army Corps of Engineers civil works. *Jour. Inf. Sys.*, 1 (5), pp. 52-60.
- Mena, S. B. (2000). Introduction aux méthodes multicritères d'aide à la décision. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 4 (2), pp. 83-93.
- Mehle, J., O'Keefe, S. M., Wrase, P. E. (2001). *An Examination of Methods for Condition Rating of Sewer Pipelines*. Dissertação para obtenção do grau de MSc, Universidade de Minnesota, E.U.A.
- Merkel, W. (2002). International Report: Performance assessment in the water industry, *Water Science and Technology: Water Supply*, 2 (4), pp. 151–162.
- Ministère de l'Environnement/DE (1994). *Programme de Mise en Œuvre la Directive Européenne du 21 mai 1991 Rapport de la France*. Paris, França *Op. cit. in IFEN* (1997).
- Ministère de l'Intérieur (1977). *Instruction Technique Relative aux Réseaux d'Assainissement des Agglomérations*. Circulaire interministérielle, IT 77284 INT, Paris, França. *Op. cit. in Ashley et al.* (2004).
- Mourato, S. (1999). *Simulação da Redução de Poluentes Biodegradáveis em Sistemas de Drenagem de Aguas Residuais*. Dissertação de Mestrado, IST, Lisboa, Portugal.
- MWA (1996). *Performance Indicators for Water Supply, a Proposal from the Malaysian Association for the Consideration of Member Countries of ASPAC*. Malaysian Water Association, Malásia.
- NAO (2004). *Out of Sight – Not Out of Mind. OFWAT and the Public Sewer Network in England and Wales*. Report by the Comptroller and Auditor General. HC 161 Session 2003-2004. (http://www.nao.org.uk/publications/nao_reports/03-04/0304161.pdf, consultada em Fevereiro de 2006).
- NBC (2005). *National Benchmarking Canada*. (<http://www.nationalbenchmarking.ca/about/>, consultada em Dezembro 2005).

- NP EN ISO 8402 (1997). *Gestão da Qualidade e Garantia da Qualidade – Vocabulário 1997*. Instituto Português da Qualidade, Portugal.
- NP EN 752-4 (2001). *Sistemas públicos de drenagem de águas residuais. Parte 4: dimensionamento hidráulico e considerações ambientais*. Norma Portuguesa, versão portuguesa da EN 752-4:1997, Instituto Português da Qualidade, Portugal.
- NRC (2002). *Developing Indicators and Benchmarks. A Best Practice by the National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure*. Issue no 1.0. National Research Council of Canada, Federation of Canadian Municipalities, Canadá.
- NRC (2003a). *Decision Making and Investment Planning. Planning and Defining Municipal Infrastructures Needs. National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure (InfraGuide)*. Issue no 1.0. National Research Council of Canada, Federation of Canadian Municipalities, Canadá, ISBN 1-897094-00-0.
- NRC (2003b). *Infiltration/Inflow Control/Reduction for Wastewater Collection Systems. A Best Practice by the National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure*. Issue no 1.0. National Research Council of Canada, Federation of Canadian Municipalities, Canadá.
- Oatridge, J. W. (1997). Understanding and satisfying customer expectations. *IWSA Workshop on Performance Indicators for Transmission and Distribution Systems*, 5 a 7 de Maio, LNEC, Lisboa, Portugal.
- OECD (1998). *Towards More Sustainable Household Consumption Patterns Indicators to Measure Progress*. ENV/EPOC/SE(98)2/FINAL, Environment Directorate, Environment Policy Committee. Organisation for Economic Co-operation and Development. ([http://www.oilis.oecd.org/olis/1998doc.nsf/linkto/env-epoc-se\(98\)2-final](http://www.oilis.oecd.org/olis/1998doc.nsf/linkto/env-epoc-se(98)2-final), consultada em Maio de 2004).
- OFWAT (2000). *Information Note No. 35A – March 2000. Serviceability of the Water Mains and Sewer Networks in England and Wales up to March 1999*. (<http://www.ofwat.gov.uk/infonotes/info35a.htm>, consultada em Maio 2002).
- OFWAT (2002). *June Return Reporting Requirements and Definitions Manual*. (http://www.ofwat.gov.uk/aptrix/ofwat/publish.nsf/Content/jr02_reporting_requirements, consultada em Maio 2003).
