

Recursos Hídricos

Volume 42, N.º 1 | Março 2021

VOLUME ESPECIAL 2/2

15.º CONGRESSO DA ÁGUA



**ASSOCIAÇÃO
PORTUGUESA DOS
RECURSOS HÍDRICOS**

Título

Revista Recursos Hídricos

Data de publicação

8 de novembro de 2021

Data do número

Março 2021

Proprietário

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

Diretor

António Gonçalves Henriques

Subdirectora

Maria Manuela Portela

Diretores Associados

Fernanda Santiago

Paulo Rosa Santos

Conselho Editorial

António Betâmio de Almeida

António Guerreiro de Brito

António Pinheiro

António Trigo Teixeira

Catarina Roseta Palma

Fernando Veloso Gomes

Francisco Ferreira

Francisco Nunes Correia

Jaime Melo Baptista

João Pedroso de Lima

Jorge Matos

José Matos

Luís Ribeiro

Manuel Rijo

Manuela Moreira da Silva

Maria da Conceição Cunha

Paulo Canelas de Castro

Rafaela Matos

Rodrigo Maia

Rodrigo Oliveira

Susana Neto

Teresa Ferreira

Membros da Comissão Diretiva

Carlos Coelho (Presidente)

Cláudia Brandão (Vice-Presidente)

Jorge Cardoso Gonçalves (Vice-Presidente)

Carla Antunes (Vogal)

Ana Estela Barbosa (Vogal)

Secretariado

Ana Estêvão

André Cardoso

Conceição Martins

Redação, Administração e Sede do editor

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

a/c LNEC

Av. do Brasil, 101

1700-066 Lisboa

PORTUGAL

Telefone 21 844 34 28 Fax 21 844 30 17

NIF n.º 501063706

Design

Ana Rosária Gonçalves

Periodicidade

Semestral

Edição digital gratuita**Estatuto Editorial**

<http://www.aprh.pt/rh/estatuto-editorial.html>

Os artigos publicados na Recursos Hídricos são identificados com DOI (Digital Object Identifier).

Registo de Pessoa Colectiva n.º 501063706

Registo na ERC n.º 125584

ISSN 0870-1741

Apoiantes



Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

INDÍCE

EDITORIAL	5
CT&I (CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO)	7
<i>O contributo dos programas de medidas dos planos de gestão de região hidrográfica para a disseminação de abordagens integrativas</i> Carla Rodrigues, Teresa Fidélis	9
<i>Contributo para o Conhecimento do Fluxo Hídrico Subterrâneo no Graben das Lajes, ilha Terceira, Açores</i> César Pimentel, Francisco Rodrigues, João Madruga, Verónica Leal	19
<i>Rega de espaços verdes urbanos com água para reutilização: o que esperar?</i> Laura Monteiro, Patrícia Pissarra, Maria Paula Mendes	25
<i>Desenvolvimento e validação de aplicação computacional para avaliar Sistemas de Rega Sob Pressão</i> Paulo Brito da Luz, Diogo Felicissimo, Nelson Carriço, André Antunes	31
<i>Modelação e Calibração da Rede de Abastecimento de Água de Reguengos de Monsaraz</i> Paulo Chaveiro, Jorge M. G. P. Isidoro	41
<i>Estratégia de reabilitação e renovação de ativos na Águas do Norte</i> Luís Nicolau, Rui Leite, João Mocho	49
<i>Medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e aos efeitos das alterações climáticas</i> Márcia Lima, Filipe Alves, Marco Marto, Carlos Coelho	61
<i>Dinâmica da pluma de sedimentos oriundos de atividades de dragagens no estuário da Beira - Moçambique</i> Nélio das Neves O. Siteo, Avelino A. A. Langa, José L. Pinho, Luís V. Vieira	71
<i>Wave RUN-UP Measurements under very oblique wave incidence</i> Rute Lemos, Vera Pina, João Alfredo Santos, Conceição Fortes, Maria Teresa Reis, Antje Bornschein	81

<i>Modelação física da resposta à agitação incidente de um trecho do quebra-mar do porto da Ericeira</i> João Alfredo Santos, Rute Lemos, C.J.E.M. Fortes, Maria Graça Neves, Liliana Pinheiro, Marco Pinto, Carolina Sanches, Joana Gueifão, Ana Catarina Zózimo	91
<i>Abordagem integrada de escorrências rodoviárias em cenários de alterações climáticas</i> Ana Estela Barbosa e João Nuno Fernandes	101
<i>Influência da vegetação nas transferências de quantidade de movimento laterais</i> Cátia Taborda, Cristina Fael, César Santos, Ana Ricardo, Rui Ferreira	113

EDITORIAL

Com o expectável controlo da pandemia COVID19, a vida de todos nós, transtornada de forma marcante sem precedentes, regressa gradualmente a um novo estado normal, porventura diferente daquele que conhecíamos antes de fevereiro de 2020.

Também a publicação da nossa revista, Recursos Hídricos, foi fortemente afetada com as restrições impostas pela necessária convivência com a pandemia, mas cremos, e estamos empenhados, no regresso a uma cadência normal de publicação a que os nossos leitores e colaboradores estavam habituados.

É neste contexto que temos o grato prazer de publicar agora o número 1 do volume 42, a que se seguirá em breve o número 2, concluindo assim a publicação dos números atrasados.

Neste número retomamos a publicação, sob a forma de artigos, de algumas das comunicações selecionadas que foram apresentadas no 15º Congresso da Água da APRH realizado de

22 a 26 de março deste ano (2021), com o tema geral “Para uma política da água em Portugal – o contributo da APRH”. A seleção das comunicações, de acordo com a respetiva qualidade científica e interesse no quadro do tema geral referido, foi da responsabilidade da Comissão Científica do Congresso, e a redação dos artigos, aprofundando as comunicações apresentadas, foi da responsabilidade dos seus autores. Cumprenos agradecer à Comissão Científica e aos autores o esforço adicional que tornaram possível a publicação deste número da revista.

Cremos que os artigos agora publicados, que esperamos possam ser apreciados pelos nossos leitores, contribuem para o aprofundamento dos conhecimentos necessários à formulação e análise crítica das políticas públicas da água e para a melhor fundamentação das tomadas de decisão.

António Gonçalves Henriques

Diretor da Revista Recursos Hídricos



ct&i

(Ciência, Tecnologia e Inovação)

O contributo dos programas de medidas dos planos de gestão de região hidrográfica para a disseminação de abordagens integrativas

The contribution of the programmes of measures of river basin plans for the dissemination of integrative approaches

Carla RODRIGUES¹, Teresa FIDÉLIS²

¹ Doutorada em Ciências e Engenharia do Ambiente (Universidade de Aveiro), Mestre em Hidráulica e Recursos Hídricos (Universidade de Coimbra) e Licenciada em Engenharia Química (Universidade de Coimbra). Professora Adjunta na Escola Superior Agrária de Coimbra do Instituto Politécnico de Coimbra.

Email: carlar@esac.pt; Membro APRH nº 51486.

² Doutorada em Ciências Aplicadas ao Ambiente (Univ. de Aveiro), “Master of Philosophy in Town and Country Planning” (Univ. de Manchester) e Licenciada em Planeamento Regional e Urbano (Univ. de Aveiro). Professora Auxiliar no Departamento de Ambiente e Ordenamento e Investigadora Integrada no Centro de Investigação em Governação, Competitividade e Políticas Públicas (GOVCOPP) da Universidade de Aveiro. Email: teresafidelis@ua.pt

RESUMO O uso do solo, a localização e intensidade das atividades económicas ao longo da bacia hidrográfica têm impactes sobre a qualidade e quantidade da água. Alguns desses impactes podem agravar ou ser agravados pelos riscos associados às alterações climáticas, como inundações e secas. Ao nível da bacia hidrográfica, medidas de uso do solo que contribuam para a proteção da água, podem potenciar sinergias entre a gestão da água e o ordenamento do território. Os Programas de Medidas (PoMs) dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) são determinantes para disseminar práticas discursivas sobre o nexus água-território entre as várias entidades governamentais, stakeholders, e consequentemente entre os vários instrumentos de gestão territorial. Este artigo desenvolve uma análise de discurso avaliando a incorporação de termos associados ao uso do solo e aos riscos das alterações climáticas relacionados com a água nos PoMs estabelecidos no primeiro e segundo ciclos de planeamento da Directiva Quadro da Água (DQA). Analisa igualmente a alocação da responsabilidade pela implementação das medidas que incorporam o conjunto de termos avaliados. A análise centra-se no conjunto de medidas dos PoMs de quatro regiões hidrográficas, duas que apresentam os valores de índice de escassez de água (WEI+) mais baixos (RH1 e RH3) e duas com os valores mais altos (RH6 e RH7). Os resultados revelam que as abordagens integrativas explícitas na própria narrativa das medidas e na alocação de responsabilidades pela sua implementação, não foram reforçadas no segundo ciclo de planeamento da DQA. O estudo desenvolvido mostra que os PGRH apresentam ainda uma frágil capacidade de disseminação da relevância da articulação entre o uso do solo e gestão da água, e consequente assimilação por outros planos e stakeholders relevantes.

