

**Gestão de ativos de sistemas de drenagem com
informação do risco**

Contributo para a quantificação das consequências das falhas

Ana Alexandra Carias Neto

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia Civil

Orientador: Prof^a. Doutora Filipa Maria Santos Ferreira

Orientador: Prof. Doutor Vítor Faria e Sousa

Júri

Presidente: Prof. Doutor António Alexandre Trigo Teixeira

Orientador: Prof. Doutor Vítor Faria e Sousa

Vogal: Eng. João Manuel Belo Marçal dos Santos e Silva

Abril de 2015

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação marca o fim de uma importante etapa da minha vida, como tal é gostaria de agradecer a todos aqueles que contribuíram de forma decisiva para a sua concretização.

Aos Professores Filipa Ferreira e Vítor Sousa pela disponibilidade, conhecimentos transmitidos, sugestões e pelo enorme entusiasmo que me estimularam ao longo de todo o trabalho.

À Eng^a Cátia Gomes, um especial agradecimento, pela forma amável, aberta e atenciosa como fui recebida, pela disponibilidade em material de apoio e conhecimentos que se demonstraram essenciais à execução deste trabalho.

À empresa SANEST, S.A., agradeço pelo fornecimento dos dados relativos ao seu sistema da drenagem.

Por fim, a toda a minha família, com especial destaque para os meus pais e ao Christian, a quem dedico este trabalho, manifesto um sentido e profundo reconhecimento por estarem sempre presentes, apoiando-me incondicionalmente ao longo do meu percurso académico. A vocês devo-vos tudo.

RESUMO

Apesar da absoluta importância para a sociedade, as infraestruturas que constituem os sistemas de drenagem de águas residuais são frequentemente assumidos como evidentes nas sociedades industrializadas. O carácter monopolista do setor e a falta de visibilidade destas infraestruturas, associado ao facto de que a maioria destas se encontram no limite da sua vida útil propiciou a contínua degradação dos sistemas, fazendo com que atualmente a maioria apresente uma condição física deficiente. O facto destas infraestruturas se encontrarem deterioradas, torna as populações mais vulneráveis a falhas inesperadas, as quais poderão ter carácter catastrófico, pondo em causa não só o próprio sistema mas também toda a sua envolvente.

Posto isto, é fundamental que as entidades gestoras implementem nas suas organizações sistemas de gestão de ativos que promovam atividades de manutenção e preservação, permitindo que o sistema se mantenha em funcionamento com níveis de serviço adequados, recorrendo para isso a investimentos aceitáveis.

Neste contexto, a gestão de ativos com informação de risco tem ganho alguma relevância, dado que, neste setor, a implementação de estratégias de gestão do risco permite a formulação de ferramentas pró-ativas de apoio à tomada de decisão, em virtude da otimização do desempenho global da atividade organizacional.

Face à acentuada problemática deste tema, a presente dissertação foca-se no desenvolvimento de uma ferramenta de análise de consequências provocadas por falhas estruturais e funcionais em coletores de drenagem de águas residuais. Tendo em vista a priorização de ações e investimentos, o principal objetivo desta ferramenta é auxiliar a tomada de decisão, reduzindo o número de ocorrências de falhas e custos associados a reparações de emergência. Neste âmbito, foi desenvolvida uma análise de risco a um conjunto de coletores selecionados, pertencentes ao sistema de drenagem da SANEST, S.A..

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de ativos; Gestão do risco; Consequências; Sistemas de drenagem; Priorização; Tomada de decisão.

ABSTRACT

Despite the high level of importance for the society, sewer systems are taken for granted by society. The sector's monopolistic characteristics, the lack of visibility of this infrastructures, and the fact that major part of these are on its service life limit are the cause for the continuous decline of the systems hence their poor physical condition. The fact that these infrastructures are degraded makes the population more vulnerable to unexpected failures, some with catastrophic consequences, putting at risk not only the system but also its surroundings.

It's important for the wastewater utilities to apply asset management systems in their organizations to promote activities of maintenance and preserving, allowing the system to work with the right level of service, using few resources.

In wastewater utilities, the use of asset management based on risk information has been gaining relevance, since that, in this sector, risk management strategies allow the development of proactive tools to support the decision making, taking in consideration the optimization of the organizational activities.

Due to the importance of this subject, the present work is focused on the development of a decision support tool that aims to analyze consequences of sewers structural and functional failures. The main goal of this tool is to help decision makers prioritize actions and investments, reducing the number of failures and both emergency repair and preventive costs. In this context, a risk analysis was conducted on pre-selected pipes, property of SANEST, S.A..

KEY-WORDS: Asset management systems; Risk management; Consequences; Prioritization; Decision making.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento geral	1
1.2 Âmbito e objetivos da dissertação	2
1.3 Organização do documento	3
2. GESTÃO DE ATIVOS FÍSICOS	5
2.1 Considerações gerais	5
2.2 Gestão dos sistemas de drenagem de águas residuais	6
2.2.1 <i>Considerações gerais</i>	6
2.2.2 <i>Implementação da gestão de ativos</i>	7
2.2.3 <i>Modelos de gestão de ativos</i>	8
3. GESTÃO DO RISCO	11
3.1 Considerações gerais	11
3.2 Risco	13
3.3 Implementação da gestão do risco	14
3.3.1 <i>Considerações gerais</i>	14
3.3.2 <i>Apreciação do risco</i>	15
3.3.3 <i>Quantificação da verosimilhança de falha</i>	18
3.3.4 <i>Quantificação da consequência de falha</i>	19
4. TOMADA DE DECISÃO	25
4.1 Considerações gerais	25
4.2 Anomalias	25
4.3 Priorização de ativos e ativos críticos	27
4.4 Intervenções	28
5. CONDIÇÃO DOS COLETORES	31
5.1 Considerações gerais	31
5.2 Técnicas de inspeção	31
5.3 Protocolos de inspeção	34
5.3.1 <i>Considerações gerais</i>	34
5.3.2 <i>WRC</i>	37
5.3.3 <i>EN 13508-2</i>	39
6. FERRAMENTA DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO	41
6.1 Considerações gerais	41
6.2 Procedimento de quantificação do nível de risco	42
6.3 Determinação da verosimilhança de falha	43
6.4 Determinação das consequências da falha	45

6.4.1	<i>Considerações gerais</i>	45
6.4.2	<i>Definição dos critérios do risco</i>	46
6.4.3	<i>Definição de pesos</i>	57
6.4.4	<i>Classificação dos coletores</i>	59
7.	CASO DE ESTUDO	61
7.1	Considerações gerais	61
7.2	Sistema de drenagem da SANEST, S.A.	61
7.3	Emissários em estudo.....	62
7.4	Aplicação da ferramenta	63
7.4.1	<i>Considerações gerais</i>	63
7.4.2	<i>Recolha de dados</i>	64
7.4.3	<i>Abordagens adotadas</i>	66
7.4.4	<i>Quantificação e avaliação da verosimilhança</i>	71
7.5	Análise e discussão de resultados.....	72
7.5.1	<i>Quantificação das consequências da falha</i>	72
7.5.2	<i>Quantificação da verosimilhança de falha</i>	76
7.5.3	<i>Quantificação do nível de risco</i>	77
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
8.1	Conclusões	81
8.2	Recomendações	82
8.3	Desenvolvimentos futuros.....	83
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
	DOCUMENTOS NORMATIVOS	93

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Esquema de funcionamento do CARE-S (Seminário Desenvolvimento Sustentável, IST, LNEC 2006)	9
Figura 3.1 - Modelo do processo de gestão do risco (ISO 31000:2009)	12
Figura 3.2 - Colapso de coletor de águas residuais e pluviais do caneiro de Alcântara em 2003 (http://www.cmjornal.xl.pt/nacional/portugal/detalhe/bucaro-engole-autocarro--em-campolide.html acedido em 02/12/2014)	20
Figura 3.3 - Exemplos de colapsos de coletores noutros países (Breysse et al., 2004)	20
Figura 4.1 - Obstrução de coletor gerada por obstáculo (EN13508-2:2003)	27
Figura 4.2 - Colapso de um coletor (EN13508-2:2003)	27
Figura 5.1 - a) Carrinha de inspeção CCTV b) Inspetor a controlar em tempo real a câmara (Gomes, 2013)	33
Figura 5.2 - Imagem captada do interior de um coletor recurso a CCTV (EN13508-2:2003)	34
Figura 5.3- Cronologia do desenvolvimento de protocolos de inspeção (Thornhill e Wildbore, 2005)	37
Figura 6.1 - Metodologia adotada para quantificação do nível de risco	42
Figura 6.2 - Metodologia sugerida por Gomes (2013)	43
Figura 6.3 - Exemplo do processo de classificação da verosimilhança de falha de um coletor	45
Figura.7.1 - Mapa do sistema de drenagem da SANEST, S.A.	61
Figura 7.2 - Percentagem de coletores avaliados em cada emissário	63
Figura 7.3 – Procedimento de exclusão de dados da análise	63
Figura 7.4 - Mapa da zona de estudo com camadas dos concelhos, emissários e ribeiras	64
Figura 7.5 - Camada altimetrias utilizada na caracterização dos critérios do risco	65
Figura 7.6 - Camada associada à localização dos emissários representada no Google Earth	65
Figura 7.7 - Representação do buffer executado em torno das ribeiras	68
Figura 7.8 - Procedimento executado para identificar os coletores que se localizam a menos de 10m de ribeiras	69
Figura 7.9 - Procedimento executado para identificar os coletores em travessias de ribeiras	69
Figura 7.10 - Identificação dos pontos de intersecção entre os coletores e as ribeiras	69
Figura 7.11 - Representação da ferramenta buffer, executada em torno de escolas e hospitais	70
Figura 7.12 - Procedimento efetuado para a criação do modelo de declives em ArcGis	70
Figura 7.13 - Mapa de declives	70
Figura 7.14- Mapa representativo dos níveis de consequências geradas por falhas de coletores	76
Figura 7.15- Mapa representativo dos níveis de verosimilhança associados à falha de coletores	77
Figura 7.16 - Resumo global dos níveis de risco existente nos emissários estudados	79
Figura 7.17 - Conclusões retiradas da quantificação do nível de risco nos emissários	79

Figura 7.18 - Mapa representativo dos níveis de risco associados a falhas de coletores..... 80

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 4.1 - Anomalias mais comuns em sistemas de drenagem de águas residuais (NRC-CNRC, 2004).....	26
Tabela 5.1 - Técnicas de inspeção em sistemas de drenagem (Sousa et al., 2006; USEPA, 2009)...	32
Tabela 5.2 - Classificação da condição funcional e estrutural do coletor com base na abordagem da anomalia mais severa (Equação 5.2).....	38
Tabela 5.3 - Classificação da condição funcional e estrutural do coletor com base na abordagem da média dos pesos das anomalias detetadas no coletor (Equação 5.1)	39
Tabela 6.1 - Matriz de risco adotada para quantificação do nível de risco	43
Tabela 6.2 - Critérios do risco definidos pelos diversos autores estudados.....	47
Tabela 6.3 - Categorização dos critérios do risco.....	48
Tabela 6.4 - Descrição de cenários selecionados para caracterização dos critérios do risco	49
Tabela 6.5 - Classificação de critérios do risco e respetivos cenários	58
Tabela 6.6 - Metodologia multicritério desenvolvida no âmbito desta dissertação.....	60
Tabela 6.7 - Conversão dos valores determinados através da aplicação da Equação 6.1 numa escala de 1 a 5.....	60
Tabela 7.1 - Abordagem de classificação dos coletores segundo o diâmetro e a profundidade	66
Tabela 7.2 - Ferramentas utilizadas no ArcGis	67
Tabela 7.3 - Representação do procedimento de quantificação das consequências	71
Tabela 7.4 - Campanhas de inspeção analisadas no âmbito da quantificação da verosimilhança de falha.....	72
Tabela 7.5 - Percentagem de coletores caracterizados segundo cada cenário.....	73
Tabela 7.6 - Quantidade de coletores em situações consideradas críticas no que respeita as consequências potenciais de uma falha	75
Tabela 7.7 - Classificação dos coletores segundo as consequências de falha.....	75
Tabela 7.8 - Classificação dos coletores segundo os seus níveis de verosimilhança de falha.....	77
Tabela 7.9 - Classificação dos coletores em função do risco por combinação dos níveis de consequências e verosimilhança de falha.....	78
Tabela 7.10 - Resumo dos resultados obtidos da quantificação do nível de risco	79

1. INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO GERAL

A drenagem de águas residuais é uma preocupação urbana antiga, tendo surgido fundamentalmente por questões de saúde pública. Inicialmente os objetivos da drenagem consistiam em afastar as águas contaminadas da origem e controlar inundações, no entanto, com o passar do tempo as preocupações foram-se alterando começando a surgir as preocupações relacionadas com a proteção do meio ambiente (Veigas, 2007).

As referências relativas ao desenvolvimento de sistemas de drenagem de águas residuais urbanas remontam a 4000 A.C. na Mesopotâmia, e a 3000-2000 A.C. na cidade de Mohenjo-Daro, no Paquistão. Na Europa, os Minoanos desenvolveram sistemas de drenagem em Creta desde 3000 A.C. e os primeiros esgotos de Roma foram construídos entre 800 e 735 A.C. (Schladweiler, 2011). Existem também referências à construção de uma rede de saneamento em Valência, Espanha, concluída em 1258 (Marqués, 1993) e, adicionalmente, em Paris a construção do primeiro coletor coberto remonta a 1370 (Burian e Edwards, 2002).

Relativamente a Portugal, em 1755, após o grande terramoto, foi construída uma parte da rede de drenagem da Baixa Pombalina, que admiravelmente ainda se encontra ativa atualmente. Em 1884 foi desenvolvido, por Ressano Garcia, que na altura exercia o cargo de engenheiro na repartição de obras do distrito de Lisboa, o primeiro plano para a rede geral de esgotos da cidade de Lisboa. Posteriormente, em 1907, foi construída na cidade do Porto, a primeira rede separativa doméstica portuguesa. Esta última só entrou em funcionamento muito mais tarde, em 1927, devido à falta de ramais de ligação e após obras de reabilitação em virtude de duas décadas sem utilização (Medeiros, 2000).

Atualmente, os sistemas de drenagem de águas residuais, para além de prestarem um serviço fundamental para a saúde e bem-estar das populações e para a preservação do meio ambiente, com todos os benefícios económicos e sociais daí decorrentes, constituem uma parcela significativa do património público construído, com elevado valor económico. No entanto, a realidade demonstra que, o carácter monopolista do setor da drenagem de águas residuais e a falta de visibilidade das infraestruturas que o constituem, fez com que a gestão destas tenha sido, generalizadamente, pouco racional e que, a manter-se, conduzirá em poucos anos a uma degradação muito significativa dos atuais níveis de qualidade do serviço. Apesar da gestão de ativos físicos ser mundialmente reconhecida como essencial para a sustentabilidade dos serviços assentes em infraestruturas físicas de elevado custo de construção e manutenção, como é o caso das infraestruturas que suportam os sistemas drenagem de águas residuais, verifica-se que, tradicionalmente, só são implementadas estratégias de gestão, como sejam intervenções de manutenção, posteriormente à identificação de níveis de funcionamento deficiente ou após a ocorrência de uma falha grave nos sistemas. Ao

contrário das intervenções preventivas, normalmente, os custos associados a este tipo de abordagens são muito superiores, dado que exigem ações de emergência (Almeida e Cardoso, 2010). Posto isto, é primordial que as entidades gestoras redirecionem esforços para a preservação e manutenção deste tipo de sistemas (Alegre et al., 2012).

O tema da gestão de ativos físicos é particularmente importante em contextos de escassez de recursos, como o atual, em que o capital que é possível mobilizar para construir e reabilitar infraestruturas de serviços públicos é inferior ao desejável. Devido ao facto destes sistemas exigirem contínuas correções e substituições dispendiosas, é indispensável assegurar a utilização racional dos recursos, o que implica o correto estabelecimento de prioridades de intervenção nos sistemas. Numa perspetiva alargada de sustentabilidade do serviço prestado pelos sistemas de drenagem é imprescindível que se atue onde, quando e como for mais adequado, tendo em vista o desempenho global dos sistemas. Para atingir estes objetivos é fundamental que as entidades gestoras adotem estratégias de gestão preventiva (Alegre et al., 2012).

Com todas as incertezas que envolvem estes sistemas, a gestão com recurso a informação do risco constitui uma ferramenta que, devidamente aplicada, poderá contribuir para uma melhoria significativa da sustentabilidade dos sistemas de drenagem de águas residuais, tornando as decisões mais racionais, transparentes e maximizando os benefícios numa perspetiva de longo prazo (Sousa, 2012).

1.2 ÂMBITO E OBJETIVOS DA DISSERTAÇÃO

Apesar da reação face à incerteza poder não ser sempre racional, é possível promover esforços no sentido de identificar as melhores medidas para a sua gestão. Como tal, a presente dissertação incide sobre a temática da gestão de ativos físicos, em particular da gestão de redes de coletores de sistemas de drenagem de águas residuais, com informação do risco. Para o efeito foram tidos em consideração os referenciais normativos internacionais nestas temáticas, nomeadamente as famílias de normas ISO 55000:2014 (gestão de ativos físicos) e ISO 31000:2009 (gestão do risco) e focou-se essencialmente a necessidade da análise e quantificação das consequências geradas pela falha deste tipo de ativos.

Assim, dada a importância das infraestruturas de drenagem de águas residuais, o presente trabalho pretende demonstrar a necessidade urgente de se implementar estratégias de gestão do risco nas organizações responsáveis por este tipo de infraestruturas. Um dos aspetos mais relevantes prende-se com a formulação de uma ferramenta de apoio à decisão, no que respeita a priorização das atividades de operação e manutenção e de reabilitação. Para o efeito foi desenvolvida, com o apoio de técnicos da SANEST, S.A. uma ferramenta de análise e quantificação das consequências provocadas pela falha de coletores do sistema de drenagem de águas residuais que gerem. A ferramenta desenvolvida foi implementada com recurso à análise das envolventes dos ativos através de um sistema de informação geográfica (SIG).

Adicionalmente, no caso de estudo da presente dissertação, foi quantificado o nível de risco existente numa parte da rede de coletores da SANEST, S.A.. Para proceder a esta análise, para além de se ter aplicado a ferramenta enunciada, com o intuito de quantificar os impactos gerados por falhas, foi aplicada a metodologia sugerida por Gomes (2013), o que permitiu quantificar a verosimilhança de falha dos coletores.

1.3 ORGANIZAÇÃO DO DOCUMENTO

A presente dissertação de mestrado está organizada em oito capítulos. A organização deste documento seguiu uma estrutura tradicionalmente utilizada em contextos académicos, sendo que inicialmente é apresentada uma pequena introdução ao tema abordado, seguido do estado da arte, caso de estudo e considerações finais.

No primeiro capítulo é introduzido o tema desenvolvido na dissertação, apresentando-se o enquadramento geral, objetivos, âmbito e organização do documento. De seguida, no Capítulo 2 são apresentados aspetos gerais relacionados com a gestão de ativos físicos, evidenciando a influência da sua aplicação em sistemas de drenagem de águas residuais. Posteriormente, no Capítulo 3 é destacada a importância da integração da informação do risco nas estratégias de gestão de ativos físicos. Nestes dois últimos capítulos, que pretendem introduzir a temática da gestão do risco, na ótica dos sistemas de drenagem de águas residuais, dá-se ênfase à importância da sua aplicação no que respeita o suporte à tomada de decisão. Este tema é então mais elaborado no Capítulo 4, no qual são introduzidos conceitos associados à tomada de decisão, destacando a priorização e criticidade de ativos. No que concerne o Capítulo 5, é abordado o tema da avaliação da condição dos ativos de uma determinada organização. Neste âmbito, são abordados os métodos de análise que permitem a formulação de avaliações da condição, fazendo-se referência aos protocolos que servem de suporte ao registo de anomalias durante as atividades de inspeção, e que têm um papel fundamental na identificação dos troços em pior estado de conservação e mais verosímil a falhar. De seguida, no Capítulo 6, é apresentada a formulação de uma ferramenta de suporte à tomada de decisão, associada à análise e avaliação de consequências geradas por falhas de coletores em sistemas de drenagem de águas residuais. Também neste capítulo, são introduzidos procedimentos de análise e avaliação da verosimilhança e do nível de risco de falha. A aplicação dessa ferramenta e desses procedimentos é posteriormente apresentada no caso de estudo, no Capítulo 7. Finalmente, no Capítulo 8, são apresentadas as conclusões obtidas através da realização deste trabalho, assim como recomendações e potenciais desenvolvimentos futuros.

2. GESTÃO DE ATIVOS FÍSICOS

2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A gestão de ativos consiste numa estratégia organizacional, que pretende, a partir de um conjunto de orientações, controlar e gerir os ativos de uma organização, mantendo-os funcionais e providenciando um nível de serviço aceitável e de forma sustentável aos vários níveis (económico, social e ambiental). A adoção deste tipo de estratégias promove, adicionalmente, o desenvolvimento de ferramentas de apoio à tomada de decisão, em vários contextos, dentro da própria organização (EPA, 2002; Alegre e Almeida, 2007; Jones e Lewis, 2012).

Hoje em dia, a implementação de estratégias de gestão de ativos é considerada como essencial para a sustentabilidade dos serviços assentes em infraestruturas físicas de elevado custo de construção, operação e manutenção, sendo por este motivo uma prática usual em diversos setores de atividade, nomeadamente nas indústrias, na construção civil, no setor imobiliário, no setor automóvel e no setor da água, entre outros (Alegre et al., 2012). Em virtude dos diferentes objetivos e necessidades, estabelecidas por cada setor, é comum verificar-se a utilização de diferentes abordagens de gestão de ativos. Apesar disto, considera-se fundamental que a integração de abordagens de gestão de ativos, em qualquer setor, com vista resultados mais fiáveis, recorra ao uso combinado de diversas práticas, nomeadamente práticas financeiras, económicas e de engenharia (Lemer, 1999; Vanier, 2001; EPA, 2002; IIMM, 2006). Independentemente da abordagem adotada, o objetivo da gestão de ativos foca-se, essencialmente, na maximização do valor dos ativos que se pretende gerir, ao contrário do que, geralmente, acontece na prática habitual da minimização de custos, adotada por muitas organizações (NESC, 2005).

A implementação de uma correta e eficiente estratégia de gestão de ativos garante, à organização, inúmeros benefícios nas mais variadas áreas. Os principais benefícios retirados da implementação deste tipo de estratégias são os desenvolvimentos financeiros, dado que promovem uma gestão mais adequada do capital e dos recursos existentes. Adicionalmente, a implementação de sistemas de gestão de ativos incrementa a competitividade empresarial (Grigg, 2003; Gaspar, 2014).

Segundo a especificação pública da *British Standards Institution*, PAS 55-2:2008, que tem como objetivo definir os requisitos básicos necessários para desenvolver um sistema de gestão de ativos, a gestão de ativos compreende cinco componentes que devem ser geridos de forma holística (Assis, 2013):

- ativos humanos;
- ativos de informação;
- ativos financeiros;
- ativos intangíveis (reputação, moral, propriedade intelectual, entre outros);

- ativos físicos.

A *International Organization for Standardization* (ISO) publicou, em Janeiro de 2014, a ISO 55000. O principal objetivo desta norma consiste em fornecer uma visão geral sobre a gestão de ativos, princípios e suas terminologias. Adicionalmente, esta garante o contexto de mais duas Normas Internacionais, com finalidades específicas:

- ISO 55001: aborda os requisitos necessários para a criação de um sistema de gestão de ativos eficiente;
- ISO 55002: fornece um guia de interpretação e aplicação da ISO 55001.

As três normas anteriormente descritas podem ser aplicadas a todos os tipos de organizações, independentemente das suas dimensões e, apesar de particularmente destinadas à gestão de ativos físicos, não se limita a sua aplicação a outros tipos de bens (ISO 55000:2014).

2.2 GESTÃO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS

2.2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Ao longo deste último século Portugal tem sido alvo de uma grande evolução no que respeita ao setor da drenagem de águas residuais (Godinho, 2012). De acordo com Alegre e Covas (2010) desde 1993 foram investidos cerca de oito mil milhões de euros em sistemas de drenagem de águas residuais, abastecimento de água e na gestão de resíduos urbanos. O elevado investimento financeiro na infraestruturação, nomeadamente no que se refere aos sistemas de drenagem (e tratamento) de águas residuais, potenciou um enorme progresso na vida das populações servidas, dando cumprimento às exigências normativas comunitárias e nacionais em matéria ambiental e de saúde pública (WHO, 2000; Tucci, 2001; Almeida e Cardoso, 2010).

A importância destes sistemas prende-se, fundamentalmente, com o facto de estes serem responsáveis pela recolha, transporte e tratamento de todos os resíduos líquidos e sólidos de origem humana, animal ou industrial, restringindo o contacto destes resíduos com as populações e evitando a contaminação de águas subterrâneas ou superficiais. Como tal, atualmente os sistemas de drenagem de águas residuais são considerados como um suporte fundamental para a prestação de um serviço público de primeira necessidade, tanto para a saúde e bem-estar das populações, contribuindo para a manutenção de um nível adequado de qualidade de vida das mesmas e dos meios recetores aquáticos, como para o crescimento das economias das sociedades (Carvalho, 2011).

Sendo assim, dado que estas infraestruturas constituem uma parcela muito significativa do património de utilidade pública, de elevado valor económico, devem ser preservadas e mantidas em funcionamento (Almeida e Cardoso, 2010). No entanto, apesar da evidente importância para a sociedade, mesmo em países desenvolvidos como os EUA a maioria dos sistemas de drenagem de águas residuais apresentam, atualmente, condição deficiente (ASCE, 2009). Tal torna as populações

mais vulneráveis a falhas inesperadas, pondo em causa não só o próprio sistema mas também outros serviços, que por se encontrarem próximos podem ser prejudicados. Posto isto, a gestão deste tipo de sistemas é primordial (Ana e Bauwens, 2007).

A baixa condição física referida surge em consequência destas infraestruturas sustentarem um serviço que correntemente é assumido como garantido nas sociedades industrializadas, e que por esse motivo fazem com que estas sejam subvalorizadas e negligenciadas pelos decisores. Este tipo de conduta deve-se, essencialmente, a duas características dos sistemas de drenagem de águas residuais (WEF-ASCE,1994; Ariaratnam et al., 2001; Almeida e Cardoso, 2010):

- visibilidade: tratam-se de infraestruturas predominantemente enterradas e de difícil acesso, tornando-se, por este motivo, complexas as atividades de avaliação da condição e de manutenção;
- carácter monopolista do mercado da água: estes serviços funcionam em regime de monopólio natural, e, por este motivo, as regras de mercado não são aplicáveis, em particular no que se refere à concorrência e à forma de avaliação do valor do património existente, desincentivando a melhoria da sua eficiência.

2.2.2 IMPLEMENTAÇÃO DA GESTÃO DE ATIVOS

Nos últimos anos, as entidades gestoras, responsáveis pela exploração dos sistemas de drenagem de águas residuais, têm vindo a demonstrar um maior interesse na gestão dos seus ativos físicos (Mirza, 2007). A implementação de estratégias de gestão de ativos neste tipo de organizações foi impulsionada, sobretudo devido aos seguintes fatores (Urquhart, 2007):

- regulamentos mais exigentes;
- envelhecimento das infraestruturas;
- aumento das exigências dos utilizadores;
- aumento de exigências a nível social, económico e ambiental;
- análise da relação de custo-eficiência.

Para além dos fatores anteriormente referidos, também a atualidade financeira levou a que nos últimos anos se tenha formado uma nova geração de gestão. Esta nova geração consiste na gestão do património recorrendo a estratégias de carácter sustentável, tendo em conta a limitação de recursos existente e o aumento das exigências (Lovely, 2010).

A adequada implementação de estratégias de gestão, em sistemas de drenagem de águas residuais, deve-se basear num conjunto de procedimentos e práticas que tenham em vista a otimização do comportamento global do sistema, através de investimentos apropriados, garantindo o fornecimento de níveis de funcionamento adequados e aumentando os tempos de serviço (Savic et al., 2006; Veigas, 2007; Moteleb, 2010).

2.2.3 MODELOS DE GESTÃO DE ATIVOS

Geralmente, dentro de uma organização recorre-se a modelos específicas para auxiliar os decisores a tomarem as decisões mais acertadas. Os modelos podem ser simples, ou mais complexos, envolvendo, por exemplo, simulações e análises quantitativas, usando técnicas sofisticadas e ferramentas que fornecem uma extensa informação sobre a decisão. Independentemente da complexidade, todos têm o objetivo de realçar os elementos mais significativos nos diferentes cenários com que a organização se pode deparar, promovendo maior facilidade e transparência no momento de tomada de decisão (Petersdorff, 2013).