- OFWAT (2003). *Levels of Service for the Water Industry in England and Wales. 2002-2003 Report*. Office of Water Services, Reino Unido, ISBN 1-904655-01-7.

- OFWAT (2004). *International Comparison of Water and Sewerage Service. 2001-02 Report*. Office of Water Services. (<http://www.ofwat.gov.uk>, consultada em Maio 2005).
- OFWAT (2006). *Levels of Service for the Water Industry in England and Wales. 2005-2006 Report*. Office of Water Services, ISBN 1 904655 31 9.
- Oliveira, R., Ribeiro da Costa, J. (2002). Sistemas de gestão da qualidade do ambiente. *10º Encontro Nacional Saneamento Básico, X ENASB*, 16 a 19 de Setembro, Braga, Portugal. (CD-ROM).
- Parkinson, J. N. (1999). *Modelling Strategies for Sustainable Domestic Wastewater Management in a Residential Catchment*. Dissertação para obtenção do grau de Doctor of Philosophy, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Universidade de Londres, Reino Unido.
- Patrick, R., Rompala, J., Symkowski, A., Kingdom, W., Serpente, R., Freeman, N., Stevens, B., Koch, C., Kochaba, T. (1997). *Benchmarking Wastewater Operations – Collection Systems, Treatment, and Biosolids Management*. Project 96-CTS-5. WERF, E.U.A., ISBN 1-57278-121-1.
- Paulino, M. G., Matos, J. S. (2000). Gestão técnica de sistemas urbanos de drenagem de águas residuais em Portugal. Apresentação de um inquérito-tipo para levantamento da situação. *9º Encontro Nacional Saneamento Básico, IX ENASB*, 21 a 24 de Novembro, Loures, Portugal, pp. 337-349.
- Paulino, M. G., Matos, J. S., Monteiro, A. (2002). Gestão técnica de sistemas de drenagem de águas residuais – estado da situação portuguesa. *10º Encontro Nacional Saneamento Básico, X ENASB*, 16 a 19 de Setembro, Braga, Portugal. (CD-ROM).
- PBM SIG (1995). *How to Measure Performance. A Handbook of Techniques and Tools*. Training Resources and Data Exchange (TRADE) Performance-based Management Special Interest Group, E.U.A..
- Pisano, W. C., Aronson, G. L., Queiroz, C. S. (1979). *Dry Weather Deposition and Flushing for Combined Sewer Overflow Pollution. USEPA Report-600/2-70-133*. Washington, DC. *Op. cit. in Marsalek et al.* (1992).
- Poças Martins, J. (1998). *Serviços Públicos de Abastecimento de Água e de Saneamento. Opções de Financiamento e Gestão dos Municípios Portugueses*. AEPSA, Portugal.

- Pomeroy, R. D., Parkhurst, J. D. (1977). The forecasting of sulphide build-up rates in sewers. *Prog. Wat. Tech.*, 9, pp. 621-628, Pergamon Press. *Op. cit. in Matos (1991)*.
- Portaria n.º 762/2002. *Regulamento de Segurança, Higiene e Saúde no Trabalho na Exploração dos Sistemas Público de Distribuição e de Água e de Drenagem de Águas Residuais*. D.R. n.º 149, Série I-B de 2002/07/01, pp. 5123-5130.
- Price, R. K., Catterson, G. J. (1997). Monitoring and modeling in urban drainage. *Water Science and Technology*, 36 (8-9), pp. 283-287.
- Princ, I., Kohout, D. (2003). Infiltration and exfiltration from sewer network with a focus on house connections in city of Prague. *18th European Junior Scientists Workshop on Sewer Processes and Networks*, 7 a 11 Novembro, Almogrove, Portugal.
- Princ, I., Kohout, D. (2004). Assessing of infiltration to sewer in town Lázne Bohdanec. *Hydrosphere 2004*, pp. 275-277, ISBN 80-86020-44-4.
- Rauch, W., Aalderink, H., Krebs, P., Schilling, W., Vanrolleghem, P. (1998). Requirements for integrated wastewater models - driven by receiving water objectives. *Water Science and Technology*, 38 (11), pp. 97-104.
- Rauch, W., Thurner, N., Stegner, U. (1999). Performance improvement of an integrated drainage system – an Alpine case study. *8th International Conference on Urban Storm Drainage*, 8 ICUD, 30 de Agosto a 3 de Setembro, Sydney, Austrália, pp. 2082-2089.