Palavras-chave: planos de bacia hidrográfica; programas de medidas, uso do solo; alterações climáticas; Portugal.

RESUMO: *Land use, location and intensity of economic activities along the river basin have an impact on water quality and quantity. Some of these impacts can aggravate or be aggravated by the risks associated with climate change, such as floods and droughts. At the hydrographic basin level, land use measures that contribute to water protection can enhance synergies between water management and land use planning. The Programmes of Measures of the River Basin Management Plans are decisive for disseminating the water-land use nexus discursive practices among the government agencies, stakeholders, and consequently among the various territorial management instruments. This article develops a discourse analysis assessing the incorporation of terms associated with land use and water related climate change risks by the programmes of measures established in the first and second planning cycles of the Water Framework Directive (WFD). It also analyzes the allocation of responsibilities for the implementation of measures that incorporate the set of terms evaluated. The analysis focuses on the set of measures of the programmes of measures of four hydrographic regions (HR), two with the lowest water scarcity index (WEI+) values (HR1 and HR3) and two with the highest values (HR6 and HR7). The results reveal that the integrative approaches, explicit in the measures' narrative and in the allocation of responsibilities for its implementation, were not reinforced in the second WFD planning cycle. The study developed here shows that the RBMPs still have a fragile capacity to disseminate the relevance of the articulation between land use and water management, and the consequent assimilation by other plans and stakeholders.*

Keywords: river basin plans, programs of measures, land use, climate change, Portugal.

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 42, N.º 1, 9-17 março de 2021.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh42n1-cti1

1. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade e a resiliência dos rios, lagos e aquíferos dependem de estratégias adequadas de uso do solo, capazes de proteger a água (Fidélis e Roebeling, 2014). Além disso, os riscos das alterações climáticas relacionados com a água, como inundações e secas, são agravados por pressões antropogénicas associadas ao uso do solo e ameaçam a disponibilidade de água (EEA, 2012; IPCC, 2018). A adoção de medidas capazes de incorporar perspectivas intersectoriais, como as de uso do solo e proteção da água, como reduzir a impermeabilização do solo ou melhorar a retenção de água através de soluções baseadas na natureza (Keesstra *et al.*, 2018), pode ajudar a prevenir problemas e riscos relacionados com a água (IPCC, 2014; Harrison *et al.*, 2015). O conceito de “Gestão Integrada de Recursos Hídricos” (GIRH) exige atenção especial ao território e aos impactos do uso do solo na água. Requer por isso medidas de planeamento capazes de influenciar o comportamento dos vários stakeholders, das entidades governamentais responsáveis pelo ordenamento do território em diferentes níveis administrativos. A sua responsabilização pela implementação de medidas de recursos hídricos também constitui um passo fundamental na concretização do conceito de GIRH (Biswas, 2004). Várias iniciativas, como regulamentos intersectoriais (OECD, 2010; EU, 2016), governança da água (OECD, 2017) ou planeamento do território (OECD, 2015), entre outras, enfatizam a necessidade de abordagens fortes e integrativas capazes de desafiar práticas incorporando objetivos de planeamento e promovendo eficácia de conformidade regulamentar (Rodrigues e Fidélis, 2019).

Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica fornecem a base para a proteção e gestão do valor ambiental, social e económico da água. Para esse objetivo, cada plano inclui um Programa de Medidas, que define um conjunto de medidas a serem seguidas de acordo com os objetivos da DQA, devidamente calendarizado, espacializado, orçamentado e indicando as entidades responsáveis pela sua implementação.

Os textos desenvolvidos sob diferentes áreas, incluindo a política pública, o planeamento e gestão dos recursos hídricos e territorial e os discursos com eles relacionados constituem ferramentas importantes no processo de institucionalização de novos desafios (Philips *et al.*, 2004). Eles permitem divulgar a construção através da qual novos entendimentos e, posteriormente, novas práticas, são formados. Os processos de institucionalização

são mais prováveis de ocorrer tendo por base um conjunto de características capazes de interpretar a capacidade dos documentos institucionais para promover novos entendimentos e práticas. O modelo analítico sobre institucionalização e discurso proposto por Philips *et al.* (2004), é particularmente interessante avaliar como os PoMs incorporam um discurso que provavelmente será facilmente reconhecido e assimilado como seu por stakeholders relacionados com o uso do solo. De acordo com o modelo, quanto mais fortes e evidentes forem as preocupações com o uso do solo nas medidas da água, maior será o potencial para influenciar as decisões sobre o uso do solo na proteção da água. Da mesma forma, quanto mais robusta for a responsabilidade atribuída às entidades e stakeholders relacionados com o uso do solo pela implementação das medidas, maior será o seu interesse e envolvimento na protecção da água.

O trabalho apresentado baseia-se no artigo “*The integration of land use and climate change risks in the Programmes of Measures of River Basin Plans – assessing the influence of the Water Framework Directive in Portugal*”, publicado na revista *Environmental Science and Policy* 100 (2019) 158-171, das autoras Fidélis, T. e Rodrigues, C.. A análise desenvolvida teve por objectivo avaliar o uso de termos associados ao uso do solo e aos riscos das alterações climáticas relacionados com a água, nos PoMs, de quatro regiões hidrográficas, duas que apresentam os valores de índice de escassez de água (WEI+) mais baixos (RH1 e RH3) e duas com os valores mais altos (RH6 e RH7), para o primeiro e segundo ciclos de planeamento da DQA. Analisa igualmente a alocação da responsabilidade pela implementação das medidas que incorporam o conjunto de termos avaliados. O artigo está estruturado em cinco secções. A secção 2 apresenta uma breve revisão da literatura sobre os programas de medidas dos PGRH e o modo como estes abordam o uso do solo e os riscos das alterações climáticas relacionados com a água. A secção 3 apresenta o modelo analítico de suporte ao estudo e as várias etapas metodológicas usadas na análise dos PoMs. A secção 4 é dedicada aos resultados e a secção 5 termina com as conclusões e algumas recomendações para os novos ciclos de planeamento.

2. BREVES REFERÊNCIAS SOBRE OS PROGRAMAS DE MEDIDAS E O USO DO SOLO

Os programas de medidas têm sido abordados pela literatura sob diferentes perspectivas, como seja

uso do solo e aos riscos das alterações climáticas relacionados com a água, usando a ferramenta webQDA. A segunda relativa à presença das entidades governamentais (ao nível central e ao nível local ou regional) de recursos hídricos e de planeamento do território, com responsabilidade atribuída pelos PoMs na implementação das medidas que incluem os termos selecionados. A Tabela 1 sistematiza as diferentes etapas metodológicas.

Tabela 1. Diferentes etapas metodológicas relativas à análise dos PoMs.

Etapa 1.	<p>análise de discurso</p> <ul style="list-style-type: none"> - identificação dos PGRH (parte correspondente aos PoMs), relativos a duas regiões hidrográficas com valores de WEI+ mais baixos e duas com os valores mais altos, para o 1º e 2º ciclos de planeamento; - seleção dos termos a usar na análise das medidas dos PoMs; - quantificação dos termos utilizados nas medidas dos PoMs de cada um dos planos
Etapa 2.	<p>alocação da responsabilidade pela implementação das medidas identificadas na fase 1</p> <ul style="list-style-type: none"> - identificação das entidades relacionadas com os recursos hídricos e planeamento do território com responsabilidade pela implementação das medidas identificadas que consideram os termos selecionados na etapa 1; - quantificação do número de vezes, que as entidades previamente identificadas são referidas como 'responsáveis' ou 'envolvidas' pela implementação das medidas
Etapa 3.	<p>análise comparativa de resultados</p> <ul style="list-style-type: none"> - análise comparativa dos resultados obtidos para cada ciclo de planeamento e região hidrográfica

Etapa 1: Análise de discurso

A seleção dos PoMs para análise baseou-se no valor médio do índice WEI+ (water exploitation index) das várias regiões hidrográficas e na sua variação entre o 1º e 2º ciclos de planeamento. A Tabela 2 apresenta comparativamente, para as regiões hidrográficas, os valores de WEI+ fornecidos pelos respectivos PGRH e os valores médios de WEI+ calculados quando os PGRH abrangem várias bacias hidrográficas. O índice WEI+ permite avaliar o grau de *stress* hídrico a que se encontra sujeito um território, neste caso a bacia hidrográfica. Valores de WEI+ abaixo de 10% indicam que não existem problemas de escassez de água, enquanto valores acima de 20% apontam para cenários de escassez de água moderada e acima de 40% de escassez severa (PGRH do 1º e 2º ciclo de planeamento disponíveis em <https://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=834> e em <https://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=848>, respectivamente e Raskin *et al.*, 1997).