Para ultrapassar os vários desafios inerentes à implementação de estratégias de gestão de ativos, atualmente, os gestores mais experientes recorrerem à ajuda de aplicações informáticas de gestão de ativos físicos, com o intuito de distribuir os recursos existentes de uma forma mais estratégica e sistematizada (Lovely, 2010). Atualmente, neste setor, existem várias aplicações deste tipo, no entanto, de modo geral, são muito dispendiosas, sendo por isso desincentivada a sua compra por parte das empresas com menos recursos financeiros (Gaspar, 2014). No caso específico de Portugal, realçam-se o CARE-S (*Computer-Aided Rehabilitation of Sewer Networks*) e o AWARE-P (*Advanced Water Asset Rehabilitation Portugal*).

O modelo de gestão de ativos, CARE-S consiste num sistema de suporte à decisão, desenvolvido por um conjunto instituições maioritariamente europeias, entre as quais fez parte Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). Este modelo é atualmente uma referência no que diz respeito a sistemas computacionais integrados para apoio à reabilitação de sistemas de águas residuais e pluviais (Almeida e Cardoso, 2010). Este projeto teve como finalidade o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão, nomeadamente no que respeita as atividades de reabilitação, garantido que estas se executam na altura certa, com a técnica de reabilitação adequada e com recurso ao menor custo possível, prevenindo assim a ocorrência de falhas graves (Sægrov et al., 2005; Almeida e Cardoso, 2010). Na Figura 2.1 apresentam-se todos os elementos que fazem parte do mecanismo de funcionamento do programa.

A característica mais relevante deste projeto prende-se com a proposta de uma análise integrada, que inclui toda a informação desde o diagnóstico das deficiências, ao planeamento global e detalhado das intervenções de reabilitação (Almeida e Cardoso, 2010).

Relativamente AWARE-P, este tem o objetivo de fornecer às entidades gestoras a implementação de um conjunto de ferramentas de auxílio à tomada de decisão, no âmbito da gestão de ativos físicos em sistemas urbanos de água. No contexto deste projeto, foram elaborados pelo LNEC, em parceria com a Entidade Reguladora dos Serviços de Águas Resíduos (ERSAR), dois guias técnicos de gestão ativos, sendo um deles dedicado à gestão de ativos de infraestruturas de águas residuais e pluviais (Almeida e Cardoso, 2010). A abordagem proposta pretende promover a melhoria da qualidade do serviço prestado, garantindo a sustentabilidade infraestrutural, operacional, económico-financeira e ambiental das entidades gestoras portuguesas (Almeida e Cardoso, 2010).

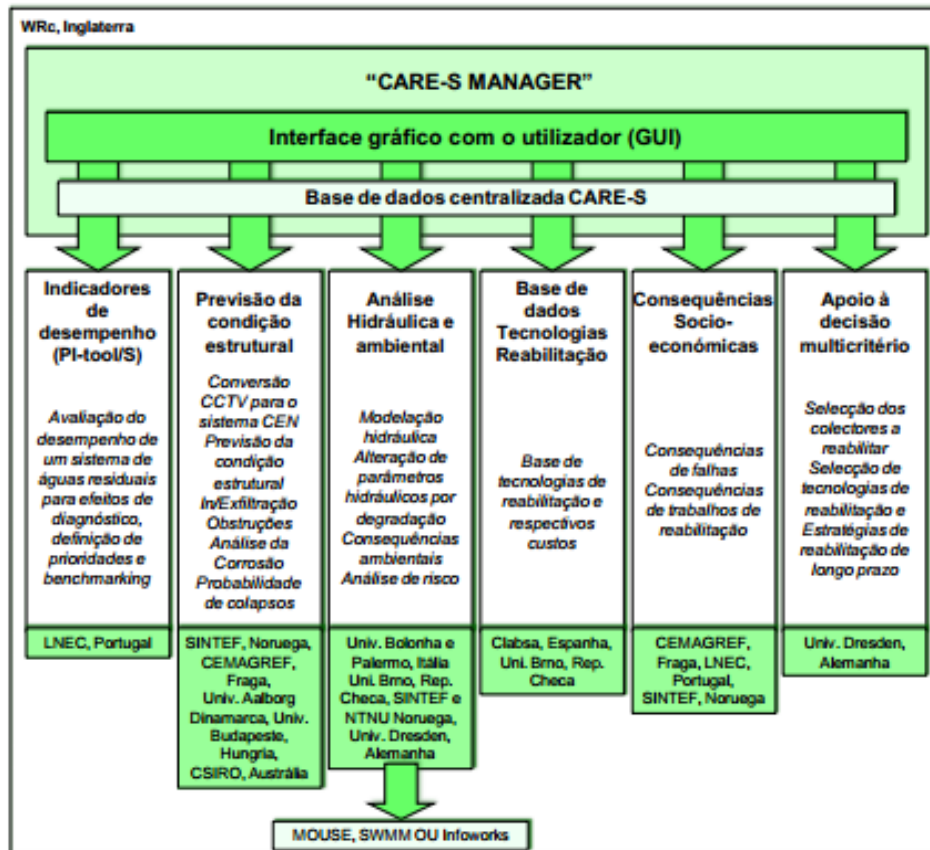


Figura 2.1 - Esquema de funcionamento do CARE-S (Seminário Desenvolvimento Sustentável, IST, LNEC 2006)

3. GESTÃO DO RISCO

3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Desde há muito que o Homem efetua decisões baseadas no risco, inicialmente baseando-se apenas na sua própria experiência e, mais tarde recorrendo a dados históricos transmitidos ao longo de gerações (Calow, 1998; Ljungquist, 2005). De forma mais ou menos formal a implementação da gestão do risco e conseqüentemente a adoção de estratégias para lidar com o risco é uma prática ancestral (Sousa, 2012).

Na área da engenharia, a gestão do risco surgiu associada a indústrias de elevada complexidade em termos tecnológicos e a conseqüências potenciais, muito significativas, relacionadas com a engenharia nuclear, química, aeroespacial e eletrónica (Ljungquist, 2005). Relativamente à engenharia civil, e em particular a engenharia hidráulica, o conceito da gestão do risco surgiu inicialmente associado a problemas de inundações no meio urbano (Almeida, 2011). No caso do setor da drenagem de águas residuais, os princípios subjacentes à gestão do risco têm sido intuitivamente empregues correntemente, tomando a forma de "instintos" ou "regras de ouro". No entanto, é importante que as decisões sejam tomadas de forma sistemática e com base em análises mais precisas, que nos permitam avaliar a importância relativa de acontecimentos ou elementos (Johansen et al., 2007).

Todos os tipos de organizações, independentemente do seu tamanho, enfrentam um certo nível de incerteza relativamente aos objetivos que pretendem alcançar. Como tal, é necessário que as organizações controlem os efeitos dessa incerteza, ou seja, controlem o risco. Designa-se esta atividade por gestão do risco (Liuksiala, 2012).

Na tentativa de harmonizar as práticas da gestão do risco, têm sido desenvolvidas diversas normas de gestão do risco de cariz nacional ou sectorial. Em 2009, foi publicada a família de normas ISO 31000 de carácter global, tanto em termos espaciais (global) como sectorial (qualquer sector de atividade). Atualmente, esta inclui três normas:

- ISO 31000:2009 - Princípios e orientações de implementação;
- ISO Guide 73:2009 - Gestão do risco - Vocabulário;
- ISO/IEC 31010:2009 - Gestão do risco - Técnicas da Gestão do risco.

Esta família de normas estabelece um conjunto de princípios e diretrizes necessários à implementação da gestão do risco numa organização. No seu contexto, a gestão do risco é definida como um conjunto de atividades coordenadas, que promovem o controlo da organização em termos do risco, devendo ser encarada como uma forma de planeamento e não como uma forma de resposta após a ocorrência de eventos desfavoráveis. Adicionalmente, nesta é referido que o processo de

gestão deve garantir o conhecimento do nível de risco aceitável e os tratamentos mais adequados e eficazes (Figura 3.1) (Sousa, 2012).

A generalidade formal adotada pela ISO 31000 permite a adoção das orientações nela referidas aos mais diversos níveis e nas mais diversas áreas em que a gestão do risco pode surgir. Assim sendo, a implementação desta norma pode ser efetuada em qualquer organização, não sendo específica a nenhuma indústria ou setor, podendo ainda ser aplicada ao longo de todo o ciclo de vida da organização, a uma grande variedade de atividades, processos, projetos, funções, serviços, ativos, decisões e operações (Sousa, 2012).

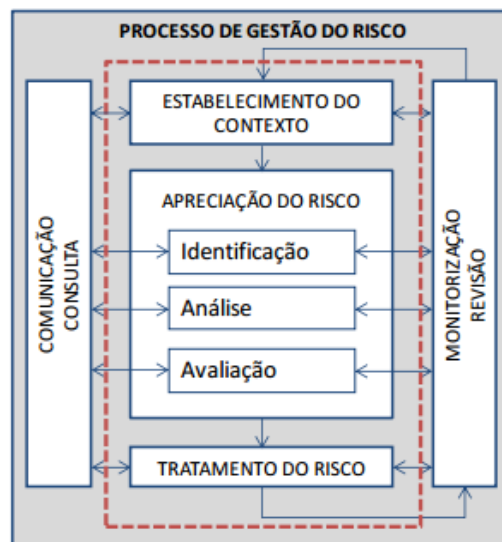


Figura 3.1 - Modelo do processo de gestão do risco (ISO 31000:2009)

Recentemente, tem-se vindo a assistir à ampla expansão da gestão do risco nas mais diversas áreas da engenharia civil, incluindo na gestão de empreendimentos, nomeadamente no que respeita ao controlo de custo, prazos, segurança, saúde, qualidade e ambiente (Edwards e Bowen, 1998).

A conceção e aplicação de estratégias de gestão do risco não devem ser executadas da mesma forma em todas as organizações, devendo depender das necessidades específicas, objetivos, contexto em que se insere, estrutura, produtos, serviços, projetos, processos operacionais e práticas empregues em cada uma (ISO 31000:2009).

Num contexto organizacional, segundo Chapman e Ward (2003) a implementação de um sistema de gestão baseado em informação de risco deve promover os seguintes propósitos, associados à tomada de decisão:

- clarificar o raciocínio;
- clarificar a comunicação;
- facilitar a familiarização com os problemas;
- registar decisões;
- criar uma base de conhecimento;

- constituir uma estrutura de aquisição de dados.

Com os base nos propósitos enunciados, a gestão do risco deve consistir numa ferramenta pró-ativa e dinâmica, capaz de ter em conta as várias as fases dos ativos, destinada a analisar potenciais variações relativamente aos objetivos planeados e a implementar, permitindo, em virtude da otimização do desempenho global da atividade organizacional (Sousa, 2012):

- o aumento da eficiência e eficácia operacional;
- a melhoria do desempenho em termos de segurança e saúde no trabalho e proteção ambiental;
- a minimização de perdas;
- a identificação de oportunidades e perigos;
- a capacidade para obedecer aos requisitos legais e regulamentares relevantes;
- o aumento da segurança e confiança das partes interessadas;
- o aumento da confiança na tomada de decisões e no planeamento.

De acordo com Carr (1998), um processo de gestão baseado em informação de risco deve compreender duas etapas essenciais. A primeira etapa deve consistir no conhecimento e registo de todos os perigos e oportunidades com influência nos objetivos da organização. A segunda atividade deve consistir na tomada de decisão associada à gestão dos perigos e oportunidades detetadas. Para realizar a primeira etapa é necessário que o risco seja avaliado de forma detalhada, identificando, analisando e avaliando todos os possíveis elementos envolvidos. A realização da segunda atividade, implica a elaboração de planos de tratamento de risco (Cooper et al., 2005).

3.2 RISCO

Apesar de poder parecer simples, ainda não existe um consenso relativamente à definição do risco, sendo que diversos autores referem a existência de algumas dificuldades na definição de uma terminologia universal para este termo (Fischhoff et al., 1984; Covello e Merkhofer, 1993; Harms-Ringdahl, 2001; Meacham, 2004). No dia-a-dia a palavra "risco" é utilizado para descrever o perigo ou a incerteza relativa a um evento desfavorável ocorrer. Profissionalmente, uma vez que o risco tem sido abordado em diversas áreas científicas, este é utilizado de forma mais diversificada e na maior parte das vezes está dependente do contexto em que é utilizado. Por exemplo, no caso específico do setor dos seguros, o risco é entendido como um evento desfavorável, pelo contrário no setor financeiro, o risco, tradicionalmente, é visto como uma oportunidade, que poderá se traduzir em lucro (Liuksiala, 2012).

Tipicamente existem três tipos de definições de risco, utilizadas nos diferentes contextos (Davidsson et al., 1997; Calow, 1998):

- verosimilhança de um evento ocorrer;
- consequências de um evento ocorrer;

- ponderação da verosimilhança e das consequências de um evento ocorrer.

3.3 IMPLEMENTAÇÃO DA GESTÃO DO RISCO

3.3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A identificação e avaliação do risco em sistemas de drenagem de águas residuais permite quantificar de forma concisa o nível de risco de falha existente, permitindo a priorização de recursos de forma consciente e proactiva (Johansen et al., 2007; ISO 31000:2008).

Como foi referido anteriormente, segundo a sua definição, o risco pode ser utilizado para descrever a verosimilhança de ocorrência de um evento, como sinónimo da ocorrência de estragos associados a esse mesmo evento, ou por outro lado, para descrever uma combinação entre a verosimilhança e consequências (Stewart e Melchers, 1997). Para quantificar o risco de falha, associado a sistemas de drenagem de águas residuais, a generalidade dos autores considera que o risco deve ser definido através da combinação das duas componentes principais que caracterizam os eventos indesejáveis (Stewart e Melchers, 1997; Salman et al., 2012; InfraGuide, 2006; Sekar, 2011; Johansen, 2007; Salman, 2012):

- verosimilhança da falha ocorrer;
- consequências provocadas pela ocorrência da falha.

Sendo assim, para quantificar o risco de falha existente num coletor de drenagem de águas residuais, Kaplan e Garrick (1981) sugerem que devem ser colocadas as seguintes questões:

- “O que pode acontecer?”
- “Quão verossímil é?”
- “No caso de acontecer, quais são as consequências?”

A necessidade de combinar a verosimilhança e as consequências de falha na quantificação do risco surge, por exemplo, quando dois coletores com iguais valores de verosimilhança de falha apresentam diferenças significativas no que respeita os valores de consequências de falha, ou vice-versa (Salman, 2010). Em casos práticos, na quantificação do risco através da combinação da verosimilhança com as consequências de falha, os eventos com maior risco podem estar associados a eventos com verosimilhança de falha elevada e com consequências mínimas, ou a acontecimentos extraordinários (pouco verossímeis), mas associados à geração de consequências muito gravosas (Alegre e Covas, 2010). Sendo assim, os coletores com maior risco são aqueles que apresentem piores balanços entre a verosimilhança (e.g. perto de falhar, antigos, em más condições) e as consequências de falha (e.g., com impacto ambiental, com impacto social, oneroso, que afetam a segurança) (Syachrani et al., 2013).

Segundo Carr (1998), o sucesso na implementação da gestão do risco implica, entre outros aspetos, evitar:

- uma cultura de negação do risco;
- a falta de apoio organizacional;
- uma infraestrutura deficiente.

Frequentemente, as organizações assumem uma postura de negação face aos riscos, considerando que quem os aponta está simplesmente a dificultar o funcionamento e desenvolvimento da organização. Uma postura negativa face ao risco impede a atuação pró-ativa, conduzindo à necessidade de se lidar com situações de emergência. A gestão do risco exige que se reconheça a existência de incerteza na maioria das decisões, decorrentes da aleatoriedade natural dos fenómenos e das limitações do conhecimento na representação da realidade e na previsão do futuro (Sousa, 2012).

3.3.2 APRECIÇÃO DO RISCO

A apreciação ou caracterização do risco envolve o processamento das seguintes etapas (Sousa, 2012):

- identificação do risco;
- análise do risco;
- avaliação do risco.

A ISO Guide 73:2009 refere que o processo de identificação do risco tem o objetivo de encontrar, reconhecer e descrever os riscos. Esta deve envolver a identificação de fontes de risco, eventos de risco, áreas afetadas e potenciais efeitos. O objetivo desta etapa é gerar uma lista com base nos eventos que possam evitar, comprometer ou atrasar os objetivos da organização.

A análise dos riscos destina-se a desenvolver uma compreensão sobre os riscos (ISO 31000:2009). Esta implica a determinação da significância de cada risco e a consideração das origens dos riscos e da respetiva verosimilhança de falha. Esta pode ser classificada, consoante o tipo das abordagens adotadas para determinar a verosimilhança e as consequências, em (ISO 31000:2009; ISO/IEC 31010:2009):

- quantitativas;
- qualitativas;
- semi-quantitativas;

Caso a abordagem de quantificação da verosimilhança e consequências, associadas ao risco, impliquem a medição das mesmas sob a forma de escalas numéricas absolutas e contínuas, a análise designa-se como quantitativa. Tipicamente, nestas análises as consequências são descritas em função de custo ou de tempo, enquanto que a verosimilhança é descrita em função da probabilidade ou de frequências. Adicionalmente, nestas análises estão incluídas as seguintes ferramentas (Sousa, 2012):

- análises árvores de eventos;

- análises de árvores de falhas;
- análises do modo e efeitos de falhas;
- efeitos e criticidade de falha;
- análises de sensibilidade e a simulação.

Se a verosimilhança e consequências, associadas ao risco, forem medidas sob a forma de escalas verbais relativas, por categorias ou não, designa-se a análise como qualitativa. Nestas o nível de risco também é expresso qualitativamente (ISO/IEC 31010:2009). Para estas análises, a escala utilizada para caracterizar as magnitudes e expectativas das consequências são adaptáveis às circunstâncias, recorrendo a ferramentas como:

- brainstorming;
- questionários;
- entrevistas.

Relativamente às análises semi-quantitativas, estas recorrem a uma combinação das escalas referidas nas restantes abordagens. Uma das abordagens semi-quantitativas mais utilizadas consiste em estabelecer uma correspondência entre as escalas qualitativas e valores representativos de modo a obter um resultado numérico. O nível de risco obtido segundo estas análises, apesar de apresentado numa escala numérica, é adimensional e deve ser encarado apenas como um resultado relativo, útil para comparar níveis de risco (ISO/IEC 31010:2009). Estas análises, geralmente, recorrem as seguintes técnicas:

- opinião de técnicos;
- entrevistas;
- questionários estruturados;
- matrizes de risco.

As matrizes de risco podem ser consideradas ferramentas semi-quantitativas ou qualitativas. Esta designação varia em função da sua construção, ou seja, se se tratar de uma ferramenta exclusivamente qualitativa ou se existir algum grau de quantificação através da atribuição de valores representativos a cada classe de verosimilhança e de consequências. Estas providenciam uma estrutura perceptível para realizar análises dos riscos de forma simples, flexível, aparentemente fácil de implementar e de interpretar, capaz de produzir resultados, relativos à priorização de ativos. Como tal, as matrizes de risco têm sido recomendadas e utilizadas a vários níveis, desde guias a normas da gestão empresarial à gestão governativa (Sousa, 2012).

Identificados e quantificados os riscos é necessário estabelecer prioridades de intervenção, nomeadamente decidindo quais os riscos que devem ser tratados e quais os que têm prioridade, distinguindo os ativos críticos dos restantes. Este é o objetivo da etapa de avaliação dos riscos, que envolve a comparação do nível de risco, determinado durante o processo de análise, com recurso a critérios do risco (ISO 31000:2009).

No contexto da apreciação do risco, a ISO 31000:2009 utiliza a terminologia de "atitude face ao risco" com o propósito de se referir ao modo como as várias organizações atuam perante a percepção de um determinado nível de risco, sendo assim esta enuncia dois elementos distintos:

- a consciência do risco;
- a postura face ao risco.

A consciência do risco está relacionada com o nível de exatidão com que a organização analisa o nível de risco, inerente às suas atividades, e da forma como o faz. A consciência do risco, no fundo é um indicador da quantidade e qualidade da informação de risco que a organização procura. Relativamente à postura face ao risco, esta traduz o tipo de estratégia que a organização adota perante o risco, sendo usual recorrer a designações como “avesso ao risco”, “neutro ao risco”, “tolerante ao risco” ou “propenso ao risco” para classificar a reação das organizações. Esta, funciona como um indicador da quantidade de risco que as organizações estão dispostas a assumir, ou tolerar, traduzindo-se depois na resposta que os indivíduos adotam quando tomam consciência do risco (Sousa, 2012).

Em função das decisões tomadas, no contexto destes dois elementos, a organização estabelece o nível de tratamento adequado. As soluções adotadas para tratar o risco não são as mesmas em todas as circunstâncias, após se efetuar uma análise que permita ter consciência dos riscos, em função dos objetivos das organizações, podem ser adotadas as seguintes abordagens (ISO 31000:2008):

- evitar o risco, decidindo não iniciar ou continuar a atividade que dá origem ao risco;
- remover a origem do risco;
- alterar a natureza ou magnitude da verosimilhança;
- alterar as consequências;
- partilhar o conhecimento do nível de risco com outras.

O desenvolvimento de estratégias de apreciação do risco exige que cada organização desenvolva critérios do risco específicos, com o intuito de identificar e caracterizar, em função dos valores e recursos da organização, os riscos que a esta pode ou não tolerar. Na definição destes critérios a organização também deve ter em consideração as restrições relacionadas com exigências regulamentares. Na definição dos critérios do risco, podem ser incluídos os seguintes fatores (ISO 31000:2008):

- natureza e tipo de consequências que podem ocorrer, assim como atividades de medição das mesmas;
- definição de medidas para a determinar a verosimilhança;
- determinação dos diferentes nível de risco;
- determinação dos níveis de risco que se consideram toleráveis;
- determinação dos níveis de risco a partir dos quais se considera necessário intervir;
- decisão relativa à inclusão da combinação de riscos múltiplos.

Dado que a quantificação do risco é efetuada com base em critérios do risco é de extrema importância que estes sejam continuamente revistos e atualizados (ISO 31000:2008).

Atualmente, existem vários estudos baseados na previsão da verosimilhança e consequências de falhas em redes de drenagem de águas residuais. Como resultado destes diferentes estudos têm sido sugeridas várias metodologias e parâmetros para calcular o risco. No entanto, a maioria dos modelos de determinação do risco, já desenvolvidos, não são totalmente realísticos, apresentando conclusões que não se demonstram verdadeiras (Sekar, 2011).

A complexidade associada à quantificação do risco surge associada, essencialmente, à dificuldade em identificar e quantificar a multiplicidade de causas e efeitos provocados por um determinado evento. Estas dificuldades devem-se às inúmeras interações que surgem entre variadíssimos elementos, considerados com interesse, para as análises (Aven e Renn, 2010). Também o facto destas análises exigirem a recolha de informação muito extensa, é um impeditivo para as entidades gestoras integrarem informações do risco na gestão dos seus ativos físicos.

3.3.3 QUANTIFICAÇÃO DA VEROSIMILHANÇA DE FALHA

A previsão da verosimilhança de falha em coletores tem sido um tema desafiante, na medida em que requer a análise de uma grande quantidade de informação, relativa a estes bens, nomeadamente de informação cadastral, de avaliação da condição e registos de intervenções de reparação ou de substituição. Muitos estudos realizados neste âmbito conduziram ao desenvolvimento de modelos de deterioração. Com os desenvolvimentos na recolha de informação relativa aos ativos, estudos recentes recorrem a novas técnicas, incluindo redes neuronais e máquinas de suporte vetorial (Syachrani et al., 2013).

Independente da abordagem adotada, a primeira etapa da determinação da verosimilhança de falha de um ativo consiste na determinação dos fatores que influenciam a ocorrência de falha, isto é elementos que fazem com que as falhas sejam mais verosímeis (Lovely, 2010). Tendo em conta a definição desses fatores, a determinação da verosimilhança de falha pode ser definida com base em várias metodologias, sendo que esta deve ser escolhida com base no nível de detalhe que se pretende obter. De acordo com o consultado na revisão da literatura, existe uma enorme quantidade de fatores que influenciam a condição dos ativos, provocando a ocorrência das falhas em redes de drenagem de águas residuais. No que diz respeito especificamente aos coletores, todos os fatores se apresentam relacionados com características físicas dos mesmos e com características das suas envolventes, no entanto cada autor assume um conjunto de fatores que considera ser os mais importantes ou com maior influência.

Muitos autores estudados concluíram, com base nos resultados obtidos nos seus estudos, que certos fatores não são válidos, sendo a idade dos ativos o fator mais debatido. Segundo estudos efetuados por Goulter e Kazemi (1988) a idade não deve ser utilizada individualmente na avaliação da condição dos coletores. Røstum (2010) apesar de considerar a idade como um fator que influencia na

ocorrência de falhas, refere que em algumas situações, os coletores mais antigos são mais resistentes do que os mais novos. Segundo Lovely (2010) para que a idade tenha significado, esta deve ser comparada com o tempo de vida útil esperado do ativo, sendo que esta pode ser influenciada por diversos fatores, como o ambiente envolvente ou o material de construção. A estimativa do nível de deterioração do ativo com base apenas na idade despreza todas as características que, influenciadas pela condição operacional ou ambiental, provocam o seu envelhecimento (Syachrani et al., 2013). Apesar disto, o conhecimento da aproximação do final da vida útil deve influenciar sempre o aumento da frequência de inspeções e o desenvolvimento de estratégias de substituição, evitando todas as problemáticas associadas a reparações de emergência (Lovely, 2010).

Uma das características que mais influencia o potencial de falha de um coletor é a sua condição física, avaliada em função da combinação de vários fatores, como tal a maioria das metodologias baseiam-se neste elemento para quantificar a verosimilhança de falha.

3.3.4 QUANTIFICAÇÃO DA CONSEQUÊNCIA DE FALHA

Para além da integridade estrutural, Carvalho (2011) refere que a avaliação do risco em coletores deve ter em conta aspetos adicionais, nomeadamente no que respeita:

- a proteção da saúde pública;
- a prevenção de inundações;
- as condições de segurança da população;
- a qualidade ambiental dos meios recetores.

A ocorrência de uma falha não deve ser encarada com o mesmo nível de importância em toda a rede, dado que a mesma falha pode ser sentida de modos diferentes, em função das características do coletor e/ou do local onde este se localiza, podendo provocar impactos reduzidos ou impactos elevados, se as consequências geradas não forem significativas ou, por outro lado, tiverem carácter catastrófico. Assim sendo, o grau de importância da falha de um coletor, deve depender das suas características físicas e das características da sua envolvente. Neste contexto, a avaliação do grau de importância de uma falha, de um determinado ativo, acaba por se traduzir numa análise de consequências, através da identificação do nível de impactos gerados. Neste caso, os ativos com maior importância para a entidade gestora, ou seja, aqueles que devem ser mais controlados ou que demonstram maior necessidade de intervenção, são aqueles que têm maior potencial para gerar consequências significativas.

A classificação das consequências é um procedimento complexo devido aos efeitos multidimensionais que podem ser induzidos no decorrer de uma falha de um coletor de um sistema de drenagem de águas residuais. O facto de uma falha gerar múltiplas consequências faz com que, praticamente, todos os setores da sociedade sejam afetados, especialmente se o evento ocorrer em espaços urbanos. A necessidade de executar trabalhos de reabilitação, posteriormente à falha, acaba

também por afetar uma enorme quantidade de pessoas e infraestruturas (Figura 3.2 e Figura 3.3). Por estes motivos, é fundamental que, neste setor, a falha seja um evento a impedir, com recurso a um controlo rigoroso (Nirmalkimar, 2010; Crowder, 2011; Salman e Salem, 2012).



Figura 3.2 - Colapso de coletor de águas residuais e pluviais do caneiro de Alcântara em 2003
(<http://www.cmjornal.xl.pt/nacional/portugal/detalhe/bucaro-engole-autocarro--em-campolide.html>
acedido em 02/12/2014)

Os múltiplos impactos originados por eventos de falha podem ser classificados como diretos ou indiretos e tangíveis ou intangíveis (Sousa, 2012). Enquanto que os impactos diretos de natureza tangível são fáceis de identificar e quantificar, os impactos indiretos de natureza intangível, pelo contrário, são os mais difíceis de identificar e quantificar. Nestes últimos incluem-se (Hahn e Schmitt, 1986; Peters, 1984; Probert et al., 1982):

- os atrasos causados no trânsito;
- a interrupção da atividade económica local;
- a inundação de propriedades privadas;
- a perda de comodidade, devido a barulhos, sujidade e cheiros;
- consequências que possam por em causa a saúde pública;
- danos provocados no ambiente.