- Read, G., Vickridge, I. Eds. (1997). *Sewers Rehabilitation and New Construction Repair and Renovation*. Arnold & John Wiley & Sons Inc, E.U.A.
- Reyna, S. M., Delleur, J.W., Vanegas, J.A. (1994). Multi-attribute rehabilitation of storm or combined sewer systems. *Urban Drainage Rehabilitation Programs and Techniques*, William A. Macaitis (ed.), ASCE, E.U.A., ISBN 0-7844-0038-5., pp.55-72.
- Rieckermann, J., Gujer, W. (2002). Quantifying exfiltration from leaky sewers with artificial tracers. *International Conference on Sewers Operation and Maintenance, SOM 2002*, 26 a 28 Novembro, Bradford, Reino Unido. (CD-ROM).
- Rieckermann, J., Borsuk, M., Reichert, P., Gujer, W. (2005). A novel tracer method for quantifying sewer exfiltration. *Water Resources Research* 41 (5).
- Romão, M. (2000). *Aplicação Computacional para o Cálculo de Indicadores de Desempenho de Sistemas de Drenagem Urbana – Relatório da Fase de Levantamento e Análise de Requisitos*. INTEGER, Lisboa, Portugal.

- Rouse, H., Ince, S. (1980). *History of Hydraulics*. Iowa Institute of Hydraulic Research, E.U.A.
- Roy, B. (1985). *Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision*, Economica. *Op. cit. in* Tavares *et al.* (1996).
- Roy, B. (1989). Main sources of inaccurate determination, uncertainty and imprecision in decision models. *Mathematical and Computer Modelling*, 12 (10/11), pp. 1245-1254. *Op. cit. in* Martel (1999).
- Rutsch, M., Rieckermann, J., Krebs, P. (2005). Quantification of sewer leakage – a review. *10th International Conference on Urban Drainage*, 10 ICUD, 21 a 25 de Agosto, Copenhaga, Dinamarca. (CD-ROM).
- Saaty, T. L., Vargas, L. G. (2001). *Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process*. Kluwer's International Series, ISBN 0-7923-7267-0.
- Saul, A. (2002). CSO: State of the art review. *9th International Conference on Urban Drainage*, 9 ICUD, 8 a 13 de Setembro, Portland, E.U.A. (CD-ROM).
- Saegrov, S. (ed.) (2005). *CARE-S, Computer Aided Rehabilitation for Sewer and Storm Water Networks*. IWA Publishing, Reino Unido, ISBN 1843390914.
- Saegrov, S., Schilling, W., Ugarelli, R. (2005). Computer Aided Rehabilitation of Sewer and Storm Water Networks (CARE-S). *10th International Conference on Urban Drainage*, 10 ICUD, 21 a 25 de Agosto, Copenhaga, Dinamarca. (CD-ROM).
- Serpente, R. F. (1994). Understanding the modes of failure for sewers. *Urban Drainage Rehabilitation Programs and Techniques*. William A. Macaitis (ed.), ASCE, E.U.A., ISBN 0-7844-0038-5, pp.86-109.
- Silva, M. M. (2002). *Instrumentos de Apoio à Gestão de Estuários – Indicadores Ambientais*. Dissertação de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Costa da Caparica, Portugal.
- Silva, D. S., Barbier, R., Montginoul, M. (2005). *WP5 – Socio-economic Impacts of Rehabilitation Strategies. Task 5.2 – Rehabilitation Impact on Social Quality of Life*. CARE S- Computed Aided Rehabilitation of Sewer Networks, EU project EVK1-CT-2002-00106.
- Simon, U., Brüggemann, R., Pudenz, S. (2004). Aspects of decision support in water management-example Berlin and Postam (Germany) I - spatially differentiated evaluation. *Water Research*, 38 (2004), pp. 1809-1816.

- Sjøvold, F., Alegre, H., Guérin-Schneider, L., Stahre, P., Cabrera Jr., E. (2006). *State-of-the-art Performance Assessment of Urban Infrastructures Services – Water Supply, Waste Water and Solid Waste*. COST C18, European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research. (Documento de Trabalho, consultado em Dezembro de 2006).