Tabela 2. Valores de WEI+ relativos às bacias hidrográficas para os dois ciclos de planeamento após DQA.

Região Hidrográfica	Bacia Hidrográfica	WEI+ (%)*		WEI + médio (%)	
		1ºC	2ºC	1ºC	2ºC
RH1	Minho	4	3	5,5	3,5
	Lima	7	4		
RH2	Cávado	8	10	20,7	14
	Ave	16	17		
	Leça	38	15		
RH3	Douro	11	8	11	8
RH4	Vouga	18	8	14	9
	Mondego	15	10		
	Lis	9	9		
RH5	Rib. Oeste	33	38	27,5	28,5
	Tejo	22	19		
RH6	Sado	27	36	20,5	34,5
	Mira	14	33		
RH7	Guadiana	22	25	22	25
RH8	Rib. Algarve	32	27	32	27

* WEI+ abrange quatro classes: i. sem escassez, países ou regiões que consomem menos de 10% dos seus recursos renováveis; ii. escassez reduzida, países ou regiões que consomem entre 10% e 20% dos seus recursos renováveis; iii. escassez moderada, países ou regiões que consomem entre 20% e 40% dos seus recursos renováveis; iv. escassez severa, países ou regiões que consomem mais de 40% dos seus recursos renováveis (Raskin *et al.*, 1997).

As regiões hidrográficas que nos dois ciclos de planeamento têm valores médios de WEI+ abaixo ou muito próximo de 10% (escassez reduzida), são a RH1 e RH3. Nestas duas regiões a variação do valor médio de WEI+ foi semelhante entre os dois ciclos. Como as regiões hidrográficas a sul do país (RH5 a RH8) apresentam valores médios de WEI+ acima de 20% (escassez moderada) a seleção das duas regiões mais vulneráveis baseou-se na maior variação do valor médio do índice WEI+, entre os dois ciclos de planeamento, que corresponde a um maior agravamento da disponibilidade de água para consumo. Assim, as regiões hidrográficas consideradas foram a RH6 e a RH7. A análise dos PoMs das quatro regiões hidrográficas levou à formação de uma base de dados constituída por um total de 884 medidas para os dois ciclos de planeamento (RH1: 132+111; RH3: 216+231; RH6: 36+116; RH7: 35+107).

A seleção dos termos usada na análise dos PoMs das quatro regiões hidrográficas baseou-se na leitura prévia dos PoMs e de algumas recomendações da literatura (IPCC, 2014; Hering *et al.*, 2015). Os termos relacionados com o uso do solo incluem os termos: i. 'solo' no contexto da conservação e proteção do solo, ii. 'poluição do solo'; iii. 'permeabilização'

associado à infiltração e permeabilização do solo; iv. 'erosão do solo'; v. 'uso do solo' relacionado com à proteção do solo através do controlo do uso do solo; vi. 'ordenamento e planeamento', associado a plano, planeamento territorial, planeamento do território. Os termos relacionados com os riscos das alterações climáticas incluem: i. 'inundações' (cheias, inundações, inundáveis); ii. 'secas e escassez' (secas, escassez de água); iii. 'subida do nível do mar'; iv. 'erosão costeira'; v. 'eventos extremos' e vi. 'alterações climáticas' (alterações climáticas; mudanças climáticas).

A representação do número de vezes que as medidas integram os termos pesquisados é baseada na seguinte expressão:

$$\frac{\text{número de vezes que cada termo é mencionado nas medidas do PoMs de cada RH}}{\text{número total de medidas do PoMs de cada RH}} \times 100 \quad (1)$$

Etapa 2: Alocação da responsabilidade pela implementação das medidas

A análise sobre a alocação da responsabilidade pela implementação das medidas, considerou três grupos de entidades. O primeiro reúne as entidades governamentais ao nível central com responsabilidade no planeamento e gestão da água (ANC - Água Nível Central) (APA, I.P), no planeamento e gestão territorial (TNC - Território Nível Central) (Direcção Geral do Território e Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade) e outras entidades (ONC - Outros Nível Central) relacionadas com a agricultura, pescas, fiscalização e protecção civil. O segundo associa as entidades governamentais ao nível local ou regional com responsabilidade no planeamento e gestão da água (ANL - Água Nível Local ou regional) (ARH, I.P), no planeamento e gestão territorial (TNL - Território Nível Local ou regional) (CCDR) e outras entidades (ONL - Outros Nível Local ou regional) relacionadas com a agricultura, pescas, fiscalização e protecção civil. O terceiro (Outros) reúne os agricultores, indústria, produtores de energia, centros de investigação. Em cada uma destas categorias a análise ainda diferenciou a alocação da responsabilidade em dois tipos: i. entidades responsáveis pela implementação das medidas e ii. entidades a envolver na implementação das medidas. No primeiro caso as entidades são chamados a coordenar a implementação da medida, enquanto no segundo são chamadas a colaborar na respetiva implementação. Ambos os casos, podem ocorrer em regime de responsabilização exclusiva ou de responsabilização partilhada com outras entidades.

A representação dos resultados da alocação

da responsabilidade é traduzida pela seguinte expressão:

$$\frac{\text{número de vezes que cada entidade é invocada nas medidas seleccionadas na etapa 1 de cada RH}}{\text{número total de medidas do PoMs de cada RH}} \times 100 \quad (2)$$

Os resultados são apresentados na secção seguinte.

4. RESULTADOS

Os resultados da análise de frequência do conjunto de termos na redação das medidas dos PoMs das quatro regiões hidrográficas consideradas no estudo são apresentados na Figura 2.

Nos dois ciclos de planeamento e para as quatro regiões hidrográficas, não há alteração do total de termos associados ao 'uso do solo'. No segundo ciclo, porém, as regiões hidrográficas reforçam a integração do termo 'solo', mas diminuem a referência aos termos 'ordenamento & planeamento' do território. Os resultados mostram uma tendência de diminuição na utilização de termos associados ao uso do solo nas medidas dos PoMs contrariando as recomendações da literatura (Hüesker e Moss, 2015) e da própria DQA. A referência aos termos associados aos riscos das alterações climáticas relacionados com a água apresenta comportamentos diferentes nos dois ciclos de planeamento e entre regiões hidrográficas. Em termos gerais, pode-se observar uma diminuição no total dos termos, sendo esta mais acentuada nas regiões RH6 e RH7. Observa-se uma redução da referência aos termos como secas, inundações ou eventos extremos nos PoMs das quatro regiões hidrográficas. No entanto todas elas reforçam, da mesma forma, a referência a 'alterações climáticas'. No segundo ciclo de planeamento não há diferenciação entre as quatro regiões hidrográficas. Os resultados mostram que o facto das regiões RH6 e RH7 serem territórios mais vulneráveis à disponibilidade de água não influencia a referência a termos relacionados com seca e escassez de água. Os resultados evidenciam uma tendência para reduzir a referência ao conjunto de termos associado aos riscos das alterações climáticas nos PoMs, o que além de contrariar as recomendações da literatura (Hering *et al.*, 2016) e da Comissão Europeia (EC, 2015), provavelmente enfraquece a importância das alterações climáticas no planeamento e gestão dos recursos hídricos. A análise permite observar que as medidas das quatro regiões hidrográficas com diferente sensibilidade à intensidade de ocorrência de *stress* hídrico, não reforçam a comunicação de abordagens integrativas e robustas entre o uso do solo e os riscos das alterações climáticas relacionadas com a água e a protecção dos recursos hídricos, refutando