Figura 3.3 - Exemplos de colapsos de coletores noutros países (Breysse et al., 2004)

No contexto da gestão do risco, para que seja possível proceder à classificação das consequências geradas por uma falha de um coletor, é fundamental que se desenvolva e mantenha uma base de dados, capaz de informar os decisores sobre os coletores mais problemáticos da rede, isto é, os locais ou os troços, onde a ocorrência de uma falha possa por em causa os limites de risco que a organização está disposta a correr. Para criar essa base de dados é necessário que previamente seja

definido o domínio da análise, ou seja, os tipos de impactos que se consideram relevantes para a mesma (e.g., impactos ambientais, económicos, sociais). Posteriormente é necessário definir os elementos que façam variar a magnitude e/ou extensão das consequências geradas por uma falha, designados como critérios do risco. A maioria dos autores consultados na revisão da literatura efetuada considera que é importante que estes critérios se baseiem na localização dos coletores (e.g., proximidade a estruturas críticas, proximidade a cursos de água, problemas de acesso, proximidade a zonas comerciais) e em características dos coletores que possam influenciar o nível de trabalhos exigidos em termos de atividades de reparação (e.g., condições do solo, tipo de material do coletor, diâmetro, profundidade) (Arthur, 2009).

Relativamente ao domínio da análise e aos elementos com potencial para influenciar a magnitude e/ou extensão das consequências, estes variam de organização para organização. Isto porque, tipicamente, estes são definidos por cada entidade gestora e em função dos objetivos da própria organização. Por exemplo, a ocorrência de uma falha no centro histórico de uma cidade, gerida por uma determinada entidade gestora, pode ser considerada como catastrófica, ou de elevado impacto, por outro lado outra entidade gestora responsável pelo serviço de uma localidade que não contenha centro histórico não terá a mesma avaliação.

Vários estudos realizados no âmbito da quantificação das consequências de falha recorrem a abordagens multicritério, nas quais os ativos são avaliados em função de critérios do risco, definidos pelas entidades gestoras. Nestas abordagens, tipicamente, são percorridas as seguintes etapas (Salman, 2010):

- identificação de critérios do risco que possam causar impactos económicos, sociais e ambientais;
- classificação desses critérios em função da sua importância;
- atribuição de pesos a esses critérios para expressar a importância de cada critério em função de uma escala pré-determinada;
- avaliação de cada ativo em função de cada critério com base na situação em que se encontra. Nesta etapa, todos os ativos com informação deficiente devem ser excluídos da análise. Se a inclusão de um critério implicar a exclusão de uma ampla quantidade de coletores, esse critério deve ser excluído;
- cálculo das consequências de falha;
- análise de resultados, verificando a veracidade dos pesos atribuídos aos critérios.

As consequências de uma falha são muitas vezes definidas em função do custo de arranjo e/ou do custo da recuperação. Em função disto, era ideal medir todas as consequências em termos dos custos reais, mas para a maioria das situações é impossível prever o custo de todo tipo de falhas. Por este motivo, maior parte das metodologias de classificação das consequências de falha recorrem a escalas arbitrárias relativas (Lovely, 2010). Estas, em vez de determinarem as consequências de falhas em termos monetários, desenvolvem avaliações através da atribuição de índices com o

objetivo de comparar e identificar as áreas que podem enfrentar maiores consequências devido a uma falha (Salman, 2010).

A identificação das consequências de falhas em coletores de drenagem de águas residuais permite a recolha de informação valiosa para as entidades responsáveis por estes sistemas, uma vez que permitem categorizar a rede em função da sua importância relativa. No entanto, coletores com consequências de falha similares podem exibir diferentes condições estruturais, e por este motivo é importante a integração da verosimilhança de falha na apreciação do nível de risco (Salman, 2010).

As consequências de uma falha podem ser determinadas através da modelação dos efeitos gerados pelo evento ou série de eventos, através da extrapolação de estudos experimentais ou com recurso a dados disponíveis relativos a históricos de eventos da mesma natureza (Pinto, 2009). Atualmente, em virtude das incertezas associadas à determinação das consequências que podem surgir após a falha de um coletor de drenagem de águas residuais, a formulação de modelos neste contexto tem-se revelado um desafio para os investigadores e técnicos da indústria, e por este motivo ainda se encontram pouco desenvolvidos (Salman, 2010; Sekar, 2011).

A importância dos problemas associados à localização de infraestruturas, com intuito de apoio à tomada de decisão, fez nascer um forte interesse na análise espacial e modelação dos fenómenos espaciais, nomeadamente nas áreas do planeamento e gestão de ativos (Leitão, 2003). Atualmente, nos mais diversos setores de atividade, tornou-se uma prática corrente a aplicação de modelos de localização, com recurso a uma base de dados georreferenciada, como ferramenta de auxílio à decisão na gestão do infraestruturas. Nestes casos, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) apresentam-se como uma mais-valia na recolha e análise de dados associados a ativos físicos. Estes funcionam como uma interface gráfica de bases de dados, dispendo de ferramentas de análise espacial, que permitem entre outras coisas o estudo das envolventes (Leitão, 2003).

As aplicações em SIG são muito variadas e abrangem os mais diversos domínios de investigação. Especificamente no setor da drenagem, permitem a localização de infraestruturas, estudo e interpretação dos resultados de modelos de localização espacial e adicionalmente permitem aumentar a velocidade dos processos de decisão e análise de hipóteses (Leitão, 2003). Uma das vantagens de análise e eventual resolução de problemas de localização em SIG consiste na óbvia vantagem organizacional dos dados. Estes permitem uma visão integrada da complexidade do mundo real, tornando possível de forma simples localizar os elementos em análise, permitindo a identificação e representação, através de funções de análise espacial, as relações existentes entre eles (Caneiro, 2003; Freitas, 2004).

Dado que os SIG contêm um conjunto de programas, ferramentas, metodologias e dados espaciais integrados, que torna possível a recolha, o armazenamento, o processamento, a análise e a visualização de dados georreferenciados, faz com que a sua utilização na análise das consequências geradas por falhas de coletores, com base nas respetivas localizações, seja muito rentável (Leitão, 2003).

No âmbito do caso de estudo da presente dissertação, a localização dos ativos é decididamente um fator importante, e muitas vezes determinante, no entanto, esta é apenas uma das variáveis que podem influenciar as consequências geradas por uma falha de um coletor. Para além da localização ainda podem existir outros fatores relevantes, como é o caso de atributos físicos do ativo (e.g., diâmetro, profundidade). Neste contexto os SIG para além de permitirem a introdução de informação relativa à localização geográfica (expressa em função de coordenadas num mapa) permite ainda o armazenamento e manipulação de grandes volumes de dados alfanuméricos, como sejam atributos descritivos (Caneiro, 2003; Freitas, 2004).

Apesar de todas as vantagens inerentes à aplicação dos SIG, para muitas entidades gestoras a sua utilização é ainda considerada um problema. A problemática da sua utilização deve-se, essencialmente, às dificuldades de recolha e atualização contínua da informação necessária, que tipicamente necessita de investimento iniciais significativos. Adicionalmente surgem ainda dificuldades na identificação e na quantificação de elementos e atributos (Leitão, 2003).

4. TOMADA DE DECISÃO

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O envelhecimento das infraestruturas dos sistemas de drenagem de águas residuais é um processo natural e inevitável e, à medida que os diferentes componentes do sistema se aproximam do fim da sua vida útil, o volume de anomalias e falhas torna-se cada vez mais frequente, fazendo com que os custos de manutenção aumentem. Adicionalmente, a este tipo de infraestruturas estão sempre associados níveis elevados de incerteza, relacionados com os níveis de condição, e elevados custos de falhas. Como consequência, as entidades gestoras são confrontadas com a necessidade de tomar decisões relativas às intervenções de reabilitação e de operação e manutenção destas infraestruturas (Hahn et al., 1999; Covas, 2006).

A avaliação da condição, através de inspeções, é uma das etapas principais do processo de tomada de decisão relativo às intervenções proactivas (Berardi et al., 2009). Segundo Alegre (2010) os resultados das inspeções permitem, não só estabelecer prioridades nas intervenções, mas também estabelecer a sequência mais adequada das atividades de reabilitação e de operação e manutenção, de forma a minimizar os impactos de falhas a nível económico, ambiental e social.

4.2 ANOMALIAS

O aumento de anomalias e consequentemente de falhas tornam o sistema menos fiável, pondo em causa o desempenho dos sistemas e fazendo com que os custos de serviço aumentem (Alegre e Covas, 2010). Para além do contínuo envelhecimento, os fatores com maior influência no desenvolvimento de anomalias, que degradam o desempenho dos coletores que constituem os sistemas de drenagem de águas residuais, provocando em última instância a sua falha são (Almeida e Cardoso, 2010):

- causas internas:
 - condições do escoamento,
 - agressividade da atmosfera no interior do coletor (Ph, alcalinidade, bactérias e teor em oxigénio);
- causas externas:
 - sobrecargas,
 - atividades de escavação nas proximidades dos coletores,
 - ocorrência de sismos e abatimento do solo,
 - movimento de água no solo,
 - agressividade do solo ou da água intersticial,
 - intrusão de raízes;

- dimensionamento da rede inadequado;
- práticas de construção inadequadas;
- intervenções de manutenção e operação insuficientes.

Em função dos tipos de defeitos que provocam, estas podem ser consideradas (Alegre e Covas, 2010):

- anomalias estruturais;
- anomalias funcionais.

As anomalias estruturais são geralmente associadas à resistência mecânica dos componentes, que em certos casos, pode não ser suficiente para resistir às ações aplicadas. Normalmente, são originadas por pequenos defeitos iniciais que, geralmente, resultam de métodos construtivos deficientes, cargas verticais excessivas, assentamentos indevidos, folgas nas juntas, ligações deficientes, interferências de terceiros (e.g., ligações clandestinas) e escavações (Carvalho, 2011). As anomalias funcionais, ou operacionais, surgem associadas a ineficiência no desempenho da atividade de operação, ou seja, quando o sistema não é capaz de transportar o efluente de acordo com as condições de projeto. As principais consequências deste tipo de anomalia consistem em inundações, sobrecargas hidráulicas, infiltrações ou exfiltrações, obstruções e escoamento instável (Carvalho, 2011). Encontram-se representadas na Tabela 4.1 as anomalias mais frequentes em sistemas de drenagem de águas residuais (NRC-CNRC 2004).

Tabela 4.1 - Anomalias mais comuns em sistemas de drenagem de águas residuais (NRC-CNRC, 2004)

Anomalias estruturais	Anomalias funcionais
<ul style="list-style-type: none"> • fratura; • deformação; • defeitos nas juntas; • colapso do coletor, • corrosão; • fissura; • defeitos na superfície do coletor. 	<ul style="list-style-type: none"> • raízes; • incrustações; • infiltrações; • sedimentos.

Um fraco desempenho a nível estrutural ou funcional pode levar à ocorrência de anomalias que potenciam a degradação da estrutura, designadamente a criação de obstruções (Figura 4.1), a falha parcial do coletor e ainda, em certas circunstâncias o coletor pode perder toda a sua integridade estrutural e colapsar (Figura 4.2). Em caso de obstrução parcial ou total ou no caso de falha parcial ou total (colapso), o serviço é interrompido em função da percentagem de secção transversal perdida ou bloqueada (Davies et al., 2001). Apesar da maioria das entidades responsáveis por estes sistemas demonstrar maior preocupação na identificação de anomalias estruturais, as anomalias funcionais têm revelado um impacto significativo no desempenho dos sistemas (NRC-CNRC, 2004).



Figura 4.1 - Obstrução de coletor gerada por obstáculo (EN13508-2:2003)



Figura 4.2 - Colapso de um coletor (EN13508-2:2003)

4.3 PRIORIZAÇÃO DE ATIVOS E ATIVOS CRÍTICOS

Devido ao elevado valor patrimonial das infraestruturas que constituem os sistemas de drenagem de águas residuais, aos avultados investimentos em jogo e à escassez dos recursos financeiros, sem garantias de novos financiamentos, é muito importante recorrer a uma rentabilização e maximização das infraestruturas já construídas, utilizando de modo racional os recursos disponíveis e estabelecendo prioridades de intervenção, assegurando a sua sustentabilidade económica e financeira, a médio e longo prazo (Almeida e Cardoso, 2010). Neste contexto, a gestão do risco de ativos físicos, permite criar um plano adequado de priorização, ajustando as atividades intervenção, em função das carências detetadas, que permitem aferir quais os ativos com necessidades mais urgentes (Hahn et al., 1999).

No caso concreto do setor da drenagem de águas residuais, em virtude da priorização dos ativos é necessário que se proceda à identificação dos ativos críticos. Segundo a literatura analisada, no contexto deste setor, existem diferentes noções de ativos críticos. Segundo Lovely (2010) e o WRc (2001) um ativo é descrito como crítico ou não crítico com base nas consequências que podem ser provocadas pela sua falha, ou seja, são considerados como ativos críticos aqueles que perante uma falha demonstram maior capacidade para gerar consequências prejudiciais e significativas. Por outro lado, Veigas (2007) considera como ativos críticos aqueles que apresentam maior importância relativa no fornecimento do serviço prestado, isto é, todos os ativos que contêm maior importância estratégica e segundo os quais está dependente o bom funcionamento da rede. Finalmente para Syachrani et al. (2013) a criticidade de um ativo é medida não só através do risco do evento ocorrer

mas também em função da magnitude do impacto causado pela ocorrência da sua falha, sendo assim, segundo este autor, são considerados como ativos críticos aqueles que apresentam o pior balanço entre as consequências e a verosimilhança de falha, ou seja, maior risco de falha. No caso da presente dissertação, adotou-se a definição de ativo crítico associada a Syachrani et al. (2013).

4.4 INTERVENÇÕES

Como já foi referido, no caso específico dos sistemas de drenagem de águas residuais, um dos propósitos da implementação de estratégias de gestão do risco é auxiliar a tomada de decisão no que diz respeito à priorização das necessidades de intervenção dos coletores que os constituem. Neste contexto, as intervenções podem ser de dois tipos:

- reabilitação;
- operação e manutenção (O&M).

As atividades de reabilitação são definidas pela Norma NP EN 752-1 (1999) como um conjunto de medidas para restaurar ou melhorar o desempenho de um sistema de drenagem de águas residuais. De acordo com a Norma NP EN 752-5 (2000), as técnicas de reabilitação podem ser incluídas em três grupos diferentes (Carvalho, 2011):

- reparação: intervenções destinadas a retificar anomalias localizadas;
- renovação: intervenções que afetam a totalidade ou parte de um sistema, melhorando o seu desempenho atual;
- substituição: construção de um novo coletor no alinhamento ou não de um existente, substituindo-o.

Relativamente aos processos de operação e manutenção, estes consistem em trabalhos de rotina com o intuito de assegurar o bom funcionamento dos sistemas, mantendo-o operacional sem recurso à instalação de materiais adicionais (e.g. limpeza de coletores) (NP EN 752-1, 1999).

As atividades recomendadas pelas estratégias de gestão de ativos, que promovem a adequação do serviço prestado pelos sistemas de drenagem de águas residuais, como sejam as atividades de operação e manutenção ou de reabilitação, podem ser executadas assumindo dois tipos de posturas (Almeida e Cardoso, 2010):

- atitude reativa: postura assumida quando só se executam algum tipo de intervenções no sistema posteriormente a este ficar comprometido ou interrompido. Estes casos, implicam geralmente uma atuação com carácter urgente. Esta abordagem corresponde ao que Arunraj e Maiti (2007) designaram com de primeira geração, e que se caracteriza por uma exploração básica, rotineira e, eventualmente, corretiva;
- atitude proactiva: postura assumida quando as intervenções executadas no sistema são feitas de modo planeado, promovendo um nível desejável de serviço, evitando a degradação do sistema e impedindo a ocorrência de falhas inesperadas, que possam exigir reparações de emergência.

Relativamente às intervenções proactivas Sousa (2012) considera que estas podem ser implementadas segundo três estratégias:

- baseadas na prevenção (ou baseadas na idade);
- através de inspeções (ou baseadas na condição);
- baseadas na previsão (ou baseadas na reabilitação).

Em virtude da limitação dos recursos das entidades gestoras, na maioria dos casos assume-se uma postura reativa, potenciando não só consequências negativas a nível social e ambiental significativas, mas também impactos económicos associados aos elevados custos de execução de correções rápidas (Ariaratnam et al., 2001; Almeida e Cardoso, 2010). Zhao e Rajani (2002) referem que o custo médio de uma reparação com carácter urgente, como é o caso da maioria das ações reativas, é 3.6 vezes maior do que o custo médio de uma reparação de reabilitação sem carácter urgente. Adicionalmente, Allouche e Freure (2002) mencionam que as intervenções de emergência nas redes de drenagem de águas residuais podem custar até mais 50% do que a mesma operação em condições normais.

Para que a alocação dos recursos seja otimizada e que os sistemas sejam conduzidos de forma sustentável, é fundamental alterar a atuação reativa, substituindo-a por uma pró atividade na gestão das infraestruturas (Veigas, 2007; Alegre e Covas, 2010). Segundo Berardi (2009) a implementação de uma abordagem proactiva é a chave para prevenir a deterioração e reduzir custos diretos e indiretos (e.g., sociais, ambientais, estragos em outros elementos) associados às falhas. A adoção de uma atitude proactiva permite ao decisor o planeamento e programação das ações de intervenção em seções críticas, antes da ocorrência de situações de emergência. Esta abordagem, que se focaliza nas intervenções a coletores críticos é a que acarreta mais benefícios, uma vez que a falha deste tipo de coletores representam a maior fração dos custos de reparação. Visto que a execução de inspeções periódicas a toda a rede não é economicamente viável, é sensato que os coletores não críticos continuem a ser geridos de modo reativo (Ariaratnam et al., 1998; Fenner e Sweeting, 1999).

Atualmente, todos os benefícios das abordagens preventivas, ou proactivas, têm vindo a ser reconhecidas, especialmente face às crescentes exigências relativas a aspetos técnicos, de saúde pública, de segurança, ambientais, económico-financeiros e sociais (Almeida e Cardoso, 2010). Gradualmente, as entidades gestoras estão a evitar seguir estratégias de intervenção reativas, que raramente envolvem algum planeamento a curto ou longo prazo, e a procurar políticas baseadas em modelos de previsão e comparação de diferentes estratégias intervenção, por forma a garantir a sustentabilidade económica dos seus sistemas a longo prazo (Covas, 2006).

5. CONDIÇÃO DOS COLETORES

5.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A avaliação da condição, aplicada concretamente a coletores de redes de drenagem de águas residuais, é feita, geralmente, com base em atividades de inspeção e protocolos. As atividades de inspeção permitem definir o nível da condição física dos coletores através dos níveis de deterioração e em função dos potenciais de falha, tendo em conta os defeitos estruturais e funcionais detetados (NRC-CNRC, 2004).

Segundo Marlow et al. (2007) e Salman e Salem (2012) a avaliação da condição, geralmente, segue o seguinte procedimento:

- definição dos objetivos da avaliação da condição (na maioria das vezes o objetivo das organizações é integrar os dados recolhidos nos sistemas de gestão de ativos);
- recolha de informação sobre os ativos, através da identificação e registo dos elementos que constituem as infraestruturas;
- inspeção dos ativos;
- análise da informação recolhida;
- tomada de decisão.

5.2 TÉCNICAS DE INSPEÇÃO

O principal objetivo das técnicas de inspeção, executadas aos coletores que constituem os sistemas de drenagem de águas residuais, consiste na recolha de informações relativas à condição interior e exterior dos mesmos. A finalidade dessa recolha consiste na posterior criação de planos futuros de intervenções (NRC-CNRC, 2004; Berardi, 2009).

Um dos principais fatores que condiciona a escolha da técnica a ser aplicada é o detalhe e tipo de informação que se pretende obter durante as inspeções. Sendo assim, podem distinguir-se dois motivos para a realização de inspeções (Koo e Ariaratnam, 2006):

- recolha de informação cadastral;
- avaliação da condição dos coletores através da identificação de anomalias estruturais e funcionais.

Segundo Almeida e Cardoso (2010) as atividades de inspeção podem ainda destinar-se a outras finalidades mais específicas, como a validação das condições para a instalação de equipamentos de medição.

Atualmente, existem diversas técnicas no mercado que vão de encontro aos vários objetivos que motivam as campanhas de inspeção (Koo e Ariaratnam, 2006). Em função do método de recolha de informação, as técnicas de inspeção podem-se agrupar em três categorias principais (Read e Vickrigde, 1997; USEPA, 1999; WRC, 2001; NRC-CNRC, 2004):

- técnicas visuais;
- sistemas físicos;
- sistemas geofísicos.

Na Tabela 5.1 encontram-se descritas as técnicas de inspeção enunciadas anteriormente e, adicionalmente, o tipo de tecnologias utilizadas em cada uma.

De um modo geral, as entidades gestoras utilizam técnicas visuais, uma vez que estas recorrem a aplicação de protocolos baseados na observação de anomalias para avaliar a condição dos elementos pertencentes aos sistemas de drenagem de águas residuais. Estas podem ser realizadas de uma das seguintes formas (EN13508-2:2003):

- inspeção à conduta a partir do seu interior;
- inspeção à conduta a partir da câmara de visita;
- inspeção à câmara de visita a partir do seu interior;
- inspeção à câmara de visita a partir da superfície do terreno.

Os sistemas físicos e geofísicos são usualmente utilizados como técnicas complementares às restantes ou em situações em que estas não são viáveis. Estes dois tipos de técnicas apresentam vantagens na deteção de anomalias nas zonas menos visíveis dos coletores, nomeadamente anomalias existentes nas paredes exteriores e nas partes interiores submersas dos mesmos, dado que a presença de detritos e a turbulência do próprio escoamento dificultam a recolha de imagens na aplicação de técnicas visuais (Makar, 1999).

Tabela 5.1 - Técnicas de inspeção em sistemas de drenagem (Sousa et al., 2006; USEPA, 2009)

Categoria	Descrição	Tecnologia
Técnicas visuais	Permitem identificar anomalias através da inspeção ao interior dos coletores por operários especializados.	Inspeção pessoal; Televisão em circuito fechado (CCTV).
Sistemas físicos	Recorrem a equipamentos que através da análise de correntes eléctricas, ondas eletromagnéticas, ondas acústicas ou radiações, permitem obter informações sobre a geometria e sobre a condição de conservação dos coletores e solo envolvente.	Detetores de fugas; Sistema de monitorização acústica; Sonar/Ultra-sons; Sistema eléctrico de localização de infiltrações.
Sistemas geofísicos	Através de equipamentos sofisticados que analisam ondas eletromagnéticas ou radiações, possibilitam obter informações sobre o solo envolvente, a geometria e localização dos coletores.	Termografia por infra-vermelhos; Radar de penetração terrestre.

Consoante a finalidade da inspeção esta ainda pode ser definida como:

- externa;

- interna.

Ao contrário das inspeções internas, que são efetuadas a partir do interior dos coletores, as inspeções externas são executadas na superfície do terreno ou a partir desta. São exemplos de inspeções externas as inspeções pessoais efetuadas a partir da superfície do terreno ao longo do alinhamento dos coletores, a aplicação de métodos geofísicos e também a escavação exploratória (Stein, 2001).

Atualmente os métodos de inspeção mais comuns, em coletores de drenagem de águas residuais, são (Almeida e Cardoso, 2010):

- inspeção pessoal;
- CCTV (Televisão de Circuito Fechado);
- laser;
- sonar;
- radar.

Em Portugal, as atividades de inspeção realizadas a coletores de drenagem de águas residuais são frequentemente executadas com recurso a CCTV. Esta técnica trata-se de uma inspeção visual indireta que consiste na recolha de imagens através de câmaras (Tabela 5.1). As câmaras CCTV são introduzidas no interior dos coletores e através de controlo remoto faz-se com que estas se desloquem ao longo dos mesmos, em função da extensão da análise pretendida (USEPA,1999;Gokhale e Graham, 2004; Koo e Ariartnam, 2006). A deteção das anomalias é feita através da análise das imagens recolhidas por parte de um inspetor.

Esta técnica apenas deteta anomalias visíveis, sendo, por este motivo, desprezadas as anomalias no exterior das paredes dos coletores e as que se encontram cobertas pelo efluente (Gokhale e Graham, 2004). Sendo assim, esta técnica não deve ser aplicada em situações em que os coletores se encontrem totalmente submersos, impedindo a captação de imagens com qualidade, ou ainda caso os coletores se encontrem, parcialmente ou totalmente, bloqueados, impedindo a passagem da câmara (Duran et al., 2002).



a)

b)

Figura 5.1 - a) Carrinha de inspeção CCTV b) Inspetor a controlar em tempo real a câmara (Gomes, 2013)

Esta técnica consiste num processo de análise demorado e subjetivo, uma vez que a veracidade das conclusões obtidas esta dependente da resolução da imagem obtida e da análise excetuada pelo

técnico que efetua a análise das imagens recolhidas (Tabela 5.2). Por este motivo é essencial que o técnico seja o mais qualificado e experiente possível (Gokhale e Graham, 2004; Gomez et al., 2004; Koo e Ariartnam, 2006). Relativamente ao equipamento utilizado, é primordial que a sua seleção seja feita de forma criteriosa de modo a assegurar a qualidade dos resultados e a minimizar a subjetividade inerente à aplicação da técnica. Para assegurar bons resultados é fundamental verificar, rigorosamente, todas as características da câmara, responsáveis pelo nível de qualidade da inspeção (e.g., qualidade da imagem, sistema de iluminação eficaz, medições, velocidade de deslocação) (NZWWA, 1999; WRc, 2001). Apesar das limitações descritas, esta é muito eficiente em termos de custos a longo prazo e também bastante eficaz na deteção de vários tipos de anomalias (USEPA, 1999; Gokhale e Graham, 2004; Koo e Ariartnam, 2006).



Figura 5.2 - Imagem captada do interior de um coletor recurso a CCTV (EN13508-2:2003)

5.3 PROTOCOLOS DE INSPEÇÃO

5.3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Para que a gestão de ativos, no setor da drenagem de águas residuais, seja desenvolvida com sucesso é importante a aplicação de protocolos nas atividades de inspeção, dado que estes auxiliam no estabelecimento de prioridades de intervenção, permitindo também a comparação de resultados no tempo e no espaço, em função da informação recolhida durante essas atividades (Opina e Attoh, 2011; Khazraeializadeh, 2012). No contexto da gestão do risco, a maior conveniência do uso de protocolos, durante as atividades de inspeção, surge associada aos sistemas de classificação dos ativos por códigos e pesos, capacitando a descrição da condição dos mesmos, em função das anomalias detetadas (WRc 2001; FCM/NRC-CNRC 2004).

Apesar de neste estudo se salientar a importância destes protocolos na identificação e avaliação de anomalias, a informação visual que é traduzida sob a forma de códigos pode ser utilizada para mais que um dos seguintes propósitos (EN 13508-2:2003):

- na avaliação das deficiências no desempenho;
- no planeamento de atividades de manutenção (e.g. lavagem de coletores);
- na investigação de problemas específicos de manutenção ou operação;
- no registo de informação para inventário.

Nos relatórios das inspeções realizadas a coletores de drenagem de águas residuais, nos quais se recorre à aplicação de protocolos, as anomalias são descritas sob a forma de códigos, de acordo com um padrão de codificação. Por exemplo, na Europa é comum a utilização do padrão correspondente à Norma Europeia EN 13508-2.

O protocolo a utilizar, durante as atividades de inspeção, deve conter um sistema de codificação que inclua a maior gama de defeitos possível e, adicionalmente uma linguagem simples e o mais direta possível. O facto da descrição do código ser vaga ou difícil de diferenciar, potencia leituras erradas sobre as anomalias existentes (Khazraeializadeh, 2012).

Depois do procedimento de codificação, alguns protocolos permitem ainda a atribuição de pesos às anomalias permitindo classificar o impacto das mesmas na vida útil e no desempenho do coletor em análise (NRC-CNRC, 2004). Os pesos atribuídos a cada anomalia variam em função do protocolo utilizado, no entanto, na generalidade dos casos estes são definidos tendo por base o tipo de anomalia, severidade e extensão da mesma. Ao longo do processo de inspeção as anomalias são consideradas de forma individual, sendo que a sua proximidade a outros defeitos não altera a classificação que é feita a cada uma individualmente (Khazraeializadeh, 2012).