- Skarda, B. C. (1995). Diagnosis methods and performance indicators for rehabilitation policies – a Swiss point of view: pipeline network renewal. *IWSA World Congress*, Durban, África do Sul.
- Sousa, A. E. R., Matos, J. M. S. (1991a). Órgãos especiais de sistemas de drenagem. *Manual de Saneamento Básico*, Volume 2, Direcção Geral dos Recursos Naturais, Portugal, ISBN 972-9412-05-7.
- Sousa, A. E. R., Matos, J. M. S. (1991b). Ocorrência, efeitos e controlo de septicidade em colectores. *Manual de Saneamento Básico*, Volume 2, Direcção Geral dos Recursos Naturais, Portugal, ISBN 972-9412-05-7.
- Sousa, A. E. R., Monteiro, A. J. (1991). Órgão gerais de sistemas de drenagem. *Manual de Saneamento Básico*, Volume 2, Direcção Geral dos Recursos Naturais, Portugal, ISBN 972-9412-05-7.
- Stedman, L. (2005). Poor rating for US infrastructure. *Water Asset Management International*, 1 (1), Março.
- Stein, D. (2001). *Rehabilitation and Maintenance of Drains and Sewers*. Ernst&Sohn, Berlim, Alemanha, ISBN 3-433-01316-0.
- Stevens, P. L. (1998). *Infiltration/Inflow “Rules of Thumb”*. ADS Corporation.
- Stahre, P., Adamsson, J. (2004). *Performance Benchmarking a Powerful Management Tool for Water and Wastewater Utilities*. (http://www.wrcplc.co.uk/pbngroup/members_area/3.5/3.5-6cities.pdf, consultada em Junho de 2003).
- Swamee, P. K., Tyagi, A. (2000). Describing water quality with aggregate index. *Journal of Environmental Engineering*, 126 (5), pp. 451-455.
- Tavares, L. V. (1996). A economia dos recursos hídricos. *3º Congresso da Água/VII SILUBESA, Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25 a 29 de Março, Lisboa, Portugal, pp. IV-15-IV-18.

- Tavares, L. V., Oliveira, R. C., Themido, I. H., Correia, F. N. (1996). *Investigação Operacional*. McGraw-Hill, Portugal, ISBN: 972-8298-08-0.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Metcalf&Eddy (ed.), 4ª Edição, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, ISBN 0-07-112250-8.
- Thévenot, D. R. (1993). Pollution des eaux pluviales urbaines: origine, niveaux et mobilité des polluants. *Rejets Urbains par Temps de Pluie: Pollutions et Nuissances*. Presses de LNPC, Paris, França.
- Thistlethwayte, D. K. B. (ed.) (1972). *The Control of Sulphides in Sewerage Systems*. Butterworths, Sydney, Austrália. *Op. cit. in Matos (1991)*.
- Thornton, R. C., Saul, A. J. (1986). Some quality characteristics of combined sewer overflows. *The Public Health Engineer* 14. *Op. cit. in Marsalek et al. (1992)*.
- Tomé, J. B. (1991). *Portugal e a Europa no Mercado Mundial da Qualidade*. Associação Portuguesa para a Qualidade. *Op. cit. in Matos (1993)*.
- Turrell, R. (1995). *Levels of Service for the Municipal Services Sector*. Consultant report for the project Sustainable development strategies for the water supply and wastewater sectors in Portugal, developed for the General Directorate for the Environment. *Op. cit. in Matos et al. (2004a)*.
- Tyson, J. M., Guarino, C. F., Best, H. J., Tanaka, K. (1992). Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas, management and institutional aspects. *1st Conference on Interactions Between Sewers, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas*, INTERURBA I, M. A. House (ed.), review paper. *Workshop IAWPRC*, 6 a 10 de Abril, Wageningen, Holanda e *Water Science and Technology*, 27 (12) 1993, pp. 159-172.
- UCL (2002). *Sir Edwin Chadwick, KCB - University College London*. (<http://www.civeng.ucl.ac.uk/edwin.htm>, consultada em Outubro de 2002).
- UNFPA (2002). *The State of the World Population, 2001. UNESCO 2004, Setting the Scene*. United Nations Population Fund. New York. (<http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/pdf>, consultada em Maio de 2004).

- UNICEF&WHO (2004). *Meeting the MDG Drinking Water and Sanitation Target. A Mid-term Assessment of Progress*. World Health Organization and United Nations Children's Fund, ISBN 92 4 156278 1.