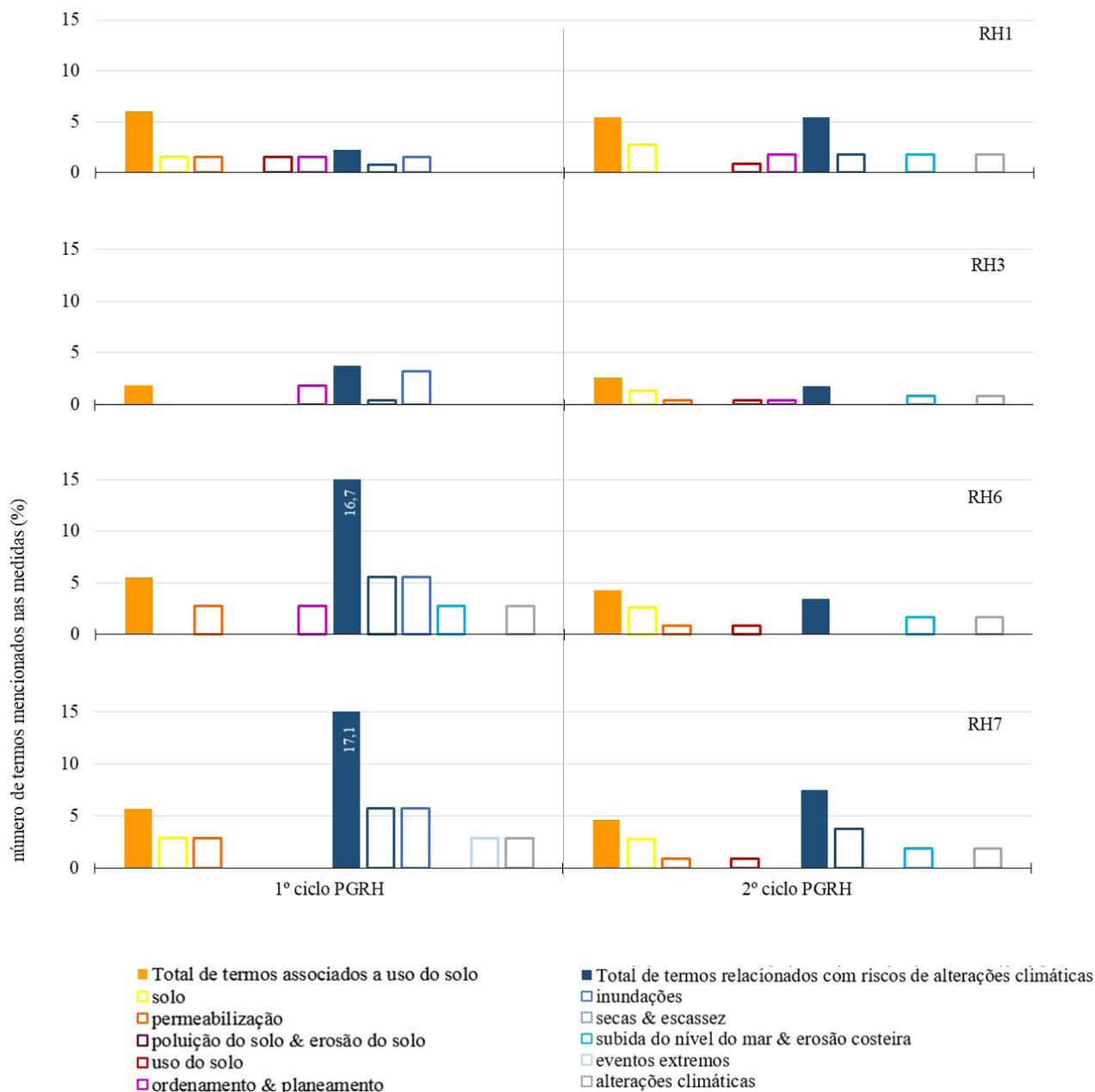


Figura 2. Incorporação de termos associados ao uso do solo e aos riscos de alterações climáticas relacionados com a água na formulação das medidas dos PoMs de cada uma das regiões hidrográficas para os dois ciclos de planeamento após DQA.

os pressupostos teóricos de Philips *et al.* (2004). Consequentemente é menos provável que os PoMs contribuam para a disseminação dessa mensagem para o público-alvo.

Os resultados da análise das entidades invocadas na implementação das medidas, que incluem os termos selecionados, para as regiões hidrográficas RH1, RH3, RH6 e RH7 são apresentados na Figura 3. A distribuição da alocação da responsabilidade pela implementação das medidas é diferente nos dois ciclos de planeamento e semelhante entre regiões hidrográficas para o segundo ciclo. No

primeiro ciclo as responsabilidades pelas medidas relacionadas com o uso do solo concentraram-se principalmente nas entidades governamentais desconcentradas associadas à água e ao território (Água (ANL); Território (TNL)) e os municípios. Nas RH6 e RH7 é notória a presença de todas as entidades na implementação das medidas, principalmente naquelas associadas aos riscos das alterações climáticas. No segundo ciclo a alocação de responsabilidade pela implementação das medidas que mencionam os termos relacionados com o uso do solo incide principalmente sobre a agência governamental ao nível central com

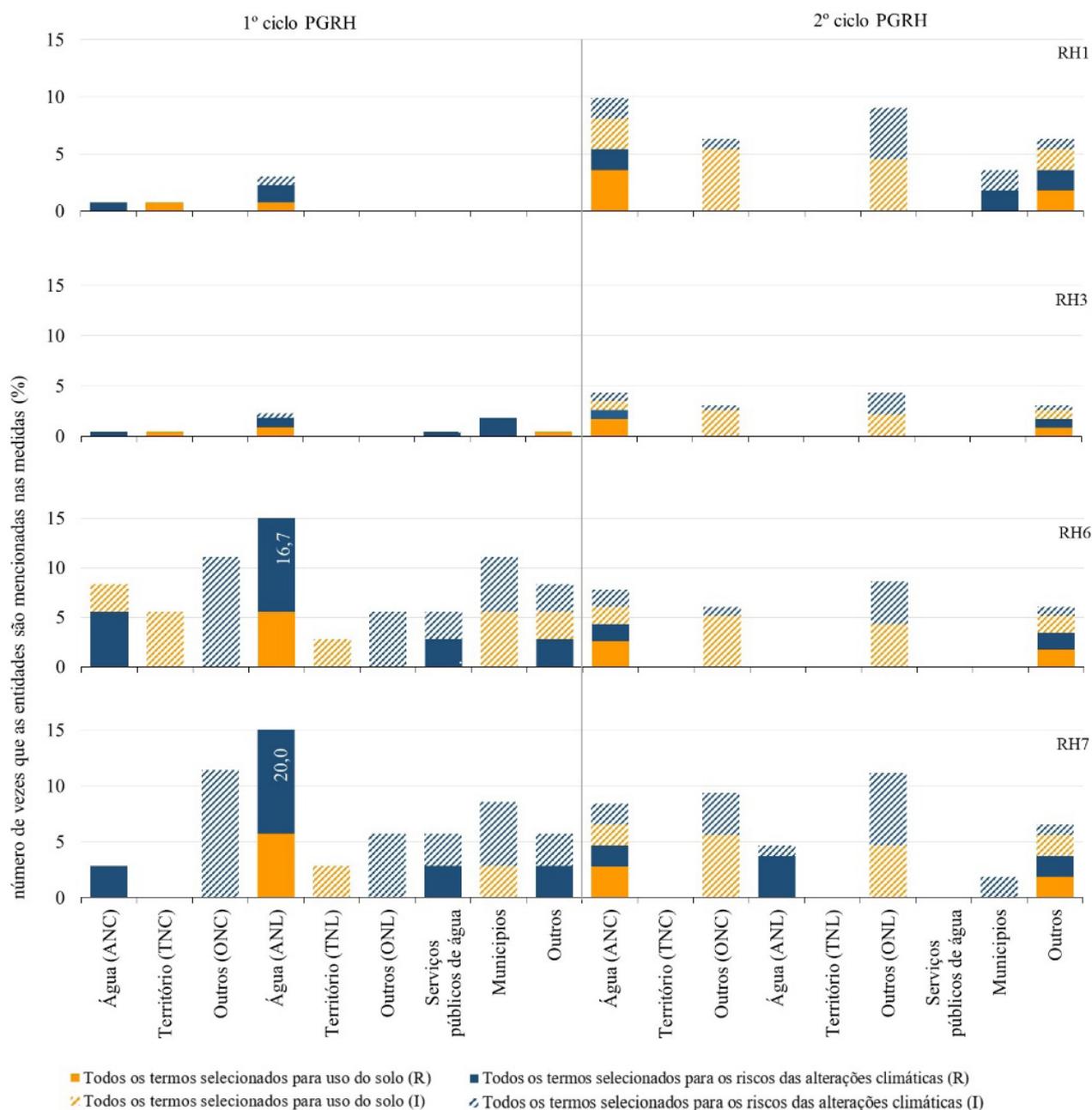


Figura 3. Número de vezes que as entidades são invocadas pelos PoMs como responsáveis pela implementação das medidas, dos PoMs para cada uma das regiões hidrográficas (R - como entidade responsável; I - como entidade a ser envolvida).

responsabilidades sobre a água (APA, I.P). As entidades governamentais associadas ao território (Território (TNC) e Território (TNL)) não são invocadas para contribuir na implementação das medidas relacionados com o uso do solo e com os riscos das alterações climáticas. Os municípios com responsabilidades específicas no planeamento do território deixaram praticamente de serem chamados como ‘responsáveis’ ou como ‘envolvidos’ na implementação das medidas que mencionam os dois grupos de termos pesquisados. No entanto é possível observar um maior envolvimento de outras entidades (Outros), incluindo entidades

governamentais de conservação da natureza, agricultura, florestas e proteção civil. As regiões RH6 e RH7, com maiores fragilidades à disponibilidade de água, não se destacam quanto ao envolvimento na implementação de medidas relacionadas com os riscos das alterações climáticas. A fraca alocação de responsabilidades nas entidades de planeamento e gestão do uso do solo na implementação das medidas e as tendências de centralização contrastam com as recomendações da literatura (Jager *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2019).