A atribuição de pesos permite adicionalmente, classificar de forma quantitativa a condição do coletor, tendo por base o conjunto de pesos atribuídos às anomalias detetadas no mesmo. Esta etapa não deve ser subestimada, uma vez que maior parte de decisões relacionadas a priorização dos ativos são associadas aos resultados obtidos nesta (WEF, 2009). Para proceder à classificação do grau de condição dos coletores, geralmente, recorre-se à ponderação dos pesos atribuídos às anomalias, segundo uma das abordagens referidas na Equação 5.1, Equação 5.2 e na Equação 5.3 (NRC-CNRC, 2004).

$$\text{Média} = \frac{\sum \text{Peso das anomalias detetadas}}{\text{Comprimento do segmento do coletor em análise}} \quad 5.1$$

$$\text{Máximo} = \text{Anomalia detetada com peso mais elevado} \quad 5.2$$

$$\text{Total} = \sum \text{Peso de todas as anomalias detetadas} \quad 5.3$$

A abordagem referida na Equação 5.1, considera que o grau de condição do coletor deve ser estimado através de uma média, tendo em conta os pesos atribuídos a todas as anomalias detetadas e o comprimento do coletor em análise.

Relativamente à abordagem referida na Equação 5.2, esta considera que o grau de condição do coletor deve ser estimado com recurso ao peso da anomalia mais severa detetada, isto é, a anomalia com maior peso.

Finalmente, a abordagem referida na Equação 5.3, considera que grau de condição do coletor deve ser estimado através da soma dos pesos de todas as anomalias detetadas durante a ação de inspeção.

Apesar da abordagem adotada variar em função da escolha do protocolo, na generalidade dos casos é adotada uma postura conservativa, na qual a condição dos coletores é condicionada pela anomalia mais severa (Equação 5.2). As restantes abordagens são menos utilizadas na avaliação de coletores, sendo que a abordagem descrita pela Equação 5.3 é mais utilizada na avaliação da condição de câmaras de visita.

Geralmente, a classificação quantitativa dos coletores, obtida através da aplicação da Equação 5.1, Equação 5.2 ou da Equação 5.3, é posteriormente traduzida numa escala de 1 a 5. Sendo que os coletores que se encontram em boas condições são classificados como de nível 1 e aqueles que se encontram em vias de colapsar ou que já colapsaram são classificados como de nível 5.

Cada protocolo de inspeção tem o seu próprio sistema de categorização, de codificação e os seus critérios na definição de pesos que permitem classificar as anomalias, no entanto, de modo geral, a avaliação da condição é feita tendo em conta duas etapas principais (Khazraeializadeh, 2012):

- codificação das anomalias detetadas durante a atividade de inspeção;
- classificação da condição dos coletores inspecionados.

Na primeira etapa, a qualidade de inspeção, a capacidade de reconhecimento de anomalias e o conhecimento da abordagem sugerida pelo protocolo em utilização, são os fatores com maior importância. A etapa de codificação depende diretamente da experiência e apreciação do operador, responsável pela mesma, por este motivo, geralmente, os protocolos garantem instruções e vários exemplos de anomalias contendo diferentes graus de severidade de modo a auxiliar a decisão dos inspetores no processo de registo de anomalias (NRC-CNRC, 2004).

Em 1977, foi desenvolvido pelo Water Research Center (WRC) o primeiro protocolo de inspeção designado como WRC, sendo que muitos dos protocolos desenvolvidos desde então foram formulados com base na metodologia adotada neste. Com o intuito de se manterem atuais e adequados, os protocolos, têm sido alvo de evoluções ao longo do tempo. Adicionalmente, os protocolos são alvo de pequenas modificações, em função do país em que são implementados (Sousa, 2012).

Na Figura 5.3 esta representada a cronologia do desenvolvimento de protocolos de inspeção implementados por várias entidades e em diferentes países (Gomes, 2013).

Atualmente, podem distinguir-se dois tipos de protocolos de inspeção em função dos resultados obtidos através da sua aplicação:

- para codificação de anomalias: a sua aplicação resulta na caracterização de anomalias registadas durante atividades de inspeção sob a forma de códigos padronizados, de forma qualitativa, que permite atribuir a cada anomalia uma codificação;
- de classificação: estes para além de permitirem a atribuição de códigos às anomalias, com base em sistemas de códigos padronizados (avaliação qualitativa), também permitem a classificação das anomalias em função da sua severidade e extensão, permitindo obter uma avaliação quantitativa, capaz de descrever o estado de conservação do coletor.

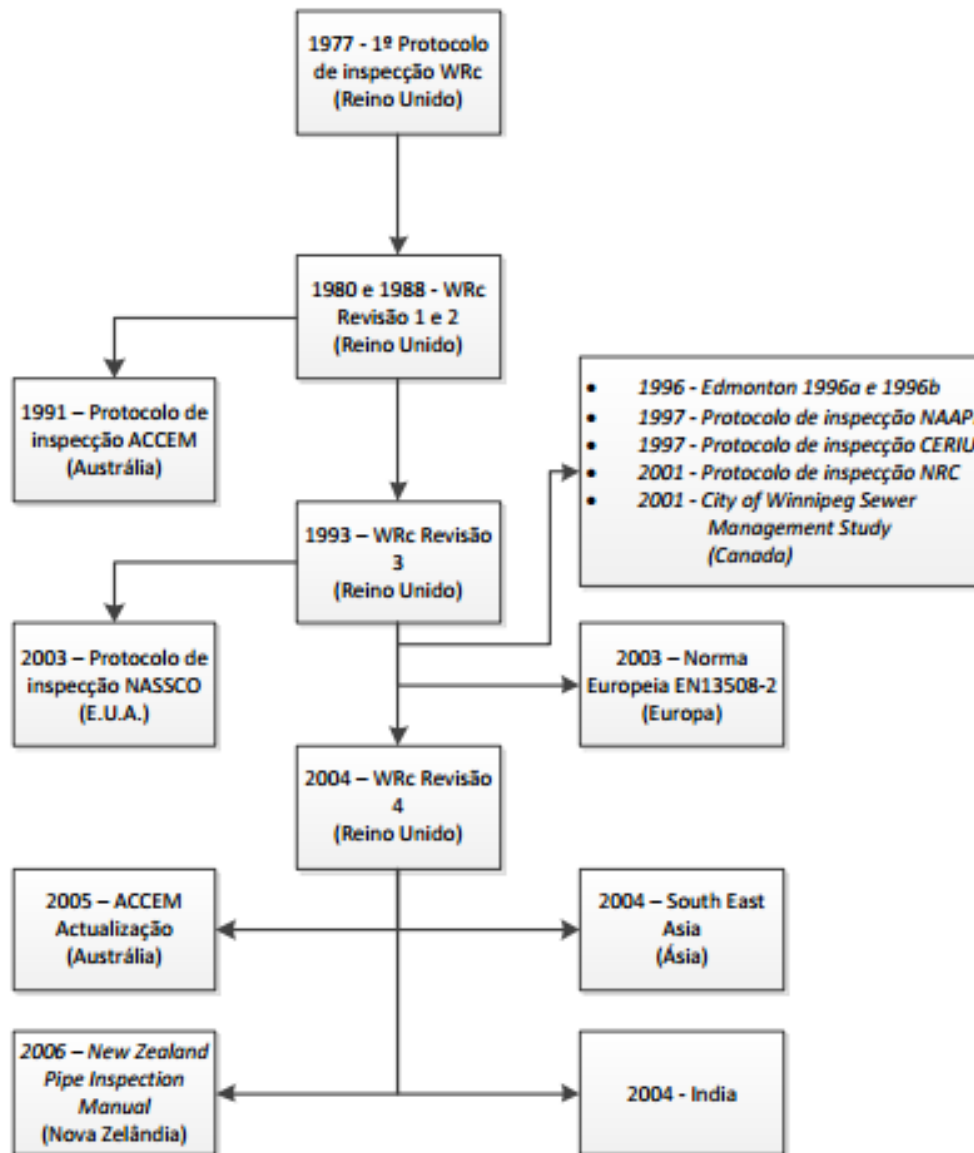


Figura 5.3- Cronologia do desenvolvimento de protocolos de inspeção (Thornhill e Wildbore, 2005)

A aplicação dos protocolos, durante as atividades de inspeção, tem sido criticada devido à sua subjetividade, uma vez que a qualidade dos seus resultados depende, essencialmente da experiência e capacidade do operador (Nirmalkumar, 2010). O ideal seria que dois operadores com a mesma experiência e com o mesmo tipo de treino, em circunstâncias similares de inspeção tenham a mesma interpretação do código fornecido pelo protocolo, caso contrário a codificação poderá não traduzir a condição real do coletor inspecionado. Se os resultados da avaliação do operador da inspeção não forem compatíveis com a situação real, na realização dos planos de priorização de atividades de intervenção e na distribuição de recursos e orçamentos, existirá uma enorme inconsistência, uma vez que estes são baseados nos resultados da inspeção (Khazraeializadeh, 2012).

5.3.2 WRC

O protocolo mais conhecido atualmente é o do WRC, este foi desenvolvido inicialmente em 1977 através de um estudo que incluiu a investigação do colapso de dezenas de coletores, dando origem

ao primeiro manual de reabilitação de redes de esgoto (SRM - *Sewarage Rehabilitation Manual*). Este manual tem sofrido várias evoluções ao longo dos anos, sendo que, neste momento, se encontra em vigor o WRc revisão 4, desenvolvido em 2004. Por ser considerado para muitos o melhor protocolo de inspeção, este é utilizado em vários países, tanto no seu formato original como com pequenos ajustamentos nacionais ou locais (WRc, 2001; NRC-CNRC, 2004).

Atualmente este protocolo encontra-se dividido em dois volumes. Enquanto que o primeiro volume se foca na determinação do desempenho estrutural de coletores de drenagem, técnicas de pesquisa, procedimentos para avaliação da deterioração, mecanismos de colapsos, análise do desempenho hidráulico e planos de manutenção, o segundo volume foca-se em técnicas de renovação (NRC-CNRC, 2004).

Relativamente à classificação da condição do coletor, com base nas anomalias registadas durante as atividades de inspeção, este protocolo determina dois tipos de níveis de condição:

- condição funcional;
- condição estrutural.

A condição funcional é determinada com base nos pesos atribuídos às anomalias funcionais, enquanto que a condição estrutural é determinada com base nos pesos atribuídos às anomalias estruturais. Neste protocolo específico os pesos atribuídos às anomalias variam de 1 a 165, sendo que quanto mais severa ou extensa for a anomalia maior deverá ser o peso que lhe é atribuído.

Este protocolo para além de avaliar de forma qualitativa os elementos inspecionados também permite que se estabeleça uma avaliação quantitativa da condição dos mesmos, sendo sugeridas diferentes abordagens para a determinar. Para classificar a condição estrutural dos coletores, o WRc (2001) sugere que se recorra a abordagem referida na Equação 5.2. Para classificar a condição funcional do coletor, este considera válidas a aplicação das abordagens referidas na Equação 5.2 e na Equação 5.1.

Depois de classificar a condição estrutural e funcional, com base nas abordagens sugeridas, é atribuído ao coletor um grau de condição numa escala 1 a 5, em função dos intervalos ilustrados na Tabela 5.2 e na Tabela 5.3 (NRC-CNRC, 2004).

Tabela 5.2 - Classificação da condição funcional e estrutural do coletor com base na abordagem da anomalia mais severa (Equação 5.2)

Condição	Descrição	Condição Estrutural	Condição Funcional
1	Condição aceitável	< 10	< 1
2	Risco mínimo de colapso com algum potencial de deterioração	10 - 39	1 - 1.9
3	Colapso improvável com potencial para deterioração	40 - 79	2 - 4.9

Condição	Descrição	Condição Estrutural	Condição Funcional
4	Colapso provável	80 -164	5 - 9.9
5	Colapso eminente ou coletor colapsado	≥ 165	≥ 10

Tabela 5.3 - Classificação da condição funcional e estrutural do coletor com base na abordagem da média dos pesos das anomalias detetadas no coletor (Equação 5.1)

Condição	Descrição	Condição Funcional
1	Condição aceitável	< 0.5
2	Risco mínimo de colapso com algum potencial de deterioração	0.5 - 0.9
3	Colapso improvável com potencial para deterioração	1 - 2.4
4	Colapso provável	2.5 - 4.9
5	Colapso eminente ou coletor colapsado	≥ 5

5.3.3 EN 13508-2

Em 2003 a União Europeia produziu, com base no protocolo WRc Revisão 3, a Norma Europeia EN13508:2. Esta foi desenvolvida com o objetivo de uniformizar o sistema de codificação de anomalias dentro da União Europeia, permitindo simplificar o processo de troca e comparação de informações e de anomalias detetadas em infraestruturas de drenagem (Thornhill e Wildboire, 2005).

Esta norma é aplicável a sistemas de drenagem de águas pluviais e de águas residuais, que operam, essencialmente de forma gravítica, no entanto os sistemas de drenagem de edifícios não estão incluídos. Esta inclui um sistema de códigos que descreve as anomalias detetadas em coletores e em câmaras de visita, durante as atividades de inspeção, permitindo a comparação dos resultados obtidos entre inspeções realizadas no mesmo coletor mas em períodos diferentes (EN13508:2:2003).

Em Portugal, o processo de análise da condição através de protocolos de inspeção não é prática corrente. A maioria das entidades responsáveis pelos sistemas de drenagem de águas residuais que procedem a esta avaliação, elaboram os relatórios de inspeção de coletores por CCTV com base nesta Norma Europeia, que não permite, no entanto avaliar de forma quantitativa a condição do coletor (EN13508-2:2003). Por este motivo se se pretender a avaliação da condição dos coletores de forma quantitativa, por exemplo para permitir a comparação das condições entre os coletores de uma mesma rede, é necessário proceder à conversão das anomalias detetadas para outro protocolo que o permita (Sousa, 2012).

6. FERRAMENTA DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO

6.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

No contexto da aplicação de estratégias de gestão do risco, em sistemas de drenagem de águas residuais, apresenta-se, no presente capítulo, a formulação de uma ferramenta de apoio à tomada de decisão. Concretamente, o propósito desta ferramenta consiste na análise e avaliação das consequências que, potencialmente, podem ser geradas por falhas em redes de coletores nos sistemas de drenagem de águas residuais. Tendo em conta a magnitude e extensão dos impactos provocados, esta procura incentivar a inclusão de informação relativa às envolventes dos ativos nas bases de dados das entidades gestoras, estimulando a sua introdução nas estratégias de gestão do risco.

Apesar de, geralmente, todas as consequências estarem associadas a custos, o objetivo desta ferramenta não é calcular os custos financeiros diretos provocados por falhas em coletores. A ferramenta sugerida pretende, fundamentalmente, classificar o nível de importância dos impactos indiretos e não necessariamente financeiros provocados por falhas, através da ponderação de um conjunto de fatores. Desta forma, a ferramenta estabelece uma comparação entre troços, identificando aqueles que apresentam maior potencial, em termos relativos, para gerar impactos gravosos.

Com o intuito de contornar as dificuldades sentidas na implementação deste tipo de metodologias, nomeadamente ao nível financeiro e de recursos necessários, a ferramenta proposta permite a sua aplicação com recurso a informação limitada. Deste modo, a ferramenta não exige a recolha de grandes quantidades de informação adicional para além daquela que já faz parte das bases de dados da maioria das entidades gestoras.

Apesar de ter sido formulada para redes de coletores de drenagem de águas residuais, não se limita a aplicação desta ferramenta a outro tipo de ativos físicos. Contudo, a aplicação deste procedimento pode implicar o ajuste ou a modificação de alguns indicadores considerados de interesse para a análise em função das especificidades de cada sistema e/ou ativo físico.

Conjuntamente, no presente capítulo apresenta-se um procedimento de quantificação do nível risco. Este procedimento foi estabelecido com recurso à ferramenta enunciada e a uma metodologia de cálculo da verosimilhança de falha. A aplicação do procedimento de quantificação do nível risco, apresentado com mais detalhe no subcapítulo seguinte, tem o intuito de identificar os troços que, numa determinada rede, apresentam o pior balanço entre a verosimilhança e as consequências de falha, auxiliando a priorização dos coletores prioritários em termos de intervenção.

6.2 PROCEDIMENTO DE QUANTIFICAÇÃO DO NÍVEL DE RISCO

O procedimento de quantificação do nível de risco de falha em coletores de drenagem de águas residuais adotado baseia-se, essencialmente, em três etapas principais:

- análise e classificação da verosimilhança de falha;
- análise e classificação das consequências da falha;
- combinação das avaliações anteriores para quantificação do nível de risco.

O mecanismo de fusão das avaliações mencionadas encontra-se resumido na Figura 6.1.

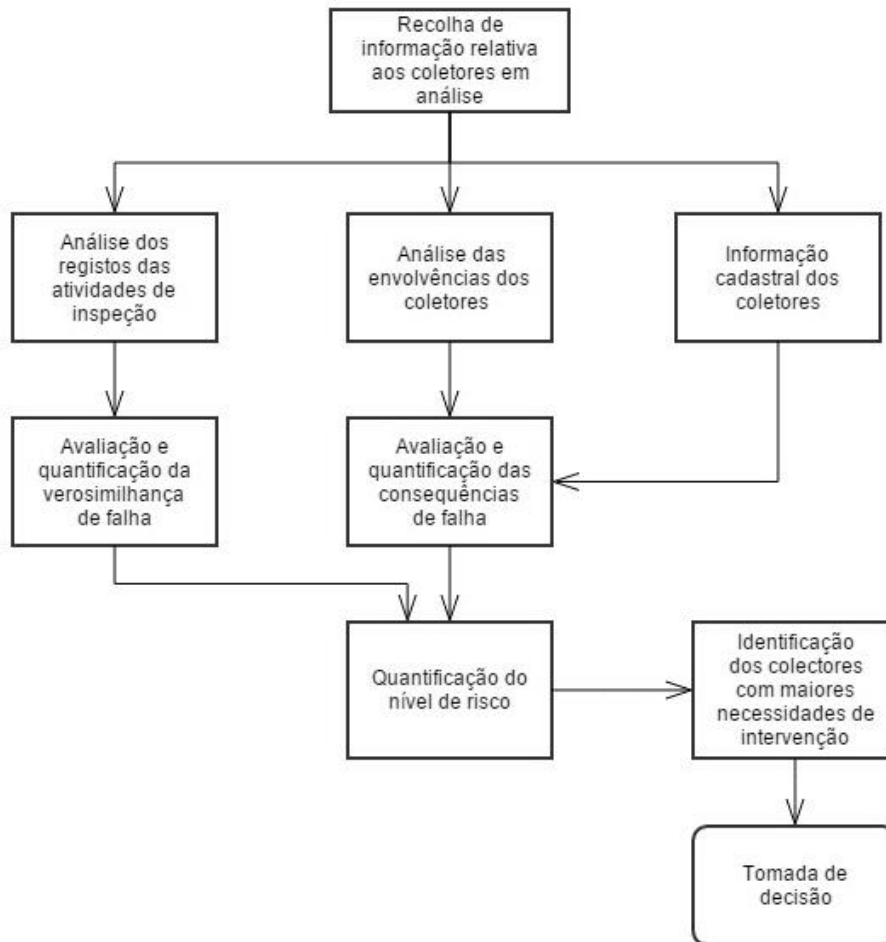


Figura 6.1 - Metodologia adotada para quantificação do nível de risco

Para classificar o nível de risco através da combinação das avaliações efetuadas no contexto da quantificação da verosimilhança e das consequências de falha, este procedimento propõe a utilização de uma matriz de risco (Tabela 6.1). Em função da combinação das avaliações referidas anteriormente, os coletores alvo de análise deverão ser classificados segundo três níveis:

- risco reduzido;
- risco médio;
- risco elevado.

Com base nesta classificação, os coletores avaliados com nível de risco elevado (coletores críticos) devem ser considerados pela entidade gestora como prioritários nas atividades de intervenção.

Tabela 6.1 - Matriz de risco adotada para quantificação do nível de risco

Verossimilhança de falha	Consequências da falha				
	1	2	3	4	5
1	Risco Reduzido	Risco Reduzido	Risco Reduzido	Risco Médio	Risco Médio
2	Risco Reduzido	Risco Reduzido	Risco Médio	Risco Médio	Risco Médio
3	Risco Reduzido	Risco Médio	Risco Médio	Risco Médio	Risco Elevado
4	Risco Médio	Risco Médio	Risco Médio	Risco Elevado	Risco Elevado
5	Risco Médio	Risco Médio	Risco Elevado	Risco Elevado	Risco Elevado

6.3 DETERMINAÇÃO DA VEROSIMILHANÇA DE FALHA

Para determinar o nível de risco numa rede de coletores de um qualquer sistema de drenagem de águas residuais foi necessário definir uma metodologia para calcular as verossimilhança de falha. A metodologia adotada foi proposta por Gomes (2013). Nesta metodologia Gomes (2013) sugere que a avaliação e quantificação da verossimilhança de falha em coletores sejam efetuadas com recurso à informação relativa à condição dos coletores, obtida através das inspeções realizadas, numa escala de 1 a 5.

A Norma Europeia EN13508-2 estabelece uma base comum para elaborar os registos das atividades de inspeção ao nível da Comunidade Europeia. Sabendo de antemão as limitações associadas a esta norma, selecionou-se a metodologia enunciada, que permite a conversão os sistemas de codificação para diferentes protocolos. Mais concretamente, esta metodologia propõe uma abordagem que permite converter a codificação referente ao registo de anomalias detetadas durante as inspeções segundo a Norma Europeia EN13508-2, na codificação adotada pelo protocolo WRc, possibilitando a classificação quantitativa das anomalias detetadas, recorrendo para isso a pesos e valores padrão (Figura 6.2). Adicionalmente, através da classificação dessas anomalias, o WRc permite estabelecer uma classificação da condição dos coletores, com vista à formulação de conclusões relativas à análise da verossimilhança de falha.

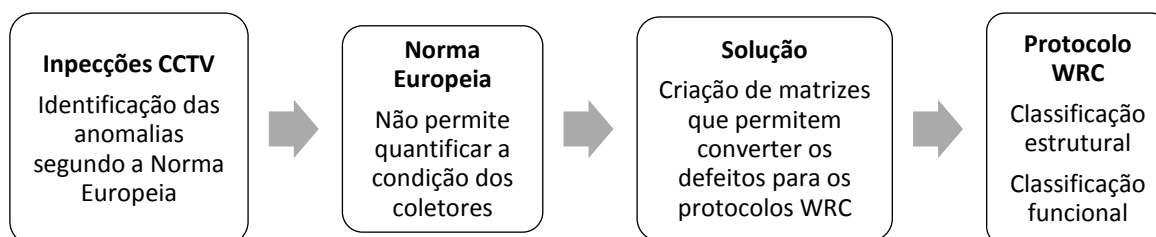


Figura 6.2 - Metodologia sugerida por Gomes (2013)

Para proceder à conversão e classificação das anomalias e dos respetivos coletores segundo o protocolo WRc, Gomes (2013) recomenda a criação de uma folha de cálculo em excel, de modo a automatizar todas tarefas exigidas. Depois de reunida a informação relativa as atividades de inspeção, a folha de cálculo deve garantir o processamento das seguintes etapas:

- determinação dos códigos completos das anomalias segundo a Norma Europeia EN 13508-2;
- conversão das anomalias detetadas segundo a codificação Norma Europeia EN 13508-2, para o protocolo de inspeção WRc;
- atribuição de classificações às anomalias detetas, em função dos códigos das anomalias obtidos, na etapa anterior, e das respetivas severidades, definidas no relatório de inspeção;
- classificação dos coletores segundo a Equação 5.1, a Equação 5.2, a Tabela 5.2 e a Tabela 5.3.

O processo desenvolvido na quantificação da verosimilhança de falha está exemplificado na Figura 6.3.

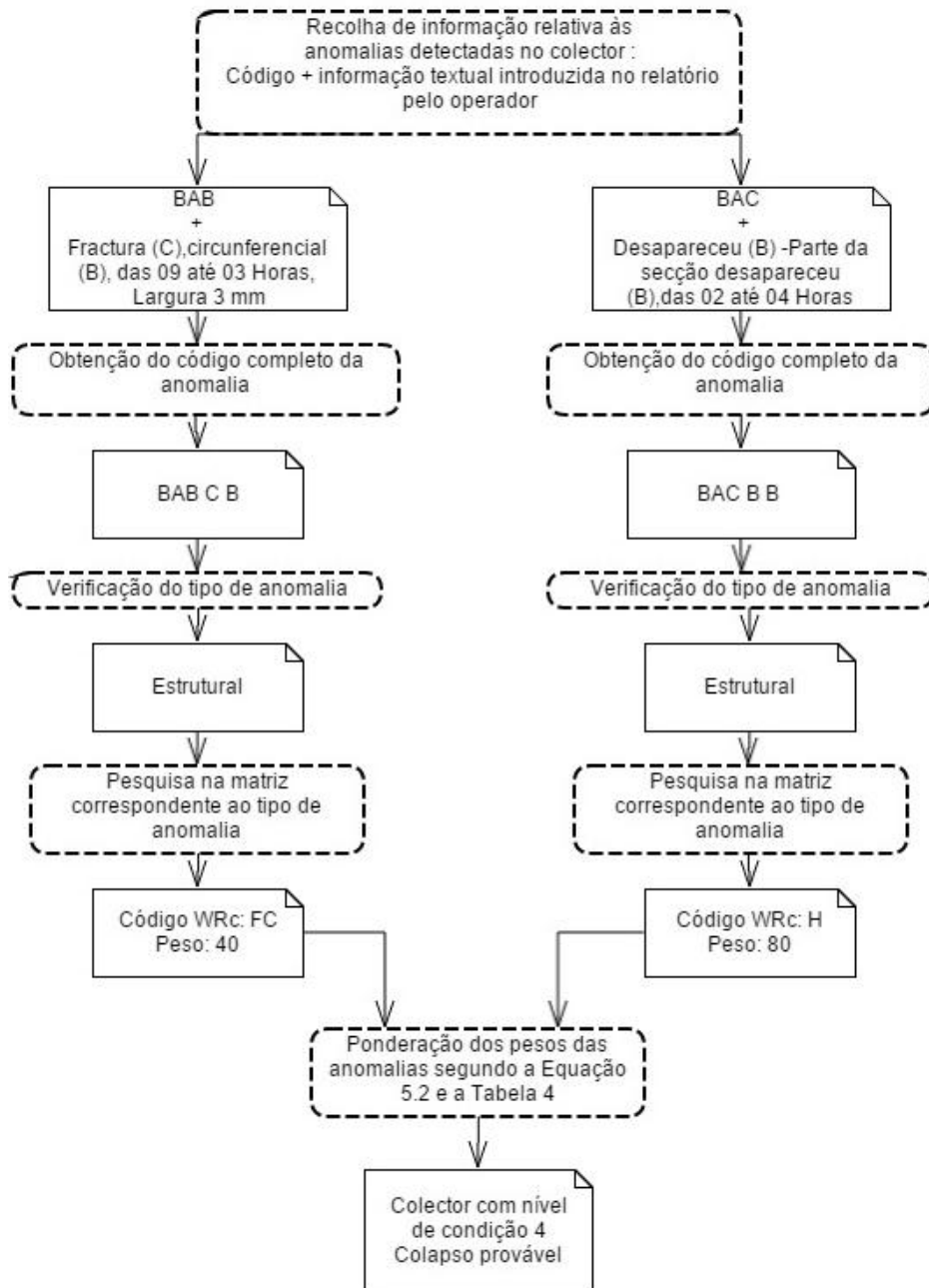


Figura 6.3 - Exemplo do processo de classificação da verosimilhança de falha de um colector

6.4 DETERMINAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS DA FALHA

6.4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

No contexto da quantificação do nível de risco, descreve-se, no presente subcapítulo, o mecanismo de elaboração da ferramenta de quantificação e avaliação das consequências provocadas por uma falhas em coletores, de sistemas de drenagem de águas residuais, desenvolvida na presente dissertação.

A ferramenta desenvolvida recorre a uma abordagem de decisão multicritério, através de um sistema de classificação por pesos, na qual são avaliados um número finito de indicadores de risco em função das várias situações em que os coletores se podem encontrar. Nesta o processo de quantificação das consequências das falhas é igual independentemente de se tratar de um entupimento ou de um colapso. Posto isto, a sua formulação baseou-se em três etapas principais:

- definição de critérios do risco;
- definição de cenários;
- definição de pesos.