- USEPA (1985). *Odor and Corrosion in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants. Process Design Manual*. Environmental Protection Agency, Washington, E.U.A. *Op. cit. in Matos (1991)*.
- USEPA (1991). *Sewer System Infrastructure Analysis and Rehabilitation*. EPA 625/6-91/030, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, E.U.A. *Op. cit. in NRC (2003b)*.
- USEPA (1996). *Environmental Indicators of Water Quality in the United States*. EPA 841-R-96-002. (<http://www.epa.gov/nwapsurf/help/indic/report.pdf>, consultada em Setembro de 2005).
- USEPA (2001). *Innovative Wet-weather Flow Management Systems*. EPA/600/R-99/029. (<http://www.epa.gov/ednrmrl/publish/book/epa-600-r-99-029>, 1998, actualizada em Junho 2001, consultada em Junho 2005).
- USEPA (2002). *Decision Support Tools for Predicting the Performance of Water Distribution and Wastewater Collection Systems*. EPA/600/R-02-029. (<http://www.epa.gov/NRMRL/pubs/600r02029/600R02029.pdf>, consultada em Fevereiro de 2006).
- USEPA (2004). *Innovative Sewer Sediment and Control. A Management Practices Reference Guide*. EPA/600/R-04/059. (<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r04059/600r04059.pdf>, consultada em Maio de 2006).
- USEPA (2005). Combined sewer overflows. (<http://www.epa.gov/reg3wapd/cso/>, consultada em Junho 2005).
- Van der Willigen (1997). Dutch experience and viewpoints on performance indicators. *IWSA Workshop on Performance Indicators for Transmission and Distribution Systems*, 5 a 7 de Maio, LNEC, Lisboa, Portugal.
- Vanier, D. J., Rahman, S. (2004). *MIIP Report: a Primer on Municipal Infrastructure Asset Management. Municipal Infrastructure Investment Planning (MIIP)*. National Research Council Canada. (<http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/uir/miip/docs/primer.pdf>, consultada em Agosto 2005).

- Verbank, M., Ashley, R., Bachoc, A. (1993). International workshop on origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems : summary and conclusions. *Water Research*, 28 (1), pp. 187-194.
- Vollersten, J., Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Exfiltration from gravity sewers – a pilot scale study. *3rd International Conference on Sewer Processes and Networks*, 15 a 17 Abril, Paris, França, pp. 155-162.
- WAA (1989). *Water Authorities Association*. Reino Unido. *Op. cit. in White et al.* (1997).
- Werey, C., Torterotot, J. P., Silva, D. S., König, A., Pereira, A., Montginoul, M. (2005). WP5 – Socio-economic impacts of rehabilitation strategies. Task 5.1 – Rehabilitation impacts on socio-economic costs. CARE S- Computed Aided Rehabilitation of Sewer Networks, EU project EVK1-CT-2002-00106.
- WERF (1997). *Benchmarking Wastewater Operations - Collection, Treatment and Biosolids Management. Project 96-CTS-5*. WERF, E.U.A., ISBN -57278-121-1.
- White, M., Johnson, H., Anderson, G., Misstear, B. (1997). *Control of Infiltration to Sewers*. CIRIA Report R175. Construction Industry Research and Information Association, Londres, Reino Unido.
- WIN (2000). *Clean and Safe Water for the 21st Century, a Renewed National Commitment to Water and Wastewater Infrastructure*. Water Infrastructure Network, E.U.A. (http://www.usmayors.org/uscm/wash%5Fupdate/environment_index.html, consultada em Junho de 2005).
- WRc (1994). *Sewerage Rehabilitation Manual*. Water Research Center, Water Authorities Association, Swindon, Reino Unido.
- WRc (2001). *Sewerage Rehabilitation Manual*. Fourth Edition, Volume 1, Water Research Center, Water Authorities Association, Swindon, Reino Unido, ISBN 1-898920-39-7.
- Yeppes, G., Dianderas, A. (1996). *Water and Wastewater Utilities Indicators*. 2nd Edition, Water and Sanitation Division of the Transportation, Water and Urban Development. International Bank for reconstruction and Development, The World Bank. (<http://www.worldbank.org/html/fpd/water/pdf/indicators.pdf>, consultada em Maio de 2004).