5. CONCLUSÕES

Os planos de gestão das bacias hidrográficas desempenham um papel relevante na disseminação do conceito GIRH às diferentes áreas da governança sectorial e utilizadores de água. As características discursivas dos PoMs, têm implicações na sua interpretação, implementação e em processos de tomada de decisão. Quanto mais forte for a incorporação de termos familiares, reconhecíveis e interpretáveis pelos vários stakeholders relacionados com a água, mais reforçada e efectiva é a capacidade dos PGRH oferecerem orientações claras aos vários intervenientes na gestão e protecção da água. Os resultados revelaram uma tendência, dos PoMs do segundo ciclo de planeamento, para reduzir as abordagens integrativas tanto no discurso utilizado pelas medidas quanto na alocação de responsabilidades para a sua implementação. A análise do discurso mostrou que a integração pelas medidas do conjunto de termos seleccionados, não foi reforçada no segundo ciclo de planeamento da DQA. Para este ciclo, o estudo também revelou uma diminuição da alocação de responsabilidades pela implementação das medidas das entidades governamentais responsáveis pelo planeamento do território e dos municípios. A vulnerabilidade dos territórios à disponibilidade da água parece não influenciar as preocupações com o uso do solo e com os riscos das alterações climáticas nas medidas da água dos planos de gestão de região hidrográfica. A redução evidente na integração de questões espaciais nos PoMs exige uma análise mais profunda de como as medidas estão a ser formuladas e como garantir que os impactos do uso do solo e das potenciais efeitos das alterações climáticas sejam considerados na protecção da água e contribuir para comunidades e territórios sustentáveis e resilientes. O estudo desenvolvido mostra que os PGRH apresentam ainda uma frágil capacidade de disseminação da relevância da articulação entre o uso do solo e gestão da água, e conseqüente assimilação por outros planos e stakeholders relevantes. Recomenda-se, por um lado, uma avaliação das abordagens de planeamento dos recursos hídricos, e por outro um esforço adicional na formulação das medidas dos PGBH de modo a contribuírem para melhor compreender a integração do planeamento dos recursos hídricos quer ao nível dos usos da água quer ao nível do planeamento territorial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Biswas, A.K. (2004). Integrated Water Resources Management: A reassessment. A Water Forum Contribution, *Water International*, 29 (2), 248-256.
- Carvalho, L., Mackay, E. B., Cardoso, A. C., et al. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 658, 1228–1238.
- EC (2015). Commission Staff Working Document. Report on the progress in implementation of the Water Framework Directive Programmes of Measures. Accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and the Council. The Water Framework Directive and the Floods Directive: Actions towards the 'good status' of EU water and to reduce flood risks. SWD (2015) 50 Final, Brussels. Retrieved from <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4900811f-c65f-11e4-bbe1-01aa75ed71a1/language-en>
- EC (2019). Commission Staff Working Document. Report on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC) - Second River Basin Management Plans and First Flood Risk Management Plans. Report from the Commission to the European Parliament and the Council. COM (2019) 95 Final, Brussels. Retrieved from http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/impl_reports.htm
- EEA (2012). Territorial cohesion and water management in Europe: the spatial perspective. European Environment Agency, EEA Technical report No 4/2012.
- EEA (2017). Climate change impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report. European Environment Agency, EEA Report No 1/2017.
- EU (2016). Regulatory Fitness and Performance Programme (REFIT) and the 10 Priorities of the Commission. COM (2016) 710 Final. Strasbourg.
- EU (2013). The 7th Environment Action Program (EAP). General Union Environment Action Program to 2020. European Commission, Brussels.

- Fidélis T., Roebeling, P. (2014). Water resources and land use planning systems in Portugal – Exploring better synergies through Ria de Aveiro. *Land Use Policy*, 39, 84-95.
- Fidélis, T., Rodrigues, C. (2019). The integration of land use and climate change risks in the Programmes of Measures of River Basin Plans – assessing the influence of the Water Framework Directive in Portugal. *Environmental Science and Policy*, 100, 158-171.
- Harmancioglu, N.B., Barbaros, F., Cetinkaya, C.P. (2013). Sustainability Issues in Water Management. *Water Resources Management*, 27 (6), 1867-1891.
- Harrison, P. A., Dunford, R., Savin, C., et al. (2015). Cross-sectoral impacts of climate change and socio-economic change for multiple, European land- and water-based sectors. *Climatic Change*, 128 (3-4), 279-292.
- Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., et al. (2015). Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - An introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment*, 503-504, 10-21.
- Hüesker, F., Moss, T. (2015). The politics of multi-scalar action in river basin management: Implementing the EU Water Framework Directive (WFD). *Land Use Policy*, 42, 38-47.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). Climate Change 2014. Synthesis Report. IPCC Technical paper on Climate Change and Water. Switzerland.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2018). Global warming of 1.5°C. Special Report. Switzerland.
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., et al. (2018). The superior effect of nature-based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610-611, 997-1009.
- Jager, W., N., Challies, E., Kochskämper, E. et al. (2016). Transforming European Water Governance? Participation and River Basin Management under the EU Water Framework Directive in 13 Member States. *Water*, 8 (156), 2-22.
- Klauer, B., Rode, M., Schiller, J., et al. (2012). Decision Support for the Selection of Measures according to the Requirements of the EU Water Framework Directive. *Water Resources Management* 26 775-798.
- OECD (2010). Better Regulation in Europe. OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/20790368>.
- OECD (2015). Flooding on Water Governance. Directorate for Public Governance and Territorial Development.
- OECD (2017). The Governance of Land Use in OECD Countries: Policy Analysis and Recommendations. OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264268609-en>.
- Phillips, N., Lawrence, T. B., Hardy, C. (2004). Discourse and Institutions. *Academy of Management Review*, 29 (4), 635-652.
- Roebeling, P., Rocha, J., Nunes, J.P., et al. (2014). Using the Soil and Water Assessment Tool to estimate dissolved inorganic nitrogen water pollution abatement cost functions in Central Portugal. *Journal of Environmental Quality*, 43(1), 168-176.
- Rodrigues, C., Fidélis, T. (2019). The integration of land use in public water reservoirs plans – A critical analysis of the regulatory approaches used for the protection of banks. *Land Use Policy*, 81, 762-775.
- Terrado, M., Momb Blanch, A., Bardina, M., et al. (2016). Integrating ecosystem services in river basin management plans. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 865-875.
- White, I., Howe, J. (2003). Policy and Practice: Planning and the European Union water framework directive. *Journal of Environmental Planning and Management*, 46(4), 621-631.

Contributo para o Conhecimento do Fluxo Hídrico Subterrâneo no Graben das Lajes, ilha Terceira, Açores

Contribution to the Knowledge of Underground Water Flow at Lajes Graben, Terceira island, Azores

César PIMENTEL¹, Francisco RODRIGUES², João MADRUGA³, Verónica LEAL⁴

¹ Mestre. Investigador/Colaborador, Instituto de Investigação e Tecnologias Agrárias e do Ambiente (IITAA), Universidade dos Açores, Rua Capitão João D'Ávila São Pedro 9700-042 Angra do Heroísmo. cesarpimentel.83@gmail.com.

² Doutor. Professor Auxiliar, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO), Universidade dos Açores, 9501-801, Ponta Delgada.

³ Doutor. Investigador do Instituto de Investigação e Tecnologias Agrárias e do Ambiente dos Açores, Universidade dos Açores, Rua Capitão João d'Ávila – Pico da Urze 9700-042 Angra do Heroísmo, joao.s.madruga@uac.pt.

⁴ Dr^o. Técnica Superior Relações Públicas e Comunicação. Angra do Heroísmo. veronica_falcao_leal@hotmail.com.

RESUMO: O Graben das Lajes é uma depressão tectónica localizada na vertente oriental do vulcão dos Cinco Picos, limitada pelas escarpas das falhas das Fontinhas e de Santiago. Do ponto de vista hidrogeológico comporta vários aquíferos suspensos e um basal, recarregando este último nas zonas centrais da ilha Terceira, onde as precipitações são mais elevadas.

Tendo em conta a geologia e a tectónica locais, é possível individualizar nesta depressão várias falhas normais, que definem no terreno as plataformas das Fontinhas, das Lajes e do Juncal, que, do ponto de vista hidrogeológico, desempenham um importante papel, formando barreiras horizontais à circulação de água, caso a caixa de falha se apresente preenchida por material argiloso, ou zonas muito permeáveis no caso inverso.