Numa fase inicial do desenvolvimento da ferramenta, foram identificados os fatores que se considerou influenciar significativamente os efeitos gerados por falhas em coletores, podendo torná-las mais, ou menos, gravosas do ponto de vista económico, social e ambiental. Considerou-se que essa influência poderia estar relacionada com a magnitude ou com a extensão dos impactos gerados. Designaram-se estes fatores como "critérios do risco".

Para possibilitar a caracterização dos coletores, em função dos critérios do risco, foi ainda necessário identificar um conjunto de alternativas, que pretendem distinguir todas as situações em que os coletores se podem encontrar. Designaram-se estes conjuntos de alternativas como "cenários".

A identificação dos critérios do risco e dos respetivos cenários teve o intuito de descrever, da melhor forma, a situação em que o coletor se pode encontrar, uma vez que se acredita que esta é, em parte, responsável pela importância dos impactos gerados por uma falha.

Numa fase final, foram atribuídos pesos aos critérios do risco e aos cenários. A determinação destes pesos teve o intuito de atribuir um nível de importância a estes elementos, tornando possível a classificação dos coletores com base no impacto gerado por falhas.

Devido à elevada subjetividade associada à determinação das consequências da falha de um coletor de drenagem de águas residuais, durante o desenvolvimento da metodologia, recorreu-se à opinião de técnicos da SANEST, S.A..

6.4.2 DEFINIÇÃO DOS CRITÉRIOS DO RISCO

Antes de se dar início ao desenvolvimento da ferramenta foi necessário executar uma consulta alargada de estudos relacionados com a quantificação de consequências. Através de uma ampla análise constatou-se a existência de uma grande variabilidade de critérios do risco, no entanto concluiu-se que a grande maioria diz respeito a atributos físicos dos coletores e da sua localização (Tabela 6.2).

Tendo em conta os critérios identificados na Tabela 6.2 procedeu-se a análise com os técnicos da SANEST, S.A.. Nesta análise identificaram-se os seguintes critérios do risco para o contexto específico do sistema de drenagem da SANEST, S.A. :

- diâmetro dos coletores;
- profundidade dos coletores;
- impacto provocado na circulação;
- impacto provocado nas atividades das populações;
- impacto provocado no meio recetor;
- impacto provocado nas infraestruturas;
- coletores localizados em zonas com problemas de acesso;
- coletores localizados em áreas onde existe incompatibilidade da entidade gestora com o proprietário do terreno.

Tabela 6.2 - Critérios do risco definidos pelos diversos autores estudados

Critérios do risco	Salman (2010)	Hintz et al.(2007)	Moteleb (2010)	Halfawy et al (2008)	Nirmalkumar (2011)	Karlstruhe (2009)	WRc (2001)	WEF/ASCE (2009)	Mc Donal and Zhao (2001)
Idade dos coletores	x							x	
Profundidade dos coletores	x		x	x			x	x	
Diâmetro dos coletores	x		x	x				x	x
Material dos coletores	x			x			x	x	
Localização geral dos coletores	x							x	x
Coletores com problemas de acesso	x	x					x	x	
Condições do terreno onde se localizam os coletores	x			x			x	x	x
Coletores localizados em zonas com risco de desabamento	x		x						
Coletores localizados junto de zonas ambientalmente sensíveis (cursos de água)		x	x		x	x	x		
Coletores localizados em zonas turísticas							x		
Coletor localizado em zonas de lazer	x		x						
Coletor localizado em zonas comerciais	x					x	x		
Coletores localizado sob zona ferroviária	x						x		
Coletores localizados sob estradas			x	x	x	x	x		
Distância dos coletores a edifícios e pontes	x								
Coletores localizados junto a outras infraestruturas			x	x			x		
Coletores nas proximidades de escolas e hospitais			x	x			x		
Número de conexões laterais do coletores	x		x						
Localização do troço (número de secção)	x								
Função dos coletores (unitários ou separativos)							x		x
Nível de serviço prestado pelos coletores e número de queixas efetuadas pelos utilizadores	x								

A identificação destes critérios teve como base três perspectivas:

- impacto económico;
- impacto social;
- impacto ambiental.

Dado que alguns dos critérios do risco identificados, podem ser incluídos em múltiplas categorias, não se efetuou nenhuma divisão segundo estas três perspectivas. Por exemplo, a ocorrência de uma falha na proximidade de um rio, poderá ter consequências relevantes a nível ambiental, devido à contaminação inapropriada de corpos de água, mas, por outro lado, também poderá provocar impactos consideráveis a nível económico, associados ao pagamento de coimas relativas ao não cumprimento das obrigações relacionadas com a recolha, tratamento e eliminação das águas residuais urbanas. Sendo assim, os critérios do risco identificados, foram agrupados segundo o tipo de consequências que provocam (Tabela 6.3):

- impactos diretos;
- impactos indiretos;
- fatores de agravamento.

Nos impactos diretos, foram incluídos os critérios do risco que avaliam as consequências que resultam de uma simples causa efeito, provocadas diretamente pela ocorrência de uma falha.

Na categoria de impactos indiretos foram incluídos todos os critérios que avaliam os impactos gerados indiretamente por falhas. Por exemplo, a ocorrência de um colapso de um coletor junto a uma via rodoviária, pode gerar o abatimento do terreno, obrigando a um corte parcial ou total da via, originando atrasos no tráfego. Neste caso, o impacto provocado na circulação rodoviária consiste num impacto indireto do colapso, que surgiu devido à obstrução da via.

Relativamente à última categoria, nesta incluem-se os critérios que pretendem caracterizar as dificuldades impostas à ação das equipas responsáveis pelas atividades de intervenção dos coletores e, que acabam por provocar o agravamento do impacto gerado por falhas.

Tabela 6.3 - Categorização dos critérios do risco

Impactos diretos	Diâmetro dos coletores; Profundidade dos coletores.
Impactos indiretos	Impacto provocado na circulação; Impacto provocado nas atividades das populações; Impacto provocado no meio recetor; Impacto provocado nas infraestruturas.
Fatores de agravamento	Coletores localizados em zonas com problemas de acesso; Coletores localizados em áreas onde existe incompatibilidade de entidade gestora com o proprietário do terreno.

Dado que a importância da ocorrência de uma falha num coletor de drenagem de águas residuais, varia ao longo da rede, é necessário proceder à identificação de um conjunto de cenários que sejam capazes de descrever, em função de critérios do risco, as situações em que estes se encontram. Tornando possível definir quais os cenários que tornam um coletor mais, ou menos, perigoso, no que respeita as consequências provocadas por uma falha. Sendo assim, a cada critério do risco foram associados pelo menos dois cenários: um referente a uma situação onde o impacto gerado é elevado e outro referente a uma situação onde o impacto gerado é considerado como reduzido. Encontram-se representados na Tabela 6.4 a seleção de cenários executada para a formulação da ferramenta desenvolvida no âmbito da presente dissertação.

Tabela 6.4 - Descrição de cenários selecionados para caracterização dos critérios do risco

CRITÉRIOS DO RISCO	CENÁRIOS	DESCRIÇÃO DA SITUAÇÃO EM QUE SE ENCONTRA O COLETOR
Diâmetro dos coletores	≤ 400 mm	-
	< 400 - 800 mm ≤	
	< 800 - 1200 mm ≤	
	> 1200 mm	
Profundidade dos coletores	≤ 2 m	-
	< 2 - 4 m ≤	
	< 4 - 6 m ≤	
	< 6 - 8 m ≤	
	< 8 - 10 m ≤	
	> 10 m	
Impacto provocado na circulação	Impacto reduzido	Coletor localizado sob travessias de autoestradas ou vias férreas.
	Impacto médio	Coletor localizado sob estradas rurais, estradas municipais e passeios.
	Impacto elevado	Coletor localizado sob estradas de acesso a infraestruturas críticas (hospitais, escolas, centros comerciais) ou estradas nacionais.
	Não aplicável	Coletor que não se localiza junto às zonas descritas nas restantes alternativas.
Impacto provocado nas atividades das populações	Impacto reduzido	Coletor localizado em zonas de lazer ou em zonas residenciais.
	Impacto médio	Coletor localizado em zonas comerciais e em zonas industriais.
	Impacto elevado	Coletor localizado em zonas escolares, zonas hospitalares ou em zona de turismo.

CRITÉRIOS DO RISCO	CENÁRIOS	DESCRIÇÃO DA SITUAÇÃO EM QUE SE ENCONTRA O COLETOR
Impacto provocado no meio recetor	Impacto reduzido (balnear)	Coletor localizado a menos de 80 m da linha de costa
	Impacto elevado (balnear)	Coletor localizado a menos de 50 m da linha de costa.
	Impacto reduzido (linhas de água)	Coletor localizado a menos de 25 m da margem de uma ribeira.
	Impacto elevado (linhas de água)	Coletor localizado a menos de 10 m da margem de uma ribeira.
	Impacto elevado	Coletor localizado numa travessias de uma ribeira
	Não aplicável	Coletor localizado a mais de 80m da linha de costa ou a mais de 25m de uma ribeira
Impacto provocado nas infraestruturas	Impacto reduzido	Coletor localizado em zonas rurais.
	Impacto médio	Coletor localizado em zona urbana inclinada(Declive do terreno $\geq 5^\circ$).
	Impacto elevado	Coletor localizado em zona urbana plana (Declive do terreno $< 5^\circ$).
Coletores localizados em zonas com problemas de acesso	Agravamento baixo	Coletor localizado em zona sem problemas de acesso.
	Agravamento elevado	Coletor localizado em zona com problemas de acesso.
Coletores localizados em áreas onde existe incompatibilidade entre entidade gestora e o proprietário do terreno	Agravamento baixo	Coletor localizado em zona sem incompatibilidade.
	Agravamento elevado	Coletor localizado em zona com incompatibilidade.

DIÂMETRO

O primeiro critério do risco a ser selecionado foi o diâmetro dos coletores. Esta característica física, dos ativos, é considerada uma das mais importantes no estudo da afetação das consequências, uma vez que é explícita a relação existente entre o diâmetro do coletor, a capacidade de transporte e a quantidade de pessoas servidas pelo mesmo.

Coletores com diâmetros maiores têm maior capacidade de transporte, por este motivo, de modo geral, a ocorrência de uma falha põe em causa o serviço prestado a mais utilizadores, sendo o seu impacto significativamente maior do que quando a mesma falha ocorre num coletor de diâmetro inferior. Para além disso, a ocorrência de uma obstrução de um coletor poderá provocar a inundação do terreno envolvente, assim, quanto maior for o diâmetro do coletor, maior será a magnitude dos

estragos causados, uma vez que se pressupõe que a quantidade de efluente transportado também será maior.

Para o diâmetro foram identificados quatro cenários, que pretendem caracterizar as situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais. Para este critério, cada cenário corresponde a uma gama de diâmetros, que foi proposta em função dos diâmetros existentes na rede de drenagem do caso de estudo, da presente dissertação, no entanto esta apresenta-se muito semelhante às gamas utilizadas por outros autores, nos diversos estudos analisados.

PROFUNDIDADE

Em segundo lugar foi selecionado um critério que teve em vista a avaliação da profundidade a que se encontram os coletores. Este critério foi selecionado uma vez que o aumento da profundidade a que se encontram os coletores faz aumentar, proporcionalmente, o impacto provocado por uma determinada falha. A deteção de uma falha ou anomalia num coletor enterrado a grandes profundidades exige a execução de maior quantidade de trabalhos, necessários para proceder à eventuais correções, quando comparado com um coletor enterrado a pequenas profundidades.

Neste caso foram identificados seis cenários, que pretendem diferenciar as várias situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais. Neste caso, os cenários identificados, na presente ferramenta, correspondem a intervalos de profundidades. Estes intervalos foram estabelecidos com base nas profundidades dos coletores existentes na rede do caso de estudo, da presente dissertação, no entanto estes são muito semelhantes aos sugeridos por outros autores, nos diversos estudos analisados.

IMPACTO PROVOCADO NA CIRCULAÇÃO

O terceiro critério identificado teve a finalidade de avaliar os níveis de perturbações geradas por falhas localizadas junto a vias de circulação. Este critério foi selecionado uma vez que a deteção de uma falha ou anomalia, num dado coletor, poderá exigir a execução de trabalhos de reabilitação ou de operação e manutenção junto a vias de circulação, podendo provocar a interrupção total ou parcial das mesmas, perturbando a normal circulação diária. Este tipo de situação pode ocorrer durante a reparação de uma anomalia de um coletor, caso ocorra uma obstrução no interior do mesmo, que provoque a inundação da via, ou ainda caso ocorra o colapso total ou parcial do coletor, provocando a rutura do solo que o sustêm.

Relativamente a este critério, foram identificados quatro cenários, que diferenciam as situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- impacto reduzido;
- impacto médio;

- impacto elevado;
- não aplicável.

Neste caso, os cenários que caracterizam o posicionamento dos coletores, com potencial de falha, foram definidos em função da sua proximidade a vias férreas, vias de circulação automóvel e vias de circulação pedonal. Para caracterizar os diferentes cenários associados às vias de circulação automóvel, foram distinguidos três tipos vias, em função da rede viária em que as mesmas se inserem: rede rodoviária nacional (IP's e IC's), rede nacional de autoestradas e ainda estradas municipais. Esta distinção foi efetuada com base na importância das vias e com base nos volumes de tráfego que estas servem, uma vez que quanto maior for o número de pessoas prejudicadas por uma falha, maior serão os impactos gerados.

Ao contrário do que seria de esperar, nesta ferramenta, considera-se que a falha de coletores localizados sob autoestradas e linhas férreas geram impactos reduzidos, dado que segundo os técnicos da SANEST, S.A., todos os troços de coletores que se encontram nestas situações estão envolvidos por uma estrutura de proteção que fornece um maior suporte à via, em caso de colapso do coletor e que permite, adicionalmente, fácil acesso dos técnicos aos coletores, caso sejam detetadas anomalias.

Relativamente ao cenário que considera as situações de impacto médio, neste estão incluídos os coletores que se encontram sob estradas municipais ou sob passeios.

No último cenário, onde estão incluídas as situações de impacto elevado, estão englobados todos os coletores que se encontram sob as estradas pertencentes à rede rodoviária nacional. Adicionalmente, também estão incluídos neste cenário todos os coletores que se encontrem sob vias que estabeleçam o acesso a infraestruturas críticas, nomeadamente hospitais, escolas e centros comerciais. Finalmente, todos os coletores que não se encontram localizados junto de vias de circulação estão incluídos na alternativa designada como "não aplicável".

IMPACTO PROVOCADO NAS ATIVIDADES DAS POPULAÇÕES

O presente critério teve como objetivo avaliar a influência de falhas nas atividades diárias das populações. Este critério é de extrema importância, uma vez que é essencial, neste âmbito, ter conhecimento dos setores de atividade que podem ser afetados por uma falha, dado que estas podem implicar a suspensão forçada das respetivas atividades, provocando prejuízos significativos.

Neste, foram desenvolvidos quatro cenários, com o objetivo de distinguir as várias situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- impacto reduzido;
- impacto médio;
- impacto elevado.

Estes cenários permitem classificar a magnitude do impacto causado por uma falha de um coletor, em função da zona que estes servem.

Sendo assim, o primeiro cenário, que considera as situações de impacto reduzido, inclui os coletores localizados junto a zonas residenciais, uma vez que, estas quando comparadas com as restantes, são as que apresentam menor afluência de pessoas.

Relativamente ao segundo cenário, de impacto médio, este inclui todos os coletores localizados junto a zonas comerciais, dado que, nestas áreas funcionam, em conjunto, vários setores de atividade e adicionalmente são locais que apresentam elevada afluência populacional. Também estão incluídos nesta alternativa os coletores localizados em zonas industriais, dado que estes locais, de modo geral, apresentam elevado interesse económico, sendo que a interrupção dos seus serviços se tornaria muito pejorativa.

No terceiro cenário, que considera as situações de elevado impacto, estão incluídos os coletores que se encontram em zonas escolares, hospitalares e hoteleiras, dado que o contanto do efluente transportado por estes coletores é extremamente prejudicial para a saúde, principalmente para um conjunto de pessoas que são consideradas de risco, como sejam crianças, doentes crónicos e idosos. Adicionalmente, também os locais de turismo estão incluídos neste cenário, uma vez que são estes que "dão a cara" pela cidade ou região em questão.

IMPACTO PROVOCADO NO MEIO RECETOR

Outro dos critérios identificados tem o propósito de avaliar os efeitos nocivos gerados por falhas em coletores junto a cursos de água. A ocorrência de uma falha junto a estes locais é de extrema perigosidade e altamente poluente, dado que o comprometimento de corpos de água devido a descargas de esgoto bruto provoca efeitos altamente prejudiciais para vida humana e para vida aquática, sendo uma das principais preocupações ambientais no setor da drenagem.

Para avaliar o impacto provocado no meio recetor foram considerados seis cenários, com o intuito de diferenciar as diferentes situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- não aplicável;
- associados à proximidade de linha de costa:
 - impacto reduzido,
 - impacto elevado;
- associados à proximidade de ribeiras:
 - impacto reduzido,
 - impacto elevado;
- associados a travessias de ribeiras:
 - impacto elevado.

Estes cenários consistem na caracterização das diferentes situações associadas à localização dos coletores relativamente a linhas de costas e a ribeiras.

Na ferramenta apresentada apenas se considerou a proximidade dos coletores, com potencial de falha, relativamente a linhas de costa e ribeiras. No entanto para que esta metodologia se adeque a diferentes redes de drenagem de águas residuais, localizadas em áreas com diferentes características à do caso de estudo, da presente dissertação, estes cenários devem ser ajustados, por exemplo, devido à presença de rios ou lagos.

Para definir qual o nível de proximidade adequado, isto é, qual a distância que salvaguarda os cursos de água, recorreu-se às dimensões das margens, associadas ao conceito do domínio público hídrico, nomeadamente balnear e de linhas de água.

Relativamente aos coletores localizados nas imediações de linhas de costa, consideraram-se dois tipos de impacto. No cenário que considera as situações de impacto elevado incluem-se todos os coletores que se encontram no interior da zona de domínio hídrico balnear (raio de 50m em torno de linhas de costa). Para o segundo cenário, de impacto reduzido, sugeriu-se a inclusão de uma faixa adicional com dimensão de 30m. Sendo assim, todos os coletores que se encontrem a mais de 50m da linha de costa, ou seja, fora do domínio hídrico balnear, mas que se encontrem a menos de 30m desse limite, e portanto a menos de 80m da linha de costa, são incluídos na alternativa de impacto reduzido.

No caso de coletores localizados próximos de ribeiras, consideraram-se novamente dois tipos de impacto. No cenário que considera as situações de impacto elevado incluem-se todos os coletores que se encontram na zona de domínio hídrico (raio de 10m em torno de ribeiras). No segundo cenário, de impacto reduzido, sugeriu-se a inclusão de uma faixa adicional de 15m. Sendo assim, todos os coletores que se encontrem a mais de 10m da linha de costa, ou seja, fora do domínio hídrico de linhas de água, mas que se encontrem a menos de 15m desse limite, e portanto a menos de 25m da linha de costa, são incluídos na alternativa de impacto reduzido.

Finalmente, no cenário "não aplicável", estão incluídos todos os coletores que não se localizam nas zonas referidas nos cenários anteriores, e que por esse motivo se considera não terem impacto significativo em cursos de água.

IMPACTO PROVOCADO NAS INFRAESTRUTURAS

O sexto critério identificado teve o intuito avaliar os efeitos da ocorrência de falhas de coletores provocados em infraestruturas. Este critério foi selecionado uma vez que a obstrução ou colapso de um coletor pode provocar a inundação da zona superficial envolvente, prejudicando as infraestruturas próximas, que por não estarem preparadas para sofrer a ação de esgoto bruto são danificadas significativamente.

Neste foram identificados três cenários, com objetivo de especificar todas as situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- impacto reduzido;
- impacto médio;
- impacto elevado.

O primeiro cenário, ou seja, o que considera as situações de menor impacto, incluem-se os coletores localizados em zonas rurais. Considerou-se reduzido o impacto gerado nas infraestruturas existentes em meios rurais uma vez, na generalidade dos casos, estes locais contêm um número de infraestruturas muito reduzido.

O segundo e terceiro cenário, incluem todos os coletores que perante um evento de falha provocam, respetivamente, impactos médios e elevados nas infraestruturas próximas. Nestas duas alternativas, estão incluídos os coletores localizados em zonas urbanas, dado que a maior parte das infraestruturas existentes encontram-se nestes locais. A diferença entre as duas alternativas foi estabelecida em função do declive do terreno onde se localizam os coletores em análise. Considerou-se, por isso, que uma zona urbana plana têm maior potencial para sofrer consequências a nível das infraestruturas, do que uma zona urbana inclinada. Isto porque, perante uma falha de um coletor, que provoque a inundação das áreas envolventes, uma zona com maior inclinação tem maior capacidade de escoar o efluente para longe, salvaguardado as infraestruturas locais, contrariamente a zona plana, onde o efluente fica mais concentrado numa determinada área, acabando por danificar de forma bem mais significativa as infraestruturas adjacentes.

Nesta ferramenta consideraram-se como planas, zonas com declives menores a cinco graus. Sendo que, as restantes situações deverão ser consideradas como zonas inclinadas. Para definir esta escala recorreu-se a elementos da proteção civil da cidade de Lisboa (<http://www.cm-lisboa.pt/viver/seguranca/protecao-civil-e-socorro/riscos-da-cidade> acedido a 03/12/2014).

COLETORES LOCALIZADOS EM ZONAS COM PROBLEMAS DE ACESSO

O seguinte critério a ser selecionado foi sugerido pelos técnicos da SANEST, S.A., este tem o objetivo de avaliar o impacto provocado por uma falha de um determinado coletor com base sua localização, nomeadamente em função da existência, ou não, de problemas de acesso ao local onde este se encontra enterrado. A seleção deste critério está relacionada com os problemas gerados às entidades gestoras, dado que a ocorrência de uma falha de um coletor em locais com dificuldades de acesso prejudica, significativamente, as atividades de reabilitação e de operação manutenção, sendo que em muitos casos não permite a intervenção maquinaria pesada, utilizada neste tipo de atividades. Para avaliar este problema, a ferramenta desenvolvida propõe a avaliação do risco de deslizamento associado à localização dos coletores.

Deve-se salientar que, adicionalmente, aos problemas associados às atividades de intervenção, a ocorrência de um colapso de um coletor localizado em zonas com risco de deslizamento poderá

promover a mobilização do solo, prejudicando não só o sustento da rede de coletores imediatamente a jusante e a montante do troço em análise, mas também todas as atividades e infraestruturas que possam existir na área envolvente.

Relativamente a este critério foram desenvolvidos dois cenários, com objetivo de distinguir as diferentes situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- agravamento baixo;
- agravamento elevado.

Estes cenários foram definidos em função da existência, ou não, de problemas de acesso aos locais onde se encontram os coletores em análise.

No primeiro cenário incluem-se os coletores localizados em terrenos onde não existe risco de deslizamento, sendo que no segundo cenário incluem-se todos os coletores localizados junto a áreas propícias à ocorrência deste tipo de mecanismos, com declives extremamente fortes, superiores a quarenta graus.

Para definir a escala adotada foram analisados vários elementos relativos a planos de ordenamento e a estudos efetuados sobre deslizamentos de vertentes. Para além de se ter recorrido a estes elementos, ainda foi executada uma verificação da escala adotada através do histórico deste tipo de ocorrências na rede de coletores da SANEST, S.A..

COLETORES LOCALIZADOS EM ÁREAS ONDE EXISTE INCOMPATIBILIDADE ENTRE A ENTIDADE GESTORA E O PROPRIETÁRIO DO TERRENO

Finalmente, este último critério foi sugerido pelos técnicos da SANEST, S.A., e tem como intuito avaliar o impacto provocado pela ocorrência de falhas em coletores, com base na relação existente entre a entidade gestora e os proprietários dos terrenos onde estes se localizam. A necessidade de considerar este critério prende-se com o facto de que o impacto gerado por uma falha, poderá ser significativamente superior nos casos em que os proprietários não facilitem as intervenções da entidade gestora. O facto de que os proprietários dos terrenos, nos quais se encontram os coletores, não permitam a entrada dos técnicos, responsáveis pelas atividades de operação e manutenção, nos seus terrenos faz com que exista um total desconhecimento de certos troços da rede de drenagem. O desconhecimento da condição do coletor, potencia a ocorrência de falhas, uma vez que permite o desenvolvimento de anomalias. Para além disso, a ocorrência de uma obstrução num coletor que se encontre nesta situação, ou seja, onde não sejam permitidas as análises de condição, poderá provocar a inundação de zonas a montante do mesmo, fazendo com que a identificação da origem desta anomalia seja feita tardiamente, aumentando o nível de perturbações geradas.

Para este critério foram desenvolvidos dois cenários, com intuito de especificar as diferentes situações que se podem registar na análise de uma rede de coletores de um sistema de drenagem de águas residuais:

- agravamento baixo;
- agravamento elevado.

Estes cenários foram definidos em função existência, ou não, de incompatibilidades entre os proprietários dos terrenos e as entidades gestoras, de tal modo que seja posta em causa a condição de vários segmentos da rede.

Sendo assim, os coletores designados como "sem agravamento" correspondem aqueles que se localizam em zonas onde não existe qualquer tipo de incompatibilidade da entidade gestora com o proprietário do terreno onde estes se localizam.

No segundo cenário, estão incluídos os coletores que se localizam em terrenos onde existe este tipo de incompatibilidade, e que por esse motivo se considera que para estes ocorre um agravamento dos impactos provocados por uma falha.

6.4.3 DEFINIÇÃO DE PESOS

Para atribuir uma classificação aos coletores, em função do nível de consequências que uma falha pode potenciar, a ferramenta recorre à classificação dos critérios e respetivos cenários através atribuição de pesos.

A primeira etapa da definição de pesos consistiu na classificação de cada critério do risco em função do grau de importância dos impactos que este avalia. Visto que os critérios do risco pretendem avaliar, segundo várias perspetiva, o nível de impacto gerado por uma falha é fundamental ter consciência de que nem todos têm o mesmo grau de importância. Por este motivo, não devem ser atribuídos pesos iguais a todos os critérios do risco. Aos critérios do risco com maior repercussão a nível dos impactos, foram atribuídos pesos superiores, pelo contrário, aos critérios que demonstram conter uma menor influência nos impactos gerados foram atribuídos com pesos inferiores.

A segunda etapa da definição de pesos consistiu na classificação dos cenários. Por existirem cenários com maior impacto que outros, os pesos definidos para cada um devem ser diferentes, sendo que aos cenários que consideram situações com maior potencial para causar efeitos negativos, foram atribuídos pesos superiores. Pelo contrário, aos cenários que representam situações menos prejudiciais foram atribuídos pesos inferiores.

Tendo em conta a opinião dos técnicos da SANEST, S.A., os pesos relativos aos critérios e respetivos cenários encontram-se representados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 - Classificação de critérios do risco e respetivos cenários

Peso do critério	Critério	Cenário	Peso do cenário
20	Diâmetro dos coletores	Inferior ou igual a 400 mm	15
		Inferior ou igual a 800 mm	35
		Inferior ou igual a 1200 mm	65
		Superior a 1200 mm	100
14	Profundidade dos coletores	Inferior ou igual a 2 m	5
		Inferior ou igual a 4 m	15
		Inferior ou igual a 6 m	25
		Inferior ou igual a 8 m	45
		Inferior ou igual a 10 m	70
		Superior a 10 m	100
11	Impacto provocado na circulação	Impacto reduzido	20
		Impacto médio	50
		Impacto elevado	100
		Não aplicável	0
7	Impacto provocado nas atividades das populações	Impacto reduzido	20
		Impacto médio	50
		Impacto elevado	100
16	Impacto provocado no meio recetor	Impacto reduzido (balnear)	15
		Impacto elevado (balnear)	40
		Impacto reduzido (linhas de água)	50
		Impacto elevado (linhas de água)	75
		Impacto elevado	100
		Não aplicável	0
8	Impacto provocado nas infraestruturas	Impacto reduzido	20
		Impacto médio	50
		Impacto elevado	100
15	Coletores localizados em zonas com problemas de acesso	Agravamento baixo	20
		Agravamento elevado	100

Peso do critério	Critério	Cenário	Peso do cenário
9	Coletores localizados em áreas onde existe incompatibilidade entre entidade gestora e o proprietário do terreno	Agravamento baixo	10
		Agravamento elevado	100

A ferramenta enunciada considera que o diâmetro dos coletores é o critério do risco com maior importância no âmbito da análise. Nesta considerou-se que 20% do impacto provocado, por uma falha de um coletor de drenagem de águas residuais, tem origem neste critério. Esta conclusão é adequada e de fácil entendimento, uma vez que o número de pessoas afetadas pela interrupção do serviço e a quantidade de efluente em causa (ambos dependentes do diâmetro) são dois dos fatores com maior importância no impacto de uma falha.