Este enquadramento influi decisivamente no fluxo hídrico desta região, contrariando o fluxo radial admitido para regiões insulares e gerando zonas preferenciais de descarga aquífera, responsáveis pela ocorrência de áreas lagunares na orla costeira (pauis).

Palavras-Chave: Graben das Lajes, Tectónica, Fluxo hídrico.

ABSTRACT: Lajes Graben is a tectonic depression located on the eastern slope of the Cinco Picos volcano, limited by the escarpments of the Fontinhas and Santiago faults. From a hydrogeological point of view, it comprises several perched aquifers and a basal one, reloading in the central areas of Terceira island, where rainfall is highest.

Taking into account the local geology and tectonics, it is possible to individualize in this depression several normal faults, which define the Fontinhas, Lajes and Juncal platforms on the ground, which, from the hydrogeological point of view, play an important role, forming horizontal barriers circulation of water, in case the fault box is filled with clay material, or very permeable areas in the opposite case.

This framework has a decisive influence on the water flow of this region, contradicting the admitted radial flow to island regions and generating preferential zones of aquifer discharge, responsible for the occurrence of lagoon areas on the coastal fringe (wetlands).

Keywords: Lajes Graben, Tectonics, Water flow

1. INTRODUÇÃO

O extremo oriental da ilha Terceira é em grande parte ocupado pela depressão tectónica do Ramo Grande ou *graben* das Lajes, limitada a NE pela falha de Santiago e a SW pela falha das Fontinhas. O fundo da zona deprimida caracteriza-se por não apresentar cursos de água perenes nem nascentes de grande caudal e comportar várias massas de água subterrânea suspensas, interceptadas por poços artesanais escavados e furos profundos que captam o aquífero basal.

A ocorrência de fenómenos de salinização em algumas destas captações revelou a ocorrência de zonas de fluxo preferencial determinadas, sobretudo, pela tectónica local.

A Baía da Praia da Vitória dispõe-se no setor SE do *graben* das Lajes. Apresenta na sua orla costeira três zonas lagunares consideradas de grande importância ecológica – os pauis da Praia da Vitória, Belo Jardim e da Pedreira do Cabo da Praia – com uma hidrologia marcada por descargas associadas a acidentes tectónicos locais.

2. ENQUADRAMENTO

O *Graben* das Lajes é uma depressão tectónica localizada na vertente oriental do vulcão dos Cinco Picos, o mais antigo dos quatro que constituem a ilha Terceira. Orienta-se do sentido NW-SE, sendo limitado pelas falhas de Santiago a NE, das Fontinhas a SW e pelo mar nos setores Norte e Sul (Figura 1). Rodrigues (2002) identificou no interior desta depressão e nas zonas circundantes vários aquíferos suspensos, todos associados a paleossolos, e o extremo oriental do aquífero basal insular, que corresponde a uma massa de água doce que sobrenada água salgada proveniente de infiltrações do mar. Grande parte dos caudais consumidos na Cidade da Praia da Vitória e Vila da Lajes provém do último sistema aquífero.

No sentido de determinar os processos de recarga e circulação hídrica destes sistemas hídricos foram efetuados vários inventários de pontos de água nesta região, destacando-se os de Rodrigues (1993 e 2002), CH2MHILL (2005) e Pimentel (2019). Neste último foram identificados novos pontos de água, designadamente na Serra do Cume, Fontinhas e Santa Luzia, medidos os níveis piezométricos nos poços e a altitude das exurgências, considerando-se para os furos de captação os dados fornecidos pelas entidades gestoras (Praia Ambiente e USFORAZ), tendo sido (Figura 2).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendo por base a tectónica local considerou-se o *Graben* da Lajes seccionado em três plataformas distintas (Pimentel, 2019): a das Fontinhas, a das Lajes e a do Juncal. No conjunto destas estruturas foram inventariados 31 poços, dez na orla costeira da Baía da Praia da Vitória (Poços de Maré), 19 no interior da depressão, e dois na vertente NE da Serra do Cume, tendo sido referenciados a cota de implantação e a altitude do nível freático.

No setor SW da plataforma não existem poços artesanais. Este facto está associado à ocorrência de depósitos piroclásticos de queda muito espessos, provenientes dos cones vulcânicos circundantes do Pico Celeiro (Pimentel, 2019).

Na Figura 3 mostra-se a relação entre a cota de implantação de cada uma destas estruturas tubulares e a altitude do respetivo nível hidrostático. Como se pode constatar, ocorrem agrupamentos de pontos com cotas similares, indicando a ocorrência de vários aquíferos suspensos distintos, sobrepostos nas zonas localizadas entre os 40 e os 70 m de altitude, nas plataformas das Lajes e do Juncal, designados por Rodrigues (2002) LAJ1, LAJ2 e por Pimentel (2019) JUNC1, FONT1, SCM2 e SCM1. Os poços localizados na orla costeira captam na sua totalidade o aquífero basal, apresentando variações periódicas do nível hidrostático associadas às oscilações da maré.

Tendo por base a estrutura em plataformas do *Graben* das Lajes, Pimentel (2019) considerou que as falhas que limitam estas estruturas fraturaram um aquífero suspenso contínuo que se estendia da Serra do Cume até à Serra de Santiago, dispondo-se este atualmente subdividido em várias massas de água subterrâneas dispostas em degrau.

Na figura 4 esquematiza-se a localização das principais formações hidrogeológicas no interior da plataforma do *Graben* das Lajes tendo por base a relação de todos os inventários realizados, designadamente Pimentel (2019), Lobo-Ferreira (2010), CH2MHILL (2005), e Rodrigues (2002). Como pode ser observado são considerados dez os aquíferos suspensos, dois nas três plataformas anteriormente descritas (FONT 1, FONT 2, LAJ 1, LAJ 2, JUNC 1 e JUNC 2) e dois na Serra do Cume e de Santiago (SCM 1, SCM 2, STG 1 e STG 2).

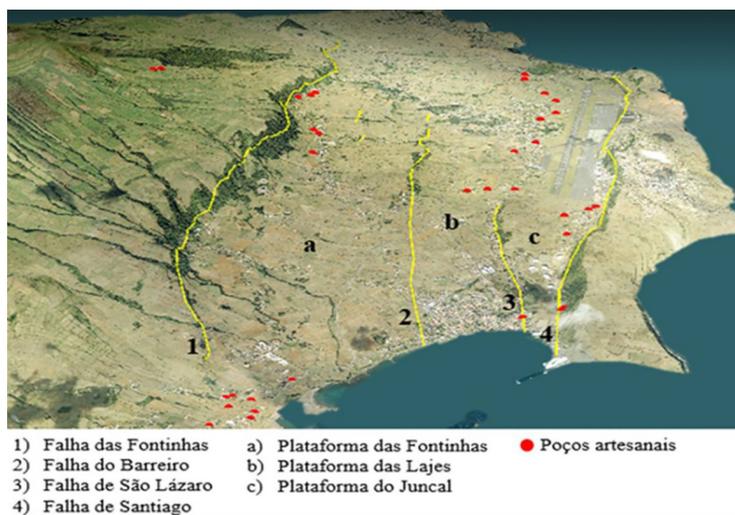


Figura 1. Estruturas tectónicas constituintes do Graben das Lajes. Retirado de Pimentel (2019).



Figura 2. Poço artesanal identificado na Serra do Cume utilizado para o consumo agropecuário até ao final do século XX.

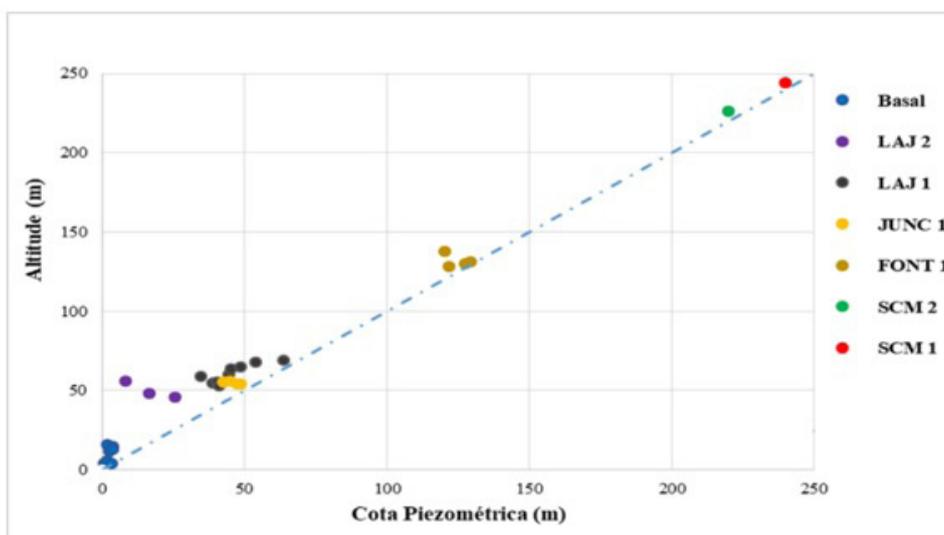


Figura 3. Relação entre altitude da boca dos poços e furos inventariados no Graben das Lajes e a respetiva cota piezométrica. Retirado de Pimentel (2019).

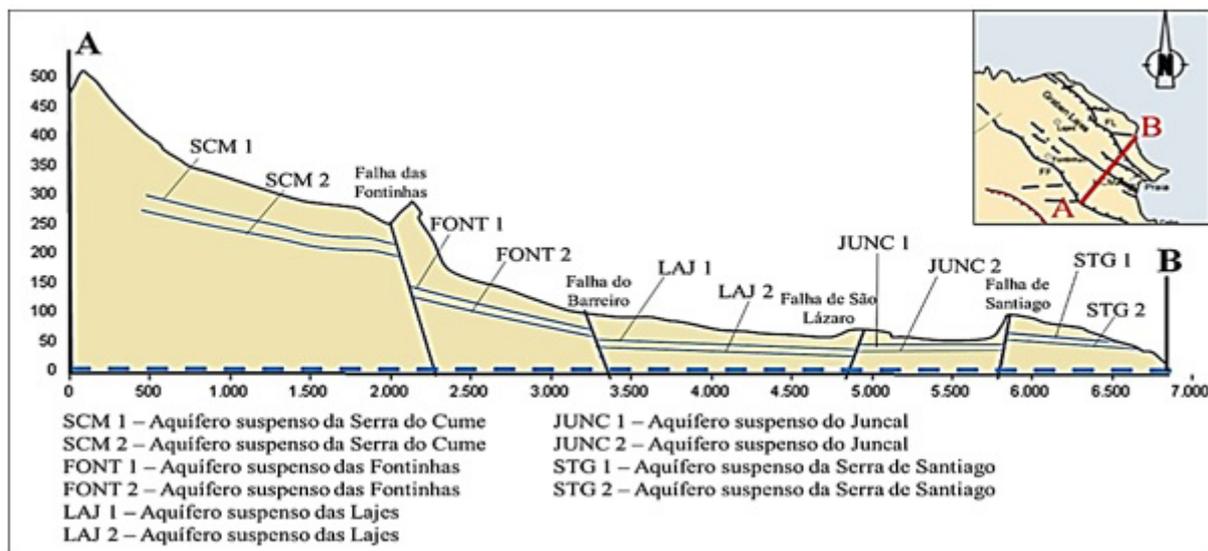


Figura 4. Esquema hidrogeológico do Graben das Lajes. Adaptado de Rodrigues (2002) por Pimentel (2019).

3.1. Fluxo hídrico nos aquíferos suspensos superficiais

Tendo por base os pressupostos de Rodrigues (2002), CH2M HILL (2005) e Lobo-Ferreira (2010), Pimentel (2019) propôs um modelo de fluxo para os aquíferos suspensos FONT 1, LAJ1 e JUNC 1, considerando a compartimentação do terreno e admitindo que as discontinuidades tectónicas do Barreiro e de São Lázaro são parcialmente permeáveis, condicionando localmente a direção do fluxo hídrico (Figura 5).

3.2. Fluxo hídrico no aquífero basal

O fluxo hídrico basal foi determinado com base nos níveis hidrostáticos medidos nos poços de maré, furos de captação de água e ocorrência de nascentes difusas nos paus, localizados na orla costeira da Baía da Praia da Vitória. Este processa-se genericamente de forma radial, sendo, contudo, muito afetado pela tectónica local, nomeadamente pelas falhas das Fontinhas, Barreiro e de Santiago que induzem compartimentações no terreno (Figura 6).

Considera-se neste modelo que a falha de Santiago é impermeável, compartimentado o aquífero basal e induzindo na vizinhança fluxos preferenciais no sentido NW e SE. Admite-se ainda que as falhas das Fontinhas e do Barreiro são parcialmente permeáveis, induzindo fluxos diferenciais na vizinhança da caixa de falha e nas plataformas identificadas.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho foi identificada a existência de vários sistemas de aquíferos que ocorrem no interior do

Graben da Lajes, complementando os identificados por Rodrigues (1993 e 2002). Foi confirmada a existência dos aquíferos SCM1 e SCM2 através da inventariação de poços artesanais utilizados para abastecimento agropecuário.

Com base no inventário anteriormente referido e pela sua análise dos níveis freáticos, considera-se que a falha do Barreiro é de extrema importância como elemento hidrogeológico, dividindo os aquíferos LAJ 1 e LAJ 2 referenciados por Rodrigues (2002) em FONT1 e FONT2 e LAJ1 e LAJ2. Foi ainda considerada a existência de dois aquíferos sobrepostos na Serra de Santiago, o STG1 e STJ2, facto este comprovado pela existência na distribuição de nascentes a altitudes distintas.

Na modelação do fluxo superficial (FONT1, LAJ1 e JNC1) verificou-se que o fluxo não é radial, processando-se em dois sentidos, sendo condicionado pela tectónica local, dividindo o fluxo para NE-SW e para SE. Este facto pode estar associado pouca permeabilidade das falhas, canalizando o fluxo no sentido oposto.

O fluxo subterrâneo basal tende a não ser radial, subdividindo-se em dois sentidos, um para NE e outro para SW. Este facto está provavelmente associado à permeabilidade parcial da falha de Santiago que impede a circulação para o quadrante E.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Camara Municipal da Praia da Vitória e à Praia Ambiente o apoio prestado, designadamente a cedência de dados para o efeito.

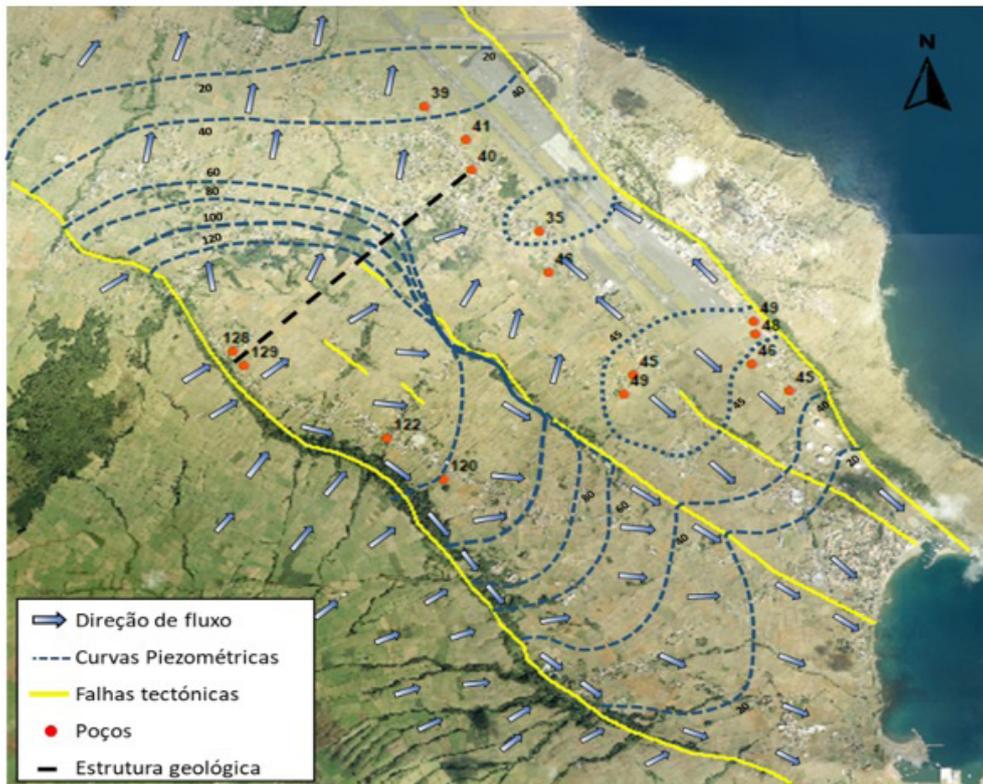


Figura 5. Modelação do fluxo de água proposto para o aquífero suspenso superficial. Adaptado de Pimentel (2019).