6.4.4 CLASSIFICAÇÃO DOS COLETORES

Para classificar os coletores com base nas suas potenciais consequências de falha, esta ferramenta propõe uma abordagem através de um sistema de classificação por pesos. Para determinar esta classificação a ferramenta recorre à abordagem representada pela Equação 6.1 e pela Tabela 6.6. Onde "m" representa o número cenários e "n" representa o número os critérios do risco, A_1 a A_m representam o conjunto de cenários correspondentes aos critérios do risco, C_1 a C_n . Adicionalmente, W_1 a W_n representam o peso atribuído a cada critério do risco e a_{11} a a_{mn} representam o peso atribuído a cada cenário.

$$\text{Classificação} = \sum_{j=1}^n a_{ij} \times W_j \quad 6.1$$

Para definir a condição do coletor em função das suas consequências de falha, de modo semelhante à avaliação da condição associada à verosimilhança de falha, a ferramenta desenvolvida promove a conversão dos valores obtidos através da Equação 6.1 numa escala de 1 a 5, como representado na Tabela 6.7. Desta forma os coletores classificados como nível 5 representam os troços em piores situações, isto é, aqueles que, no caso de ocorrer uma falha, terão um maior potencial para causar estragos. Da mesma forma, os coletores classificados como nível 1, representam os troços que, em caso de falha, demonstram potencial reduzido para causar efeitos prejudiciais.

Tabela 6.6 - Metodologia multicritério desenvolvida no âmbito desta dissertação

Crítérios	Peso do critério	Cenário	Peso do cenário
C ₁	W ₁	A ₁	a ₁₁
		A ₂	a ₁₂
	
		A _m	a _{1m}
C ₂	W ₂	A ₁	a ₂₁
		A ₂	a ₂₂
	
		A _m	a _{2m}
...
C _n	W _n	A ₁	a _{n1}
		A ₂	a _{n2}
	
		A _m	a _{nm}

Tabela 6.7 - Conversão dos valores determinados através da aplicação da Equação 6.1 numa escala de 1 a 5

Classificação obtida pela Equação 6.1	Classificação final do coletor
[0;0,2[1
[0,2;0,4[2
[0,4;0,6[3
[0,6;0,8[4
[0,8;1[5

Na formulação da ferramenta apresentada, considerou-se adequado considerar que em situações específicas, alguns coletores deveriam ser classificadas de nível 5, independentemente dos valores obtidos, isto porque se considera que alguns coletores merecem uma constante observação, devido à elevada perigosidade que apresentam em eventos de falha. Este problema foi discutido com os técnicos da SANEST, S.A., tendo sido identificadas as seguintes situações:

- coletores que apresentem impacto elevado no meio recetor;
- coletores com diâmetros superiores a 800mm com impacto elevado nas atividades das populações;
- coletores com diâmetros superiores a 800mm com impacto elevado nas infraestruturas;
- coletores com diâmetros superiores a 800mm com impacto elevado na circulação.

7. CASO DE ESTUDO

7.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O presente caso de estudo consistiu na aplicação da ferramenta de quantificação e avaliação das consequências, enunciada no subcapítulo 6.4, em alguns troços da rede de coletores do sistema de drenagem da SANEST, S.A.. Adicionalmente, para os mesmos coletores, procedeu-se, através da combinação dos resultados obtidos através da aplicação da ferramenta enunciada anteriormente e da metodologia proposta por Gomes (2013), referida no subcapítulo 6.3, à quantificação do nível de risco existente, de acordo com o procedimento apresentado no subcapítulo 6.2.

Com vista à priorização dos coletores, os resultados obtidos, através das três avaliações enunciadas, pretendem servir de suporte à identificação dos troços com maiores necessidades de intervenção.

7.2 SISTEMA DE DRENAGEM DA SANEST, S.A.

A SANEST - Saneamento da Costa do Estoril, S.A. é a empresa responsável pela construção, gestão e exploração do Sistema Multimunicipal de Saneamento da Costa do Estoril, em regime de concessão, até ao ano de 2020. Esta tem como objetivo a recolha, o tratamento e a rejeição final das águas residuais urbanas provenientes de cerca de 800000 habitantes-equivalentes. Na totalidade o sistema gerido pela SANEST, S.A. abrange uma área total de cerca de 220 km², correspondendo à totalidade do município de Cascais, grande parte dos municípios de Oeiras e Sintra e ainda uma pequena parte do município da Amadora (Figura.7.1).



Figura.7.1 - Mapa do sistema de drenagem da SANEST, S.A.

Deste sistema fazem parte:

- 20 emissários, instalados ao longo das principais linhas de água, com um comprimento total de 120 km;
- 1 intercetor geral, que drena os efluentes recolhidos pelos emissários, com uma extensão total de 24.7 km, que se desenvolve ao longo de toda a linha de costa desde Linda-a-Velha até à ETAR da Guia, em Cascais, onde o efluente é devidamente tratado e descarregado para o Oceano Atlântico a uma profundidade de 45 m, através de um emissário submarino com 2.7 km de extensão;
- 9 estações elevatórias.

7.3 EMISSÁRIOS EM ESTUDO

Dos vinte emissários da rede de drenagem da SANEST, S.A. foram avaliados, no presente caso de estudo, os seguintes emissários:

- Caparide;
- Castelhana;
- Laje;
- Marianas;
- Mochos;
- Sassoeiros.

Dado que o principal objetivo do presente caso de estudo consistiu na aplicação da ferramenta desenvolvida no âmbito da avaliação das consequências de falha, e visto que se considerou que as extensão e a magnitude das consequências são, em parte, influenciadas pela localização dos coletores, os emissários referidos foram selecionados de forma a poder abranger diferentes tipologias de localização, retratando da melhor forma a rede de drenagem.

Devido à existência de diversos erros nos registos de informação cadastral e nos relatórios de inspeção, foi necessário excluir alguns coletores da análise, e por esse motivo não foi possível proceder à análise da totalidade dos emissários selecionados (Figura 7.2). Os erros referidos surgiram associados a incongruências no cruzamento de dados entre informação cadastral e dados de inspeção, impedindo que se estabelecesse um procedimento automatizado das operações de classificação. Adicionalmente, a identificação de erros nos registos das inspeções, associados à aplicação do sistema de codificação da Norma Europeia EN 13508-2, também levou à exclusão de alguns coletores da análise. O procedimento de exclusão encontra-se representado na Figura 7.3.

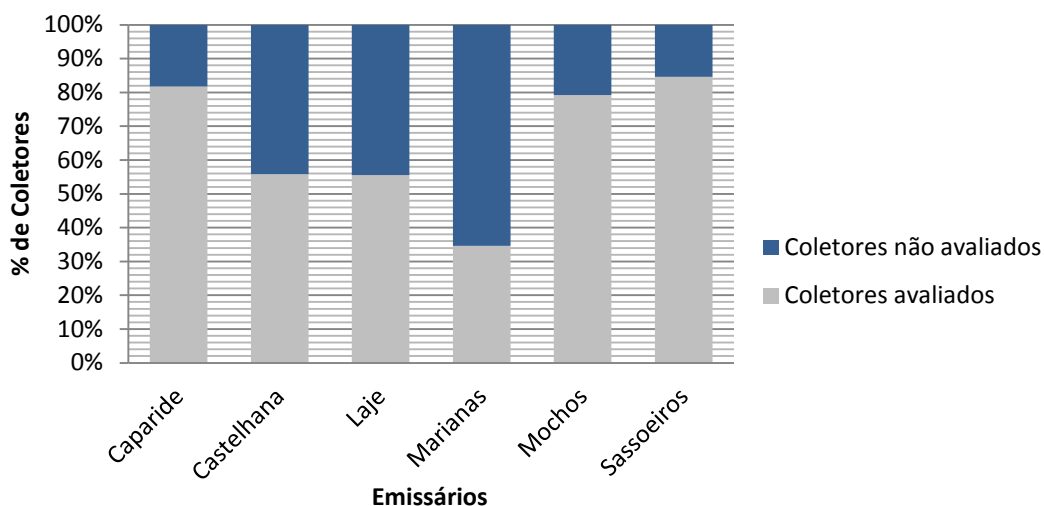


Figura 7.2 - Percentagem de coletores avaliados em cada emissário

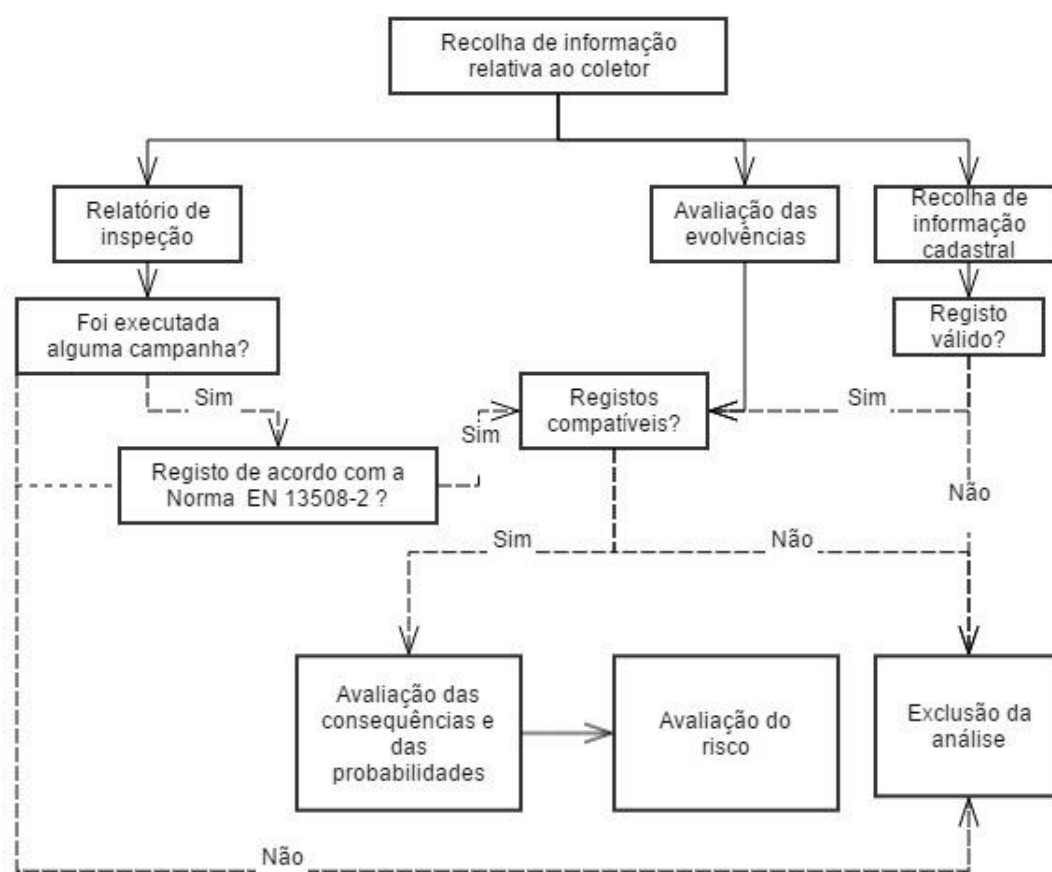


Figura 7.3 – Procedimento de exclusão de dados da análise

7.4 APLICAÇÃO DA FERRAMENTA

7.4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A aplicação da ferramenta, apresentada no subcapítulo 6.4, exigiu a recolha e tratamento de uma quantidade de informação significativa, como tal recorreu-se ao:

- ArcGis para reunir toda a informação relativa à posição dos elementos e áreas de interesse para o estudo;
- Google Earth para identificar os elementos e as áreas de interesse para o estudo, sobre os quais não se tinha qualquer tipo de informação em ArcGis;
- Excel para tratar os dados obtidos através de análises realizadas no ArcGis e no Google Earth.

Para simplificar a aplicação da metodologia, que está na base da ferramenta enunciada, desenvolveu-se em Excel uma folha de cálculo capaz de reunir toda a informação necessária, convertendo-a, de forma automática, na classificação final e individual de cada coletor.

7.4.2 RECOLHA DE DADOS

Para proceder à aplicação da ferramenta apresentada foi necessário reunir um conjunto de informações relativas à rede de coletores em análise. Grande parte dessa informação, foi fornecida pela SANEST, S.A.. Os elementos fornecidos descrevem-se em seguida:

- Em formato, *.shx*, utilizado para exibir dados geográficos em SIG:

- camada associada à localização das ribeiras existentes na zona de estudo (Figura 7.4);
- camada associada à localização dos emissários;
- camada de altimetrias da zona em estudo (Figura 7.5);
- camada dos concelhos e freguesias da zona em estudo.

Associada a camada dos emissários, foram fornecidos também todos os dados relativos a elementos cadastrais dos coletores, nomeadamente as designações, os diâmetros e as profundidades.



Figura 7.4 - Mapa da zona de estudo com camadas dos concelhos, emissários e ribeiras

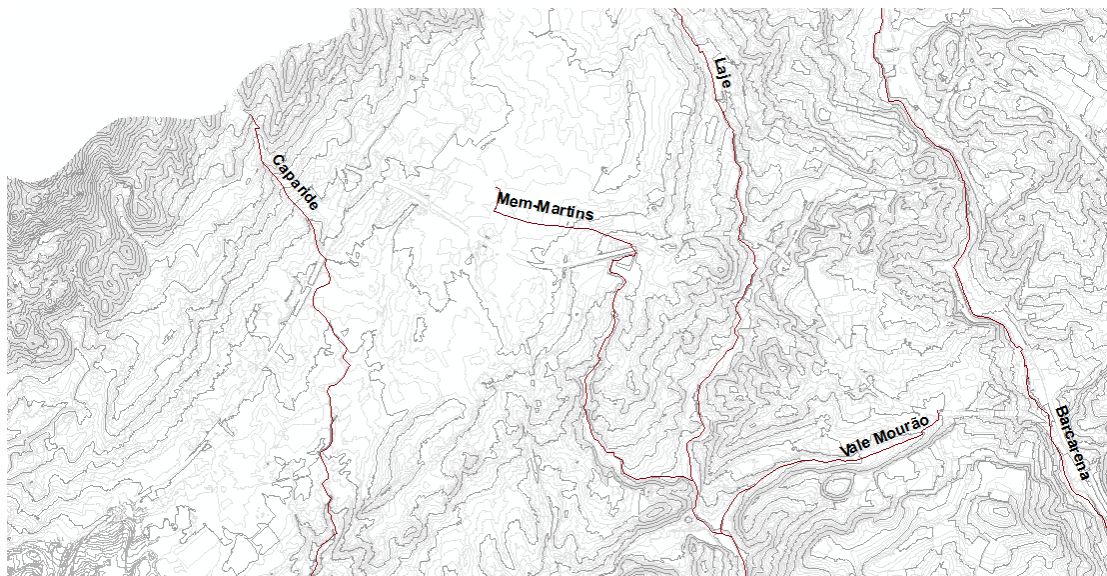


Figura 7.5 - Camada altimétrica utilizada na caracterização dos critérios do risco

- Em formato, *.kml*, utilizado para exibir dados geográficos no Google Earth:

- camada associada à localização dos emissários (Figura 7.6).

- Base de dados com informações relativas aos coletores que se localizam em zonas onde existe incompatibilidade da entidade gestora com o proprietário do terreno.

Ainda no contexto da aplicação da ferramenta, foi exigida a recolha de informação adicional, relevante para o caso de estudo, nomeadamente:

- localização de zonas comerciais, indústrias, escolares, hospitalares e hoteleiras;
- localização de vias rodoviárias e vias férreas;
- localização de passeios;
- identificação de zonas urbanas e zonas rurais.



Figura 7.6 - Camada associada à localização dos emissários representada no Google Earth

7.4.3 ABORDAGENS ADOTADAS

Para efetuar a classificação das consequências geradas por falhas, de acordo com a ferramenta apresentada, foi necessário formular várias abordagens para caracterizar individualmente cada coletor, em função dos critérios do risco identificados na Tabela 6.4:

- no caso do diâmetro e da profundidade, recorreu-se ao tratamento de informação cadastral dos emissários em análise;
- no caso dos impactos provocados nas atividades das populações, no meio recetor, nas infraestruturas, na circulação e ainda para o critério que avalia a existência de problemas de acesso aos coletores, foi necessário executar uma análise detalhada no ArcGis. Parte dessa análise exigiu o cruzamento de dados entre o ArcGis e elementos retirados do Google Earth;
- relativamente ao critério do risco que avalia a existência de incompatibilidade entre a entidade gestora e o proprietário do terreno onde se localizam os coletores, foi necessário proceder à análise de uma base de dados, fornecida pela SANEST, S.A..

No caso do diâmetro e da profundidade, a abordagem adotada foi a mesma em ambos os casos. Para avaliar os coletores com base nestas duas características, foi necessário exportar a informação necessária, fornecida pela SANEST, S.A., em formato utilizado para exibir dados geográficos no ArcGis para a folha de cálculo em Excel. Depois introduzidos os dados, a folha de cálculo, desenvolvida no âmbito desta dissertação, procede a uma conversão das gamas dos diâmetros e das profundidades reais para os intervalos descritos pelos vários cenários (Tabela 6.4). Por exemplo, se um coletor apresentar um diâmetro de 200mm, a folha de cálculo deve convertê-lo para " ≤ 400 mm". Em função desta conversão, de forma automática, a folha de cálculo atribui, a cada coletor, o peso correspondente ao cenário em que este se insere (Tabela 6.5). Encontra-se resumido na Tabela 7.1 o procedimento de conversão e de atribuição de pesos.

Tabela 7.1 - Abordagem de classificação dos coletores segundo o diâmetro e a profundidade

Código Patrimonial	Diâmetro Real (mm)	Cenário diâmetro	Peso Diâmetro	Profundidade Real (m)	Cenário Profundidade	Peso Profundidade
SS0010.00A	250	≤ 400	15	0.02	≤ 2	5
SS0160.00A	400	≤ 400	15	0.62	≤ 2	5
SS0340.00A	350	≤ 400	15	0.24	≤ 2	5
SS0407.00A	400	≤ 400	15	3.1	≤ 4	15
SS0550.00A	350	≤ 400	15	4.5	≤ 6	25
SS1820.00A	315	≤ 400	15	0	≤ 2	5
SS2040.00A	500	≤ 800	35	2.1	≤ 4	15
SS2050.00A	500	≤ 800	35	0.89	≤ 2	5

No caso específico do critério que avalia o impacto provocado nas atividades das populações e do critério que avalia o impacto no meio recetor, foi necessário adotar uma abordagem mais complexa,

devido a ausência de informação associada a esta análise. Para poder classificar devidamente estes dois critérios, foi necessário identificar a localização de zonas de interesse, procedendo assim à criação de novas camadas no ArcGis:

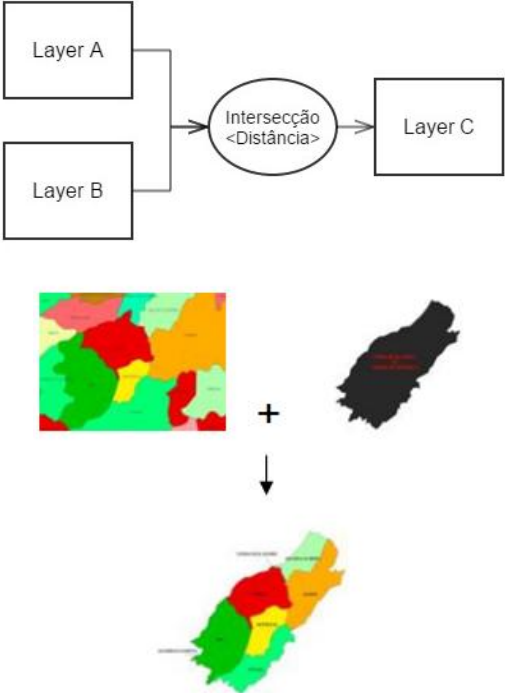
- camada das zonas comerciais;
- camada das zonas industriais;
- camada das zonas escolares;
- camada das zonas hospitalares;
- camada das zonas hoteleiras;
- camada da linha de costa.

A criação destas camadas no ArcGis, permitiu desenvolver uma nova perspetiva sobre a localização dos coletores, relativamente a estas zonas de interesse.

Ainda no contexto desta abordagem, em ArcGis, recorreu-se às ferramentas *buffer* e *intersecção* para executar análises espaciais que posteriormente permitiram classificar os coletores em análise em função dos critérios do risco. Encontra-se representado na Tabela 7.2 a descrição das ferramentas utilizadas.

Tabela 7.2 - Ferramentas utilizadas no ArcGis

Procedimentos	Descrição	Exemplos
<p>Buffer (ou envolvente)</p>	<p>Gera um perímetro, com dimensão definida pelo utilizador, em torno do(s) elemento(s) em análise(e.g., linhas, pontos, polígonos).</p>	

Procedimentos	Descrição	Exemplos
<p>Intersecção</p>	<p>Executa a intersecção de dois elementos em análise (e.g., pontos com polígono, linhas com polígono, linhas com linhas), criando uma nova camada apenas com os elementos comuns a ambos e apenas com os atributos definidos pelo utilizador.</p>	

Especificamente para a análise do impacto no meio recetor foram criados *buffers* de linhas de 80 e 50m em torno da camada da linha de costa. Depois de executar a ferramenta *buffer*, foi gerada uma nova camada com o perímetro descrito em torno da camada da linha de costa (Figura 7.7).

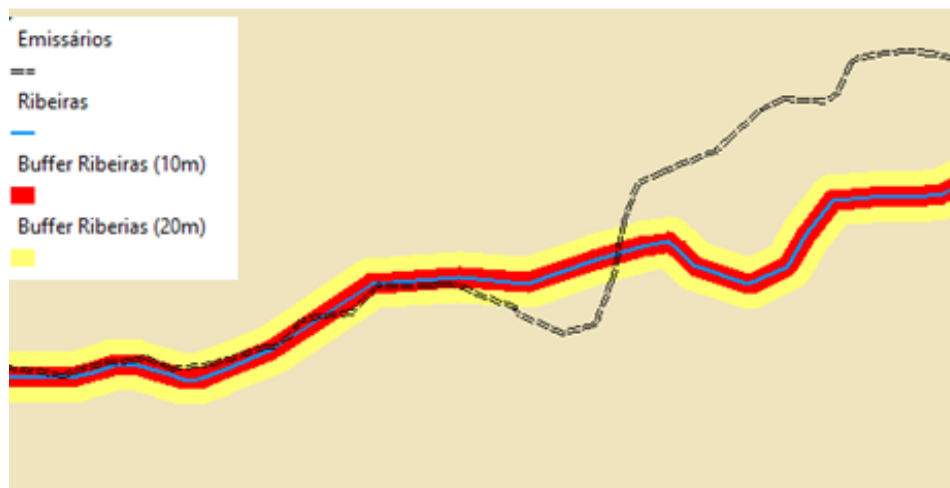


Figura 7.7 - Representação do buffer executado em torno das ribeiras

Para identificar e agrupar, em formato de tabela, os coletores que se localizam dentro do perímetro definido pelo *buffer*, foi ainda necessário executar a ferramenta *intersecção* para executar a intersecção da camada criada pelo *buffer* com a camada dos emissários. O procedimento executado encontra-se representado na Figura 7.8. Para identificar os coletores próximos de ribeiras efetuou-se o mesmo procedimento, mas recorrendo a *buffers* de 25 e 10m.

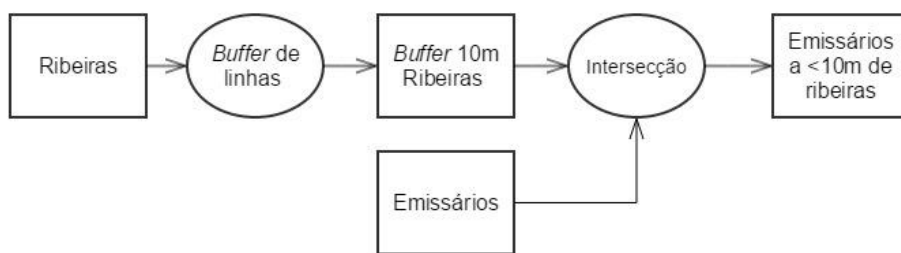


Figura 7.8 - Procedimento executado para identificar os coletores que se localizam a menos de 10m de ribeiras

Para identificar os troços localizados em travessias de ribeira recorreu-se à função *intersecção*. Esta função, permitiu realizar a intersecção da camada das ribeiras com a camada dos emissários, identificado quais os emissários que atravessam as ribeiras. O procedimento executado encontra-se representado na Figura 7.9 e na Figura 7.10.

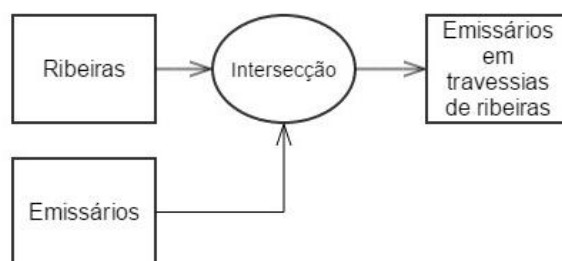


Figura 7.9 - Procedimento executado para identificar os coletores em travessias de ribeiras

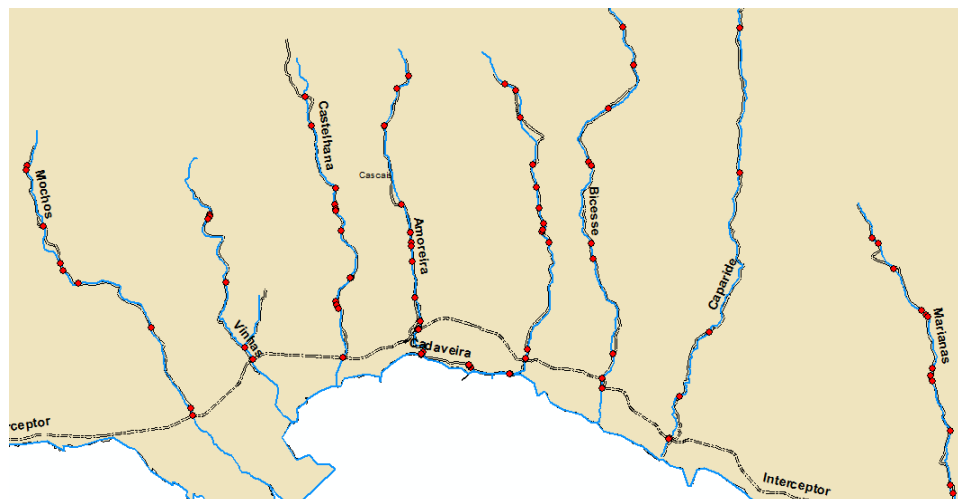


Figura 7.10 - Identificação dos pontos de intersecção entre os coletores e as ribeiras

Relativamente ao impacto nas atividades das populações, foram criadas novas camadas de pontos para identificar os locais onde se localizam as zonas comerciais, industriais, escolares, hospitalares e hoteleiras. Depois de criadas essas camadas executou-se *buffers* de pontos em torno das mesmas, recorrendo para tal a um raio de 100m (Figura 7.11). Foram adotados raios de 100m, dado que, tipicamente estes locais ocupam áreas significativas. Depois de executados os *buffers*, foi necessário novamente recorrer à função *intersecção*, entre a camada dos emissários e a camada criada pelo

buffer, criando então uma nova camada com os coletores que se encontram nas proximidades de zonas comerciais, industriais, escolares, hospitalares e hoteleiras.



Figura 7.11 - Representação da ferramenta buffer, executada em torno de escolas e hospitais

Para avaliar o impacto provocado nas infraestruturas e para identificar os coletores localizados em zonas com problemas de acesso, executou-se com base na camada de altimetrias, fornecida pela SANEST, S.A, um modelo digital de declives no ArcGis. Este modelo digital, para além de permitir distinguir zonas planas de zonas inclinadas, permite ainda a identificação dos locais em risco de deslizamento. Para executar este modelo digital foi necessário realizar o procedimento representado na Figura 7.12.



Figura 7.12 - Procedimento efetuado para a criação do modelo de declives em ArcGis

Cada pixel do modelo de declives gerado, representado na Figura 7.13, corresponde a uma área real de 100m².

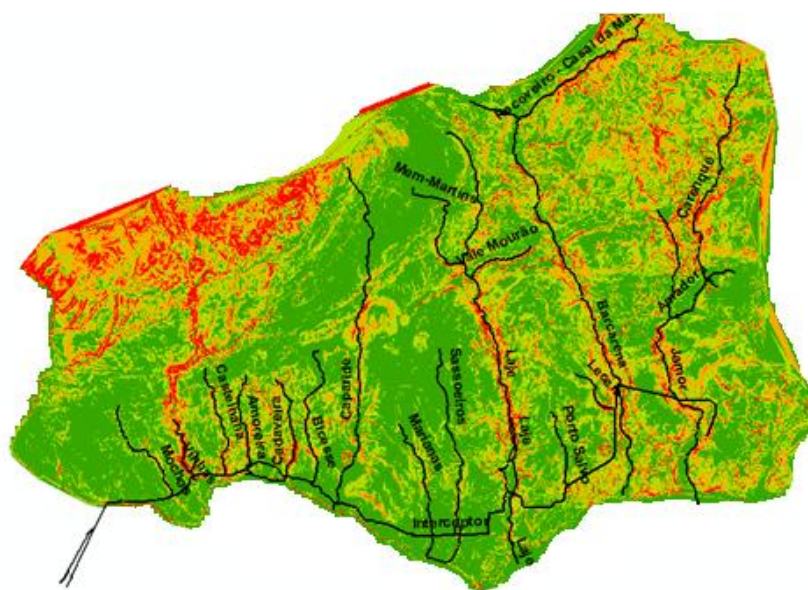


Figura 7.13 - Mapa de declives

Relativamente à avaliação do impacto na circulação foi executada uma análise com base apenas numa leitura visual. Esta leitura foi feita com base na camada de emissários fornecida pela SANEST, S.A, no formato utilizado para exibir dados geográficos no Google Earth. Optou-se por esta abordagem dado que para proceder a esta análise pelo ArcGis era exigido a criação uma nova camada que inclui-se todas de vias existentes na área em análise.

Com foi referido anteriormente, com base nas abordagens apresentadas anteriormente, foram atribuídas pontuações aos critérios do risco. Posteriormente com base na Equação 6.1 e na Tabela 6.7, foi atribuído a cada coletor um nível de condição. O procedimento de classificação adotado, apresentado no subcapítulo 6.4.4, encontra-se resumido na Tabela 7.3

Tabela 7.3 - Representação do procedimento de quantificação das consequências

Código Patrimonial dos coletores	Ponderação de pesos - Peso dos critérios de risco (%) x Peso dos cenários (%)										
	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas atividades das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Localizado em zona com problemas de acesso	Localizado em zona com incompatibilidade da entidade gestora com o proprietário do terreno	Classificação (0-1)	Coletores em situações críticas	Condição
CS0220.00A	300	210	1100	140	240	400	300	90	0.28	Não	2
CS0550.00A	700	70	550	140	1200	400	300	90	0.35	Sim	5
CP1770.00A	700	70	550	350	1200	400	300	90	0.37	Sim	5
CP1910.00A	700	630	0	140	800	160	300	90	0.28	Não	2
LJ0830.00A	1300	70	220	140	1600	400	300	90	0.41	Sim	5
LJ0860.00A	300	70	220	140	800	800	300	90	0.27	Não	2
MO0230.00A	300	70	1100	140	1600	800	300	90	0.44	Sim	5
MO0530.00A	700	70	550	140	1200	400	300	90	0.35	Sim	5
MA1030.00A	700	70	1100	700	800	800	300	90	0.46	Não	3
MA1190.00A	300	210	0	700	1200	800	300	90	0.36	Não	2
SS0150.00A	300	70	550	140	1200	800	300	90	0.35	Sim	5
SS2380.00A	700	70	0	140	800	400	300	90	0.25	Não	2

7.4.4 QUANTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DA VEROSIMILHANÇA

Para quantificar a verosimilhança de falha, dos coletores em análise, recorreu-se a informação relativa à avaliação da condição dos mesmos. Esta informação foi fornecida pela SANEST, S.A., e consistiu num conjunto de relatórios de inspeção realizados com recurso a CCTV, entre o ano 2009 e

o ano 2014. Na Tabela 7.4 estão representadas as campanhas de inspeção analisadas no presente caso estudo.

No caso específico da SANEST, S.A., os relatórios de inspeção são efetuados com base na Norma Europeia EN13508-2 e por esse motivo foi essencial a aplicação da metodologia sugerida por Gomes (2013).

Tabela 7.4 - Campanhas de inspeção analisadas no âmbito da quantificação da verosimilhança de falha

Emissários	Ano de inspeção					
	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Caparide				x		
Castelhana				x	x	x
Laje	x	x	x	x	x	
Marianas					x	x
Mochos				x	x	
Sassoeiros	x	x	x	x	x	

Os dados relativos à rede de coletores do caso de estudo, exigidos para aplicar a metodologia adotada de quantificação da verosimilhança de falha, foram fornecidos, em formato *.mdb*, pela SANEST, S.A.:

- identificação dos coletores inspecionados;
- registos das anomalias detetadas nos coletores inspecionados (descrição textual, código principal da anomalia segundo a Norma Europeia EN 13508-2 e severidade da anomalia).

7.5 ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

7.5.1 QUANTIFICAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS DA FALHA

Com base na caracterização dos ativos em estudo, encontra-se representada na Tabela 7.5 a quantidade de coletores descritos em função de cada critério do risco. De acordo com a análise efetuada à rede de coletores selecionada, foi possível verificar que nem todos os cenários, definidos no contexto da ferramenta de suporte à tomada de decisão, foram caracterizados na análise. Isto indica que, de todos os troços estudados, não existe nenhum que se enquadre nas situações ou com características descritas pelos cenários em causa. Os cenários que não foram caracterizados no caso de estudo foram os seguintes:

- coletores com diâmetro superior a 1200mm;
- coletores localizados a profundidades superiores a 8m (incluí dois cenários);
- coletores sem impacto no meio recetor;

- coletores localizados em áreas onde existe incompatibilidade entre a entidade gestora e o proprietário do terreno.

Apesar de não terem sido caracterizados no caso de estudo, os cenários enunciados representam situações e características que descrevem vários coletores que pertencentes à rede de drenagem da SANEST, S.A..

Tabela 7.5 - Percentagem de coletores caracterizados segundo cada cenário

Critérios e cenários	Percentagem de coletores nestas condições					
	Caparide	Castelhana	Laje	Marianas	Mochos	Sassoeiros
<u>Diâmetro</u>						
Inferior ou igual a 400 mm	0	60	77	24	29	57
Inferior ou igual a 800 mm	100	40	22	76	71	43
Inferior ou igual a 1200 mm	0	0	1	0	0	0
Superior a 1200 mm	0	0	0	0	0	0
<u>Profundidade</u>						
Inferior ou igual a 2 m	84	88	90	79	90	91
Inferior ou igual a 4 m	14	12	6	15	9	6
Inferior ou igual a 6 m	1	0	4	6	1	3
Inferior ou igual a 8 m	1	0	0	0	0	0
Inferior ou igual a 10 m	0	0	0	0	0	0
Superior a 10 m	0	0	0	0	0	0
<u>Impacto na circulação</u>						
Impacto reduzido	2	0	52	2	0	1
Impacto médio	21	31	21	11	24	22
Impacto elevado	1	10	4	33	8	4
Não aplicável	77	59	23	55	68	72
<u>Impacto nas atividades das populações</u>						
Impacto reduzido	91	100	92	45	97	87
Impacto médio	8	0	4	0	0	8
Impacto elevado	1	0	4	55	3	4
<u>Impacto no meio recetor</u>						

Critérios e cenários	Porcentagem de coletores nestas condições					
	Caparide	Castelhana	Laje	Marianas	Mochos	Sassoeiros
Impacto reduzido (banhar)	9	21	30	17	7	24
Impacto elevado (banhar)	0	0	0	0	0	5
Impacto reduzido (linhas de água)	46	5	44	17	36	10
Impacto elevado (linhas de água)	41	64	21	57	50	57
Impacto elevado	3	9	4	9	7	4
Não aplicável	0	0	0	0	0	0
<u>Impacto nas infraestruturas</u>						
Impacto reduzido	63	16	26	0	26	0
Impacto médio	22	64	39	31	39	31
Impacto elevado	16	21	36	69	36	69
<u>Localizado em problemas de acesso</u>						
Agravamento baixo	100	88	93	100	93	94
Agravamento elevado	0	12	7	0	7	6
<u>Local com incompatibilidade de entidade gestora com o proprietário do terreno</u>						
Agravamento baixo	100	100	100	100	100	100
Agravamento elevado	0	0	0	0	0	0

Em relação ao nível das consequências geradas por falhas em coletores, apesar de que uma parte bastante significativa da rede de coletores, cerca de 43%, ter sido da classificada como nível 2, 49% foi considerada como nível 5, ou seja, coletores segundo os quais a ocorrência de uma falha gera impactos muito significativos.

Em termos de consequências, o emissário que aparenta potenciar maiores impactos, associados a eventos de falhas em coletores, é o emissário de Castelhana, no qual 78% dos coletores foram classificados como nível 5. Contrariamente, o emissário que aparenta potenciar os impactos menos significativos, associados a eventos de falhas em coletores, é o emissário da Laje, no qual 67% dos coletores foram classificados como nível 2.

A classificação de coletores como nível 5, independentemente do resultado da classificação das consequências, por apresentarem características ou um conjunto de características consideradas como críticas, enunciadas no Capítulo 6.4.4, gerou um impacto significativo nas conclusões obtidas no caso de estudo. De acordo com a Tabela 7.6, que pretende quantificar os troços que se encontram

inseridos nesta categoria, concluiu-se que uma parcela considerável dos coletores em estudo foi considerada como nível 5 pelo facto dos mesmos conterem as seguintes características:

- impacto elevado no meio recetor (uma vez que os coletores em estudo se localizam ao longo das principais linhas de água existente);
- diâmetro superior a 800mm com impacto elevado nas infraestruturas.

As classificações obtidas, que pretendem avaliar a importância das consequências geradas pelas falhas nos coletores pertencentes aos emissário em estudo, encontram-se representadas na Tabela 7.6 e na Figura 7.14.

Tabela 7.6 - Quantidade de coletores em situações consideradas críticas no que respeita as consequências potenciais de uma falha

Caraterísticas dos coletores	Percentagem de coletores nestas condições					
	Caparide	Castelhana	Laje	Marianas	Mochos	Sassoeiros
Impacto elevado no meio recetor	1	0	24	65	0	6
Diâmetro superior a 800mm com impacto elevado nas atividades das populações	0	0	0	0	0	0
Diâmetro superior a 800mm com impacto elevado nas infraestruturas	45	74	0	0	56	67
Diâmetro superior a 800mm com impacto elevado na circulação	0	0	0	0	0	0

Tabela 7.7 - Classificação dos coletores segundo as consequências de falha

Condição dos coletores em função das consequências	Percentagem de coletores nestas condições					
	Castelhana	Caparide	Laje	Marinas	Mochos	Sassoeiros
Nível 1	17	3	10	0	1	5
Nível 2	5	59	67	30	49	22
Nível 3	0	0	1	17	0	1
Nível 4	0	0	0	0	0	0
Nível 5	78	38	22	53	50	72

Tabela 7.8 - Classificação dos coletores segundo os seus níveis de verosimilhança de falha

Condição dos coletores em função da verosimilhança	Porcentagem de coletores nestas condições					
	Castelhana	Caparide	Laje	Marinas	Mochos	Sassoeiros
Nível 1	40	17	31	22	23	73
Nível 2	21	1	17	17	8	7
Nível 3	29	81	51	61	69	16
Nível 4	10	0	2	0	1	4
Nível 5	0	0	0	0	0	0

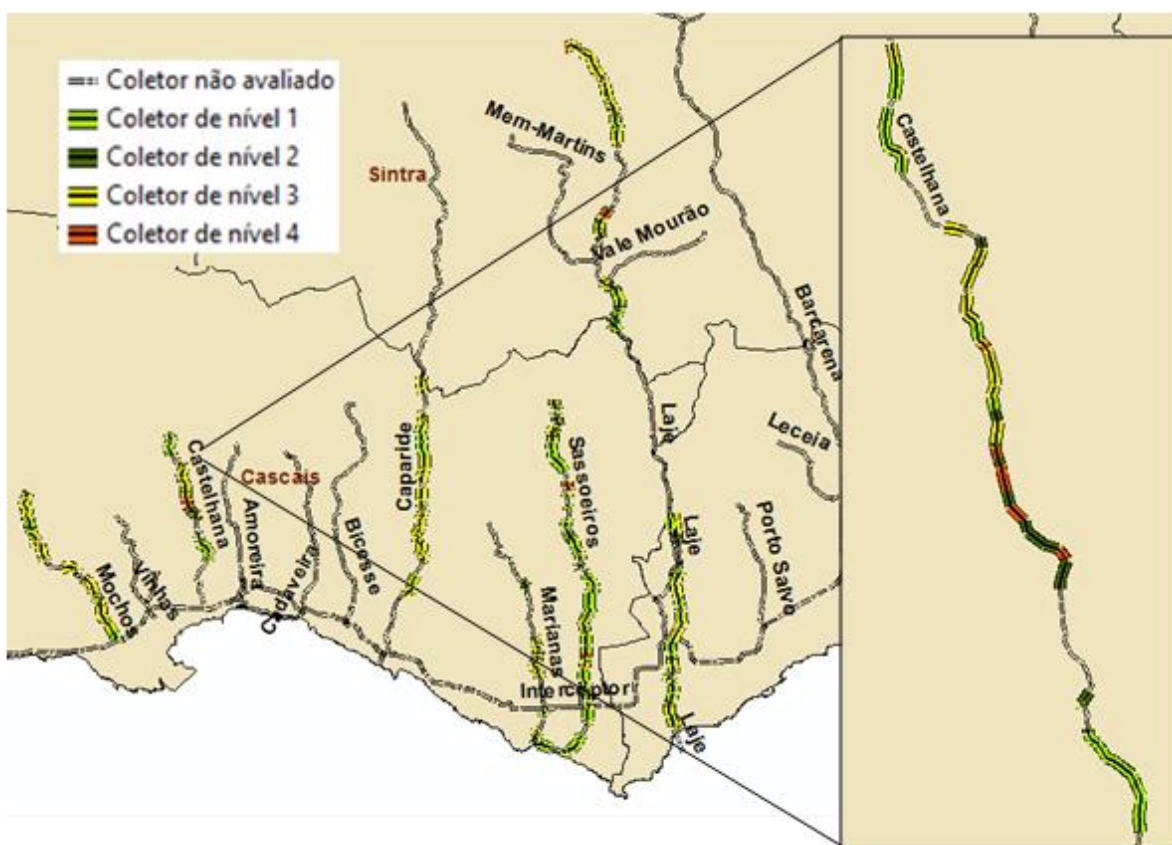


Figura 7.15- Mapa representativo dos níveis de verosimilhança associados à falha de coletores

7.5.3 QUANTIFICAÇÃO DO NÍVEL DE RISCO

Para proceder à combinação das duas anteriores avaliações procedeu-se como enunciado no subcapítulo 6.2. A formulação dos resultados está representada resumidamente na Tabela 7.9. Adicionalmente, apresenta-se em Anexo os resultados obtidos com maior detalhe.

Tabela 7.9 - Classificação dos coletores em função do risco por combinação dos níveis de consequências e verosimilhança de falha

Código Patrimonial	Quantificação da condição segundo o WRc	Quantificação da condição em função das consequências	Classificação do Risco
CS0190.00	3	5	Risco Elevado
CS0210.00	2	2	Risco Reduzido
CS0220.00	3	2	Risco Médio
CP1900.00	3	5	Risco Elevado
CP1910.00	0	5	Risco Médio
CP2080.00	3	1	Risco Reduzido
LJ0890.00	2	2	Risco Reduzido
LJ0900.00	4	2	Risco Médio
LJ0940.00	2	2	Risco Reduzido
MA0820.00	2	5	Risco Médio
MA0830.00	3	3	Risco Médio
MA0910.00	3	5	Risco Elevado
MO0210.00	3	1	Risco Reduzido
MO0230.00	0	5	Risco Médio
MO0230.00	3	5	Risco Elevado
SS0400.00	4	5	Risco Elevado
SS0405.00	1	5	Risco Médio
SS0605.00	0	2	Risco Reduzido

Em função dos dados obtidos, representados na Tabela 7.10 e na Figura 7.16, concluiu-se que a maioria dos coletores analisados, cerca de 54%, está associado a um nível médio de risco. No entanto, a percentagem de coletores que apresenta de risco elevado, aproximadamente 20%, é muito significativa.

Apesar de 43% dos coletores analisados no emissário dos Mochos terem sido classificados com risco médio, este foi, dos seis emissários estudados, o que se concluiu ter maior percentagem de coletores com risco elevado. Por outro lado, tendo em conta a amostra do estudo, o emissário que se concluiu conter maior percentagem de coletores com risco reduzido foi o emissário da Laje (42%). Com base os resultados obtidos representam-se na Figura 7.17, em função dos emissários selecionados, as parcelas dos coletores classificados com risco elevado, médio e reduzido.

Tabela 7.10 - Resumo dos resultados obtidos da quantificação do nível de risco

Emissários	Número de coletores				
	Total	Avaliados	De Risco Reduzido	De Risco Médio	De Risco Elevado
Caparide	99	81	7	53	21
Castelhana	129	72	13	37	22
Laje	445	242	101	114	27
Marianas	104	36	7	17	12
Mochos	101	80	16	33	31
Sassoeiros	254	214	48	136	30

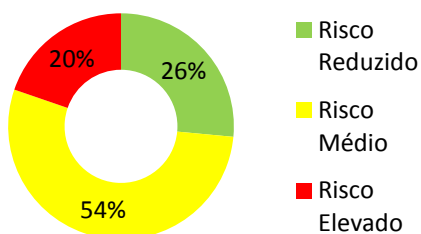


Figura 7.16 - Resumo global dos níveis de risco existente nos emissários estudados

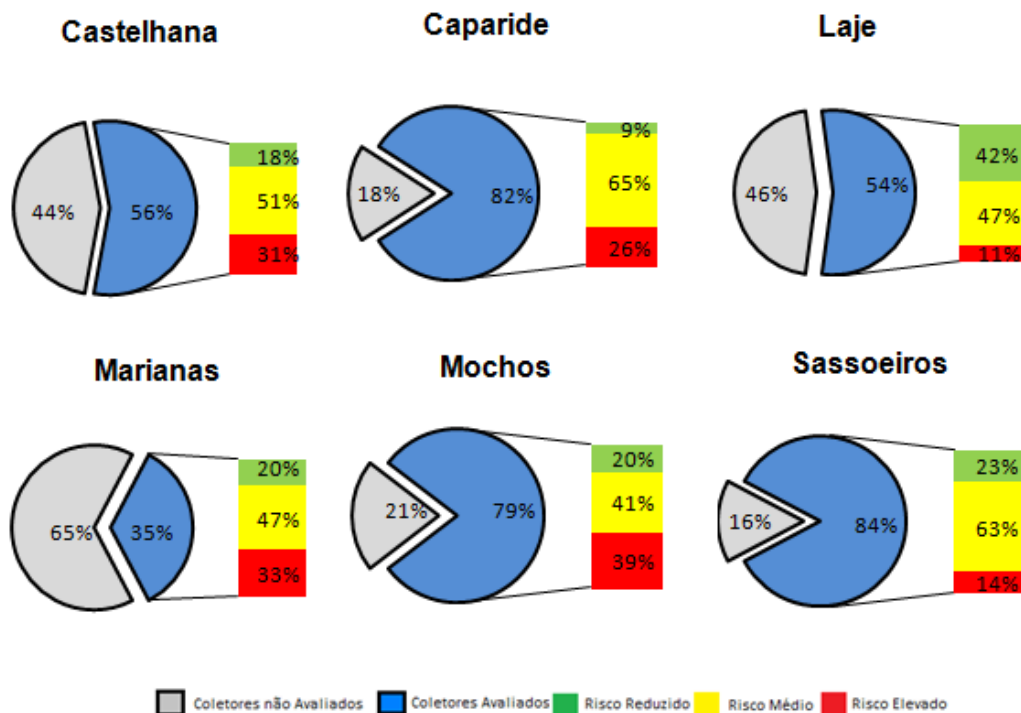


Figura 7.17 - Conclusões retiradas da quantificação do nível de risco nos emissários

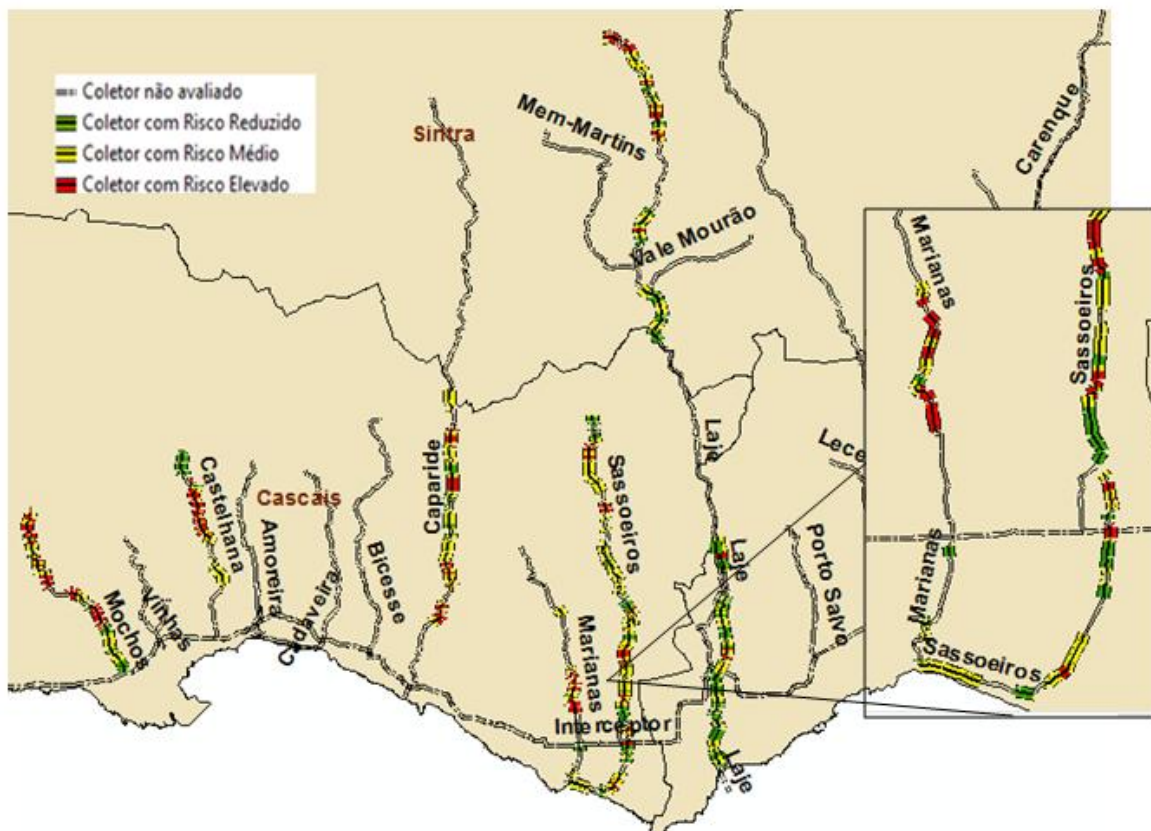


Figura 7.18 - Mapa representativo dos níveis de risco associados a falhas de coletores

Em suma, em função da análise de risco executada, concluiu-se que presentemente, de modo geral, os emissários analisados não apresentam elevado risco de falha. Apesar do nível da condição estrutural e funcional dos coletores, em geral, ter sido considerada como satisfatória, verificou-se que grande parte dos coletores localizam-se em áreas com potencial para gerar consequências gravosas. Em parte, estes resultados são justificados por se ter considerado como nível 5 coletores com características críticas.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

8.1 CONCLUSÕES

Em função das limitações que as várias organizações atravessam atualmente, em termos de capital e de recursos, é fundamental que as estratégias de gestão do risco, implementadas no setor da drenagem de águas residuais, com o intuito de planear de forma contínua no tempo e no espaço atividades para preservar e manter as suas infraestruturas, priorizem os ativos com maiores necessidades de intervenção. Tendo conhecimento das necessidades desses ativos, designados como críticos, é essencial que estes sejam geridos de forma proactiva, prevenindo todas as situações que possam prejudicar o sistema e a sua envolvente. Por outro lado, em função da extensa dimensão deste tipo de redes é aceitável que os ativos não críticos, sejam geridos de forma reativa.

Para estabelecer uma estratégia de gestão pró-ativa, com base em informação de risco, com o objetivo de melhorar o desempenho dos sistemas de drenagem de águas residuais, é crucial que sejam realizadas pelo menos dois tipos de avaliações aos ativos que os constituem. Por um lado, devem ser realizadas, através de campanhas de inspeção, contínuas avaliações à condição estrutural e funcional dos ativos, de modo a desenvolver um conhecimento real sobre as suas condições e respetivas verosimilhanças de falha. Por outro lado, devem ser realizadas avaliações às envolvências dos ativos, de modo a poder identificar os potenciais impactos que uma falha pode gerar. O detalhe e rigor com que são executadas estas duas avaliações é crucial para a obtenção de resultados satisfatórios no âmbito da gestão do risco.

Relativamente à ferramenta de análise e avaliação das consequências geradas por falhas em coletores, desenvolvida na presente dissertação, é importante salientar que esta pode ser aplicada a qualquer sistema de drenagem, sendo que em função das características e objetivos dos mesmos é aceitável recorrer a pequenos ajustes ou modificações, integrado todas as preocupações das organizações.

Relativamente à quantificação da verosimilhança de falha, formulada no caso de estudo da presente dissertação, nomeadamente no que respeita à utilização dos protocolos nas atividades de inspeção, verificou-se que a abordagem utilizada, na conversão de sistemas de códigos, foi fundamental para a determinação do nível de risco existente na rede de coletores em estudo. O facto de que a EN13508-2 não permitir a classificação de anomalias, restringe a comparação das condições estruturais e funcionais entre coletores com diferentes tipos de anomalias, impossibilitando análises rigorosas relativas ao estado da rede e a priorização das atividades de intervenção.

Uma vez que a quantificação da verosimilhança de falha se baseou, essencialmente, nas avaliações da condição, com base nos registos das atividades de inspeção, considera-se fundamental estas sejam executadas por operadores experientes e com recurso aos métodos mais indicados. Para minimizar o nível de incerteza associado aos operadores que executam os registos das inspeções recomenda-se estes sejam devidamente instruídos e totalmente inteirados sobre o protocolo a utilizar. Além disso, recomenda-se que o equipamento utilizado dispunha de características adequadas de resolução, movimento, iluminação, entre outras e adicionalmente, se se considerar adequado deve-se recorrer à utilização de técnicas complementares, para obtenção de informações mais completas.

A escolha do protocolo adotado para auxiliar o registo de anomalias detetadas durante as atividades de inspeção tem influência nos resultados obtidos, na medida em que, cada protocolo define um sistema de classificações e pesos para as avaliar. Também, a abordagem utilizada na ponderação dos pesos e na conversão do respetivo grau de condição são fontes de variabilidade. Finalmente, a adoção de um protocolo que forneça informações claras e objetivas, garante uma rápida e correta compreensão do mesmo, facilitando o trabalho desenvolvido pelo inspetor.

8.2 RECOMENDAÇÕES

Para aplicar a metodologia adotada pela ferramenta desenvolvida, recomenda-se que sejam executadas análises rigorosas sobre as envolvências dos ativos, permitindo que as avaliações dos impactos sejam fidedignas. Relativamente à quantidade de informação disponível para a análise, salienta-se que quanto maior for a quantidade de dados disponíveis sobre a evolvente espacial dos ativos, maior deverá ser a informação incluída na mesma, traduzindo-se na obtenção de resultados mais exatos.

No que diz respeito à identificação dos cenários que descrevem os coletores em análise, a ferramenta desenvolvida, com o intuito de avaliar e quantificar as consequências geradas pela falha de um coletor, propõe algumas abordagens de leitura visual, que facilmente se podem traduzir em erros, provocando conclusões em discordância com a realidade. Para minimizar a incerteza associada a estas leituras, recomenda-se o desenvolvimento de aplicações automatizadas para identificação dos diferentes cenários.

Ainda relativamente à metodologia que está na base da ferramenta desenvolvida, concluiu-se que a utilização de sistemas de informação geográfica são o meio mais eficaz para executar este tipo de análises, dado que devido ao conjunto de análises espaciais que esta permite estabelecer, permite relacionar todos os elementos pertencentes ao sistema, garantindo uma visão do mesmo de forma holística. Por este motivo, recomenda-se a inclusão de sistemas de informação geográfica em todas as decisões organizacionais, que beneficiem de uma visão

espacial ou interativa entre ativos, de modo a beneficiar de todas as vantagens que estes oferecem.

Como nota final, recomenda-se que os registos relativos à informação cadastral, inspeções e atividades de operação e manutenção e de reabilitação, sejam todos executados no mesmo formato, dado que a necessidade de cruzamento de dados é crucial para uma eficiente gestão de ativos. A existência de registos incompatíveis faz com que exista exclusão de elementos importantes nas análises realizadas no âmbito da gestão.

8.3 DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

Em termos de desenvolvimentos futuros sugere-se sobretudo a ampliação do estudo da análise das consequências, nomeadamente nos seguintes aspetos:

- estimativa dos custos, diretos e indiretos, associados aos estragos causados por falhas, segundo perspetivas sociais, ambientais e económicas;
- desenvolvimento e ampliação de estudos relacionados com os critérios do risco;
- aplicação da análise das consequências considerando os diferentes tipos de falhas (e.g., entupimentos, colapso).

No contexto da gestão do risco sugere-se ainda:

- desenvolvimento de ferramentas que permitam a análise de medidas de tratamento do risco;
- desenvolvimento de procedimentos de quantificação do nível de risco específicos para outros tipos componentes dos sistemas de drenagem urbana;
- aplicação do procedimento de quantificação risco a outro tipo de empreendimentos.

Dado que a dimensão do investimento financeiro é um dos principais fatores decisivos na tomada de decisão, é essencial capacitar os sistemas de gestão do risco com uma ferramenta capaz de estabelecer a comparação entre custos de uma falha e os respetivos custos de reparação. Como tal, para permitir uma rápida análise do risco, recomenda-se que, em desenvolvimentos futuros, seja desenvolvida uma ferramenta que permita estimar os custos associados aos estragos causados por uma falha, e adicionalmente que permita identificar as melhores estratégias de tratamento do risco, incluído medidas de correção, tendo em conta os custos e os recursos existentes na própria organização.

Tendo em conta que a ferramenta desenvolvida, na presente dissertação, sugere-se que seja executado um estudo mais aprofundado, que permita identificar em função do tipo de falha (e.g., inundação, colapso, obstrução) quais as consequências que podem ser geradas. Relativamente aos critérios do risco, dado que se recorreu à identificação dos mesmos tendo em conta apenas os dados que normalmente estão disponíveis nas bases de dados das entidades gestoras, recomenda-se a ampliação do estudo destes critérios, de modo a obter resultados mais precisos.

Apesar da abordagem desenvolvida no âmbito da presente dissertação se focar fundamentalmente em coletores, os sistemas de drenagem integram diversos outros componentes (câmaras de visita, descarregadores, sifões invertidos e sistemas elevatórios) que são, igualmente, passíveis de serem alvo de uma abordagem de gestão do risco.

Por último, tendo em conta os benefícios potenciados pela identificação e classificação do risco, recomenda-se o estudo da integração deste tipo de procedimentos a outras indústrias da construção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alegre, H ;Almeida, M.C. (2007). Strategic asset management of water supply and wastewater infrastructures. Invited papers form the IWA Leading Edge Conference on Strategic Asset Management (LESAM), Lisboa.
- Alegre, H.; Covas, D. (2010). Gestão patrimonial de infra-estruturas de abastecimento de água: Uma abordagem centrada na reabilitação. Guia Técnico n.16. ERSAR, LNEC, IST.
- Allouche, E.; Freure, P. (2002). Management and maintenance practices of storm and sanitary sewer in Canadian Municipalities. Geotechnical Research Center, Department of Civil Engineering, The University of Western Ontario: Canada.
- Almeida, M. C., Cardoso, M. A. (2010). Gestão patrimonial de infra-estruturasde águas residuais e pluviais: Uma abordagem centrada na reabilitação. Guia Técnico n.17. ERSAR, LNEC, IST: Lisboa, Portugal .
- Almeida, N. G. C. M. (2011). Modelo de gestão técnica de edifícios baseada no desempenho e no risco: Conceção, desenvolvimento e exemplo de aplicação a estruturas. Tese de Doutoramento, Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.
- Ariaratnam, S. T.; El-Assaly, A.; Yang, Y. (1998). Local sewer rehabilitation strategy-Stage I: Trends analysis and methodology report. Constr. Engrg. and Mgmt. Tech. Rep. INF 98/01 Submitted to City of Edmonton, Dept. of Civ. and Envir. Engrg., University of Alberta: Edmonton, Alta., Canada.
- Ariaratnam, S.; El-Assaly, A.; Yang, Y.(2001). Assessment of Infrastructure Inspection Needs Using Logistic Models. J. Infrastruct. Syst., 7(4), 160–165.
- Arunraj, N.; Maiti, J.(2007). Risk-based maintenance: Techniques and applications. Journal of Hazardous Materials, 142:653–661.
- ASCE (2009). 2009 Grades. Report card for America’s infrastructure. American Society of Civil Engineers (ASCE): Washington, D.C., USA.
- Assis , R. (2013). Como avaliar se um equipamento deve ou não ser substituído na perspectiva de um Gestor de Activos. Instituto de Soldadura e Qualidade.
- Aven, T.; Renn, O. (2010). Risk management and governance: Concepts, guidelines and

- applications. Springer: Heidelberg, Dordrecht, London, New York.
- Berardi, L., Giustolisi, O., Savic, D. A., Kapelan, Z. (2009). An effective multi-objective approach to prioritisation of sewer pipe inspection. *Water Science and Technology*, vol.60, issue 4, pp. 841-850.
- Breysse, D.; Vasconcelos, E.; Le Gauffre, P. (2004). Decision making in sewer maintenance strategies: Simulation as a practical tool. 1st International Forum on Engineering Decision Making, Stoos, Switzerland.
- Burian, S. J., Edwards, F. G. (2002). Historical perspectives of urban drainage. 9th International Conference on Urban Storm Drainage, 9 ICUD, Portland, E.U.A.
- Calow, P. (1998). Handbook of environmental risk assessment and management. Blackwell Science Ltd: Oxford, London, Edinburgh, Malden, Carlton.
- Carr, M. J. (1997). Risk management may not be for everyone. *IEEE Software*, May/June, pp. 21-22.
- Chapman, C.; Ward, S. (2003). Project risk management: processes, techniques and insights. Second Edition . Wiley: Chichester.
- Cooper, D. F.; Grey, S.; Raymond, G.; Walker, P. (2005). Project risk management guidelines. Managing risk in large projects and complex procurements. Wiley: Chichester.
- Covas, D. (2006). Rehabilitation of water distribution infrastructures. Proposta de candidatura a projectos de I&D financiados pela Fundação para a Ciência e Tecnologia, Ref. nº. PTDC/ECM/69281/2006.
- Covello, V. T.; Merkhofer, M. W. (1993). Risk assessment methods: Approaches for assessing health and environmental risks. Plenum Press: New York.
- Crowder, D.(2011). How the City of Hamilton tackled a major sewer repair and rehabilitation project. *The Ontario Technologist*.
- D. Savic; O. Giustolisi; L. Berardi; W. Shepherd; S. Djordjevic; A. Saul (2006). Modelling sewer failure by evolutionary computing. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management*, Volume 159, Issue 2, pp. 111-118.
- Davidsson, G.; Lindgren, M.; Mett, L. (1997). Värdering av risk. Karlstad: Räddningsverket. FoU rapport P21-182/97.

- Davies, J. P., Clarke, B. A., Whiter, J. T., Cunningham, R. J. (2001). Factors influencing the structural deterioration and collapse of rigid sewer pipes. *Urban Water*, vol 3 issue 1-2, pages 73-89.
- Duran, O.; Althoefer, k.; Seneviratne, L.D (2002). State of the art in sensor technologies for sewer inspection. Vol.2. nº2 , pp. 73-81 . 1530- 437X.
- E. Ana, Jr. and W. Bauwens (2007). sewer network asset management decision-support tools: A Review , International Symposium on New Directions in Urban Water Management . Department of Hydrology and Hydraulic Engineering, Vrije Universiteit Brussel, Pleinlaan 2: Brussels, Belgium.
- Edwards, P. J.; Bowen, P. A. (1998). Risk and risk management in construction: a review and future directions for research. *Engineering, Construction Management*, 5(4):339-349.
- EPA (2002). The Clean Water and Drinking Water Infrastructure Gap Analysis. EPA-816-R-02-020. US Environmental Protection Agency, Office of Water: Washington DC.
- FCM/NRC-CNRC (2004). Assessment and evaluation of storm and wastewater collection systems. A best practice by the National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure, National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure (InfraGuide), Federation of Canadian Municipalities (FCM) and National Research Council (NRC-CNRC): Canada.
- Fenner, R.; Sweeting, L. (1999). A decision support model for the rehabilitation of “non-critical” sewers. *Water Science and Technology*, 39(9):193-200.
- Fischhoff, B.; Watson, S. R.; Hope, C.(1984). Defining Risk. *Policy Sciences*, 17:123-139.
- Gaspar, R. (2014). Open Asset Management: Uma Solução de Gestão de Ativos baseada em Tecnologias Open Source. Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Setúbal, Escola Superior de Tecnologia de Setúbal, Setúbal, Portugal.
- Godinho, R. (2012). O futuro dos serviços públicos de águas: o caso português. Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de águas.
- Gokhale, Sanjiv, Graham, Jeffrey A.(2004). A new development in locating leaks in sanitary sewers Tunnelling and Underground Space Technology, vol. 19, issue 1, pages 85-96.
- Gomes (2013). Técnicas de inspeção e ensaios de coletores de águas residuais: análise de resultados obtidos por inspeção CCTV Dissertação de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico , Lisboa, Portugal.

- Gomez, F.; Althoefer, K; Seneviratne, L. D (2004). Na ultrasonic profiling method for sewer inspection. .
- Goulter, I. and Kanzemi, A.(1998). Spatial and Temporal Groupings of Water Mains Pipe Breakage in Winnipeg Canadian Journal of Civil Engineering, 5, pp. 91-97.
- Grigg, N. S. (2003). Water, wastewater, and storm water infrastructure management. Lewis Publishers: Boca Raton, FL.
- Hahn, M., Palmer, R.N. and Merrill, M.S. (1999). Prioritizing Sewer Line Inspection with an Expert System. ASCE Conference Proceedings.
- Hahn,H. H., & Schmitt, T.G. (1986). Environmental aspects of sewerage. Institute of Water Pollution Control, May.
- Harms-Ringdahl, L. (2001). Safety analysis: Principles and practice in occupational safety. Second edition. Taylor & Francis: London.
- IIMM (2006). International Infrastructure Management Manual 2006 Edition. NAMS Group: New Zealand.
- InfraGuide (2006). Decision Making and Investment Planning . National Guide to Sustainable Municipal Infrastructure.
- Johansen, N.B. ; Sorensen, S.;Jakobsen, C.;Adeler, O.F.;Breinholt, A. (2007). Risk assessment of Sewer Systems. Sustainable techniques and strategies in urban water management. Sustainable techniques and strategies in urban water management.
- Jones, C., Lewis, D. (2012). Advances in Water Pipeline Condition Assessment. North American Society for Trenchless Technology (NASTT) No-Dig Show 2012 Proceedings. Nashville, TN, USA.
- Kaplan, S.; Garrick, B. J. (1981). On the quantitative definition of risk. Risk Analysis, 1(1), pp.11-27.
- Koo, Dae-Hyun; Ariartnam, Samjuel T.(2006). Innovative method for assessment of underground sewer pipe condition. Automation in Construction, Vol. 15 n^o4, pp. 479-488.
- Lemer, A.C.(1999). Building public works infrastructure management systems for achieving high returns on public assets Public Works Management & Policy, 3(3), pp. 255-272.

- Liuksiala (2012). The use of the risk management standard ISO 31000 in finnish organizations, master thesis, university of tampere School of Management.
- Lovely, R. (2010). RISKYBUSINESS: Quantifying Risk is Fundamental to any Physical Asset Management Program. Florida water resources journal, pp. 62-65.
- Makar, J.M. (1999). Diagnostic techniques for sewers systems. Institute for Research in Construction, National Research Council Canada, NRCC-42828: Ottawa, Ontario, Canada.
- Marlow, D.; Heart, S.; Burn, S.; Urquhart, A.; Gould, S.; Anderson, M.; Cook, S.; Ambrose, M.; Madin, B.; Fitzgerald, A. (2007). Condition Assessment Strategies and Environment Research Foundation (WERF). London, UK. Strategies and Protocols for Water and Wastewater Utility Assets . Water Science & Technology.
- Marqués, J. M. (1993). Problemática general del saneamiento y drenaje. Curso de Nuevas Tecnología Aplicadas al Diseño y Renovación de Alcantarillados Urbanos, Benicasim, Espanha.
- Meacham, B. J.(2004). Understanding risk: Quantification, perceptions, and characterization. Journal of Fire Protection Engineering, pp. 14:199-227.
- Medeiros, C. (2000). Rede de águas residuais domésticas do Porto. 9º Encontro Nacional Saneamento Básico, Loures, Portugal.
- Mirza, M. S. (2007). Danger Ahead: The Coming Collapse of Canada's Municipal Infrastructure. Federation of Canadian Municipalities: Ottawa, ON, Canada.
- Moteleb, M.A. (2010). Risk Based Decision Making Tools for Sewer Infrastructure Management. Doctoral Dissertation, University of Cincinnati, Ohio, EUA.
- NESC (2005). A guide to asset management for small water systems. Morgantown . National Environmental Services Center (NESC), West Virginia University: Morgantown, USA.
- Nirmalkumar, D. (2010). Evaluation of Current Drivers, Challenges and State of Art in Risk Treatmente and Asset Management Planning for a Sewer District. Master Thesis, University of Cincinnati, Ohio, EUA.
- NRC-CNRC (2004). Assessment and evaluation of storm and waste water collection systems. Nation Guide to Sustainable Municipal Infrastructure (Infra-Guide). National Research Council (NRC-CNRC): Canada.

- NZWWA (1999). New Zealand pipe inspection manual. 2nd Edition. New Zealand Water and Wastes Association.
- Opina, M. C.; Attoh-Okine N. (2011). Novel approach in pipe condition scoring. *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice*, 2(3):82-90.
- Peters, D. C. (1984). The social costs of sewer rehabilitation. International conference on the planning, construction, maintenance & operation of sewerage systems, UK.
- Petersdorff, H. (2013). Identifying and Quantifying Maintenance Improvement Opportunities in Physical Asset Management. Master Thesis, University of Stellenbosch, Department of Industrial Engineering. , África do Sul.
- Pinto (2009). Análises de custo para o apoio à decisão no estabelecimento de prioridades de reabilitação estruturas de abastecimento de água Dissertação de Mestrado, Universidade técnica de Lisboa - Instituto superior técnico.
- Probert, L. A.; Holmes, J. E. V.; & Flemons, K. J. (1982). Petersham road, Richmond, sewer failure. Restoration of sewerage systems. Thomas Telford: London.
- Read, Geoffrey F.; Vickridge, Ian G. (1997). Sewers - Rehabilitation and New Construction - Repair and Renovation. Elsevier.
- Røstum, J. (2000). Statistical modelling of pipe failures in water networks. Master Thesis, University of Science and Technology, Trondheim, Norway.
- Syachrani; H. D. Jeong; C. S. Chung (2013). Advanced criticality assessment method for sewer pipeline assets. *Water Science & Technology*, 67.6, pag 1302-1309.
- Sægrov S.; Schilling W.; Ugarelli R. (2005). Computer Aided Rehabilitation of Sewer and Storm Water Networks (CARE-S) 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, Dinamarca.
- Salman, B; Salem, O. (2012). Risk Assessment of Wastewater Collection Lines Using Failure Models and Criticality Ratings *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice*, vol 3 issue 3 page 68-76.
- Salman, B. (2010). Infrastructure Management and Deterioration Risk Assessment of Wastewater Collection Systems. Doctoral Dissertation, UNIVERSITY OF CINCINNATI, Ohio, EUA.
- Schladweiler, J. C. (2011). Tracking down the roots of our sanitary sewers.

<http://www.sewerhistory.org/>, acedido a 05/02/2015.

Sekar V. R. (2011). Web-based and geospatially enabled tool for water and wastewater pipeline infrastructure risk management. Master Thesis, Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, EUA .

Sousa, V. (2012). Gestão do Risco na Construção - Aplicação a Sistemas de Drenagem Urbana. Tese de Doutoramento. , Universidade Técnica de Lisboa, Instituto superior Técnico, Departamento de Engenharia Civil, Arquitectura e Georecursos, Lisboa, Portugal.

Sousa, V.; Matos, J.; Almeida, M. (2006). Técnicas de inspeção em sistemas de drenagem: Resumo do estado da arte. 12º Encontro Nacional de Saneamento Básico, 24 - 27 , Cascais, Portugal.

Stein, D. (2001). Rehabilitation and maintenance of drains and sewers. Ernst & Sohn.

Stewart, M. G., and Melchers, R. E. (1997). Introduction of Probabilistic Risk Assessment of Engineering Systems . Chapman and Hall: London; New York.

Thornhill; Wildbore (2005). Sewer Defect Codes: Origin And Destination. NASCCO, U-Tech: Underground Technology Cutting Edge Technical Information For Utility Construction & Rehabilitation.

Tucci, E. M.(2001). Gerenciamento da Drenagem Urbana Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 7 n.1, pp. 5-27.

Urquhart, T. (2007). Successfully Implementing Asset Management in a Changing World. 2nd IWA Leading-Edge Conference on Strategic Asset Management.

USEPA (1999). Sewer cleaning and inspection. US Environmental Protection Agency, Collection Systems (USEPA), O&M Fact Sheet 832-F-99-031, Office of Research and Development, Office of Water: Washington D. C., USA.

USEPA (2009). White Paper on Condition Assessment of Wastewater Collection Systems.Final Report May 2009 EPA/600/r-09/049. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development: Washington D. C., USA.

Vanier, D.J. (2001). Why industry needs asset management tools. Journal of Computing in Civil Engineering, 15(1),pp. 35-43.

Veigas, T. (2007). Contribuição para a optimização da operação de sistemas de drenagem de águas residuais. Master Thesis, Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior

Técnico.

WEF - Water Environment Federation (2009). Existing Sewer Evaluation and Rehabilitation Third Edition. McGraw-Hill Companies, Inc. : USA.

WEF-ASCE - Water Environment Foundation, ASCE (1994). Existing sewer evaluation and rehabilitation. ASCE Manuals and Rep. On Engrg. Pract.: Alexandria, Va.

WHO (2000). Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. World Health Organization: New York.

WRc (2001). Sewerage Rehabilitation Manual Fourth Edition. Water Authorities Association: Swidon, Reino Unido.

Zhao, J. Q.; Rajani, B. (2002). Construction and rehabilitation costs for buried pipe with a focus on trenchless technologies. IRC-RR-101, Institute For Research in Construction, National Research Council Canada (NRC): Ottawa, Canada.

DOCUMENTOS NORMATIVOS

EN13508-2:2003. Investigation and assessment of drain and sewer systems outside buildings - Part 2: Visual inspection coding system. European Committee for Standardization, 2003.

ISO 31000:2009. Risk management: Guidelines on principles and implementation of risk management. International Organization for Standardization (ISO), 2009.

ISO 55000:2014. Asset management - overview, principles and terminology. International Organization for Standardization (ISO), 2014.

**ANEXO A - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE
CAPARIDE**

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ.das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local.em zona com probl. de acesso	Local. em zona c/ incompatibilidade da ent.gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	CS0020.00A	315	1.6	Nulo	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.13	1	3	Reduzido
2	CS0030.00A	315	0.72	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
3	CS0040.00A	315	0.82	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
4	CS0050.00A	315	0.42	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
5	CS0070.00A	315	3.1	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.20	1	1	Reduzido
6	CS0080.00A	315	0.34	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
7	CS0085.00A	315	0.63	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
8	CS0090.00A	315	0.62	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Reduzido	Não	Não	0.19	1	1	Reduzido
...
55	CS0640.00A	500	0.35	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.33	5	1	Médio
56	CS0650.00A	500	0.96	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
57	CS0655.00A	500	0.39	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
58	CS0660.00A	500	0.98	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
59	CS0670.00A	500	0.95	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
60	CS0680.00A	500	0.09	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
61	CS0690.00A	500	0.11	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
62	CS0700.00A	500	0.04	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio
63	CS0730.00A	500	0.57	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	1	Médio

**ANEXO B - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE
CAPARIDE**

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ. das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local em zona com probl. de acesso	Local em zona c/ incompatibilidade da ent. gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	CP1480.00A	400	0.34	Médio	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.28	2	3	Médio
2	CP1490.00A	400	6	Médio	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.31	2	3	Médio
3	CP1620.00A	400	0.31	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Reduzido	Não	Não	0.23	2	3	Médio
4	CP1630.00A	400	0.21	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
5	CP1640.00A	400	0.81	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
6	CP1650.00A	400	0.87	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
7	CP1660.00A	400	0.18	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
8	CP1670.00A	400	0.57	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.35	5	3	Médio
...
69	CP2520.00A	500	2.6	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.30	5	3	Médio
70	CP2660.00A	630	0.64	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.23	2	1	Médio
71	CP2670.00A	630	0.99	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.23	2	3	Elevado
72	CP2680.00A	630	0.18	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.27	5	3	Elevado
73	CP2690.00A	630	0.74	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.27	5	1	Médio
74	CP2700.00A	630	0.18	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.23	2	3	Elevado
75	CP2710.00A	630	0.24	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.27	5	3	Elevado
77	CP2730.00A	630	2.7	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Reduzido	Não	Não	0.28	5	3	Médio

ANEXO C - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE LAJE

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ. das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local em zona com probl. de acesso	Local em zona c/ incompatibilidade da ent. gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	LJ0010.00A	400	0.17	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.29	2	4	Médio
2	LJ0020.00A	600	0.22	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.29	2	4	Médio
3	LJ0030.00A	600	3.5	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.40	5	3	Elevado
4	LJ0040.00A	600	0.28	Elevado	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.44	5	3	Elevado
5	LJ0050.00A	600	0.81	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.39	5	3	Elevado
6	LJ0060.00A	600	0.55	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.35	5	3	Elevado
7	LJ0070.00A	600	0.34	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.35	5	3	Elevado
8	LJ0090.00A	600	0.01	Médio	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.31	2	2	Reduzido
...
181	LJ4740.00A	0	0.27	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	5	1	Médio
182	LJ4750.00A	0	0.35	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	SIM	Não	0.37	5	1	Reduzido
183	LJ4760.00A	0	0.33	Nulo	Reduzido	Reduzido (banhear)	Médio	Não	Não	0.15	1	3	Médio
184	LJ4770.00A	0	0.87	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.21	2	1	Reduzido
185	LJ4780.00A	0	0.72	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.21	2	1	Reduzido
186	LJ4790.00A	0	0.74	Nulo	Reduzido	Reduzido (banhear)	Médio	Não	Não	0.15	1	1	Reduzido
187	LJ4800.00A	0	0.65	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.21	2	1	Médio
188	LJ4810.00A	0	0.93	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.29	5	2	Reduzido

**ANEXO D - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE
MARIANAS**

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ. das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local em zona com probl. de acesso	Local em zona c/ incompatibilidade da ent. gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	MA0410.00A	450	0.74	Reduzido	Reduzido	Elevado (travessias)	Médio	Não	Não	0.35	5	2	Médio
2	MA0420.00A	450	0.32	Reduzido	Reduzido	Elevado (travessias)	Médio	Sim	Não	0.35	5	2	Médio
3	MA0430.00A	450	0.56	Nulo	Reduzido	Elevado (travessias)	Médio	Não	Não	0.33	5	1	Médio
4	MA0730.00A	500	4.4	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.32	5	1	Médio
5	MA0740.00A	500	3.8	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.30	5	2	Médio
6	MA0750.00A	500	0.03	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.29	5	3	Elevado
7	MA0770.00A	500	0.24	Médio	Elevado	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.40	5	3	Elevado
8	MA0775.00A	500	0.95	Médio	Elevado	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.40	5	3	Elevado
...
17	MA0870.00A	500	0.03	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Elevado	Não	Não	0.29	2	3	Médio
18	MA0880.00A	500	0.05	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Elevado	Não	Não	0.29	2	3	Médio
19	MA0890.00A	500	3.7	Médio	Reduzido	Reduzido (balnear)	Elevado	Não	Não	0.30	2	3	Médio
20	MA0900.00A	500	0.57	Médio	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.39	5	3	Elevado
21	MA0910.00A	500	0.19	Nulo	Elevado	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.39	5	3	Elevado
22	MA0940.00A	500	0.28	Elevado	Elevado	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.50	5	3	Elevado
23	MA0950.00A	500	2.6	Elevado	Elevado	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.51	5	3	Elevado
24	MA0960.00A	500	0.93	Elevado	Elevado	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.50	5	3	Elevado

ANEXO E - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE MOCHOS

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ. das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local. em zona com probl. de acesso	Local. em zona c/ incompatibilidade da ent. gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	MO0010.00A	297	0.83	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.29	5	3	Elevado
2	MO0020.00A	297	0.78	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.29	5	2	Médio
3	MO0030.00A	297	0.79	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.29	5	3	Elevado
4	MO0040.00A	297	0.59	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.25	2	3	Médio
5	MO0050.00A	297	0.74	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Elevado	Não	Não	0.29	5	1	Médio
6	MO0060.00A	297	0.78	Nulo	Reduzido	Elevado (travessias)	Elevado	Não	Não	0.33	5	3	Elevado
7	MO0070.00A	297	0.31	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	5	3	Elevado
8	MO0080.00A	297	0.79	Nulo	Reduzido	Elevado (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	5	3	Elevado
...
69	MO0900.00A	593	0.11	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
70	MO0910.00A	593	0.95	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	3	Médio
71	MO0920.00A	593	0.51	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
72	MO0925.00A	593	0.81	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
73	MO0930.00A	593	0.48	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
74	MO0940.00A	600	0.78	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
75	MO0950.00A	600	0.39	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
76	MO0955.00A	600	0.39	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido

ANEXO F - FOLHA DE CÁLCULO UTILIZADA PARA QUANTIFICAR O NÍVEL DE RISCO EXISTENTE NO EMISSÁRIO DE SASSOEIROS

Troço	Código Patrimonial	Diâmetro	Profundidade	Impacto na circulação	Impacto nas ativ. das populações	Impacto no meio receptor	Impacto nas infraestruturas	Local em zona com probl. de acesso	Local em zona c/ incompatibilidade da ent.gestora c/ o proprietário do terreno	Ponderação dos pesos	Condição relativa às consequências	Condição relativa à verosimilhança	Nível do risco
1	SS0010.00A	250	0.02	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.25	2	4	Médio
2	SS0020.00A	250	0.97	Médio	Médio	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.27	2	1	Reduzido
3	SS0025.00A	250	0.38	Médio	Médio	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.27	2	2	Reduzido
4	SS0030.00A	250	0.03	Médio	Médio	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.27	2	3	Médio
5	SS0040.00A	250	0.49	Médio	Médio	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.27	2	1	Reduzido
6	SS0050.00A	250	0.23	Médio	Médio	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.27	2	2	Reduzido
7	SS0060.00A	250	0.34	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.25	2	3	Médio
8	SS0070.00A	250	0.32	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
9	SS0080.00A	250	2.2	Médio	Reduzido	Reduzido (banhear)	Elevado	Não	Não	0.26	2	1	Reduzido
...
164	SS2310.00A	500	0.15	Nulo	Reduzido	Elevado (banhear)	Médio	Não	Não	0.23	5	1	Médio
165	SS2320.00A	500	0.78	Nulo	Reduzido	Elevado (banhear)	Médio	Não	Não	0.23	5	1	Médio
166	SS2330.00A	500	0.89	Nulo	Reduzido	Elevado (banhear)	Médio	Não	Não	0.23	5	1	Médio
167	SS2340.00A	500	0.9	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	5	1	Médio
168	SS2350.00A	500	0.03	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	5	1	Médio
169	SS2370.00A	500	0.52	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido
170	SS2380.00A	500	0.92	Nulo	Reduzido	Reduzido (linhas de água)	Médio	Não	Não	0.25	2	1	Reduzido