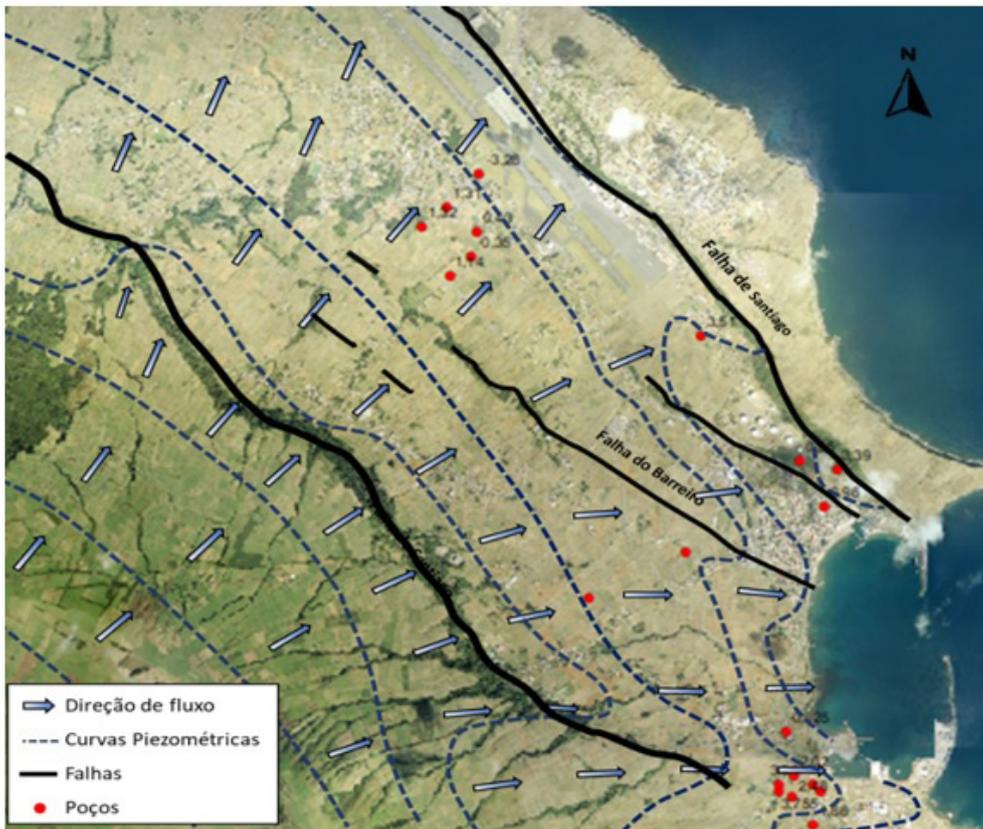


Figura 6. Modelação do fluxo de água proposto para o aquífero basal.

BIBLIOGRAFIA

CH2M HILL, 2005. Data Summary Report. Limited Soil Investigation at the Fire Training Pit and Main Gate/5 Hydrants Area at Lajes Field, Azores, Portugal. October 2005.

Lobo-Ferreira, J.P., Leitão, T.E., Novo, M.E., Oliveira, M.M., Henriques, M. J., e Martins, T., 2010 – Análise e Parecer Sobre a Situação Ambiental nas Áreas de Captação dos Furos de Abastecimento do Concelho de Praia da Vitória – Açores – Relatório Final de Avaliação das Águas Subterrâneas. Relatório 424/2010-NAS, 196 pp.

Pimentel, C. M. M. 2019. Avaliação do Sistema Hidrográfico Sudeste do *Graben* das Lajes. Projeto de Mestrado em Engenharia e Gestão de Sistemas de Água. Universidade dos Açores.

Rodrigues, F. C. 1993. *Hidrologia da Ilha Terceira* (Contributo para o seu Conhecimento). Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores.

Rodrigues, F.C. 2002. *Hidrogeologia da ilha Terceira* (Açores – Portugal). Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.

Rega de espaços verdes urbanos com água para reutilização: o que esperar?

Irrigation of urban green spaces with reclaimed water: what to expect?

Laura MONTEIRO^{1,a}, Patrícia PISSARRA^{2,a}, Maria Paula MENDES^{3,a}

^a CERIS- Investigação e Inovação em Engenharia Civil para a Sustentabilidade, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa – Portugal

¹ Doutorada em Engenharia Civil; laura.monteiro@tecnico.ulisboa.pt

² Mestre em Engenharia do Ambiente; patriciapissarra95@gmail.com

³ Doutorada em Georrecursos; mpaulamendes@tecnico.ulisboa.pt

RESUMO: O panorama climático atual, com períodos de seca cada vez mais frequentes e severos, obriga à procura de novas origens de água para satisfazer as necessidades hídricas das cidades. A utilização de água residual tratada para reutilização é, neste contexto, uma medida que poderá diminuir a necessidade de captação, tratamento e distribuição de água para consumo humano, satisfazendo usos urbanos que não requerem potabilidade, como a rega de espaços verdes. Contudo, a utilização desta água em Portugal está ainda a dar os primeiros passos, sendo frequentemente questionada a segurança do seu uso e os potenciais impactos na saúde pública e no ambiente. Uma vez que a utilização de água para reutilização (ApR) na rega de espaços verdes urbanos é já uma realidade noutras locais do mundo há vários anos, importa identificar os reais impactos da utilização continuada de ApR nesses locais. Neste artigo apresentam-se os principais resultados da monitorização dos impactos associados à utilização continuada de ApR na rega de espaços verdes urbanos em diversos pontos do mundo. Os estudos publicados mostram que os solos regados com ApR acumulam contaminantes químicos (sódio, boro, etc.) e microbiológicos presentes na ApR, tendo também sido identificados patogénicos, fármacos e genes de resistência a antibióticos. Contudo, os resultados são muito variáveis consoante o tipo de solo e as características da ApR. De forma a garantir o uso seguro de ApR na rega de espaços verdes urbanos é, portanto, necessária uma avaliação do risco cuidada e a implementação de medidas de gestão e de mitigação dos riscos adequadas às condições locais.

Palavras-Chave: Reutilização; Rega; Risco; Espaços verdes urbanos

ABSTRACT: *The current climate panorama, with increasing frequency and severity of droughts, forces the search for new sources of water to meet the water needs of cities. The use of treated wastewater for reuse, in this context, can reduce the need for abstracting, treating, and distributing drinking water, satisfying urban uses that do not require potability, such as the irrigation of green spaces. However, the use of this water in Portugal is still taking its first steps, frequently being questioned about the safety of its use and the potential impacts on public health and the environment. Since the use of reclaimed water (RW) in the irrigation of urban green spaces has been a reality in other parts of the world for several years, it is important to identify the real impacts of the continued use of RW in those places. This paper presents the main results of monitoring the impacts associated with the continued use of RW in the irrigation of urban green spaces in different parts of the world. Published studies show that soils irrigated with RW accumulate chemical (sodium, boron, etc) and microbiological contaminants present in RW, while pathogens, drugs and antibiotic resistance genes have also been identified. However, the results vary widely depending on the type of soil and the characteristics of the RW. In order to guarantee the safe use of RW in the irrigation of urban green spaces, it is, therefore, necessary to carry out a careful risk assessment and to implement risk management and risk mitigation measures appropriate to local conditions.*

Keywords: Water Reuse, Irrigation; Risk; Urban green spaces.

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 42, N.º 1, 25-29 março de 2021.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh42n1-cti3

1. INTRODUÇÃO

O aumento da frequência e severidade dos períodos de seca obriga ao uso sustentável dos recursos hídricos existentes. O uso de águas residuais tratadas para reutilização pode vir a permitir satisfazer as necessidades de água para fins que não requerem potabilidade, reduzindo a procura de água destinada ao consumo humano e consequentemente os volumes captados e tratados. As maiores Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) portuguesas localizam-se maioritariamente em meios urbanos, longe dos campos agrícolas, potenciais grandes utilizadores de água para reutilização (ApR), pelo que a utilização desta água em meio urbano poderá ser a mais imediata. A rega de espaços verdes, como jardins e parques, surge assim como uma potencial aplicação de ApR, para a qual são apenas necessárias infraestruturas de distribuição de água a curtas distâncias. De notar que a rega de espaços verdes urbanos é um dos maiores consumidores de água potável nas cidades, apesar deste fim não requerer potabilidade (Reyes-Paecke *et al.*, 2019).

Se o benefício ambiental associado à utilização de ApR na rega é evidente do ponto de vista da conservação da água, do ponto de vista da saúde pública e da preservação de solos e plantas persistem ainda algumas preocupações. Estas prendem-se com os riscos para a saúde associados à possível propagação de organismos patogénicos existentes na ApR que não são completamente removidos na ETAR, assim como com os riscos para o ambiente associados à presença de outros contaminantes com potencial de acumulação nos solos, de causar danos na vegetação e/ou de lixiviação para as águas subterrâneas (Qian, 2006). Diversos contaminantes têm vindo a ser identificados em águas residuais tratadas para reutilização, tais como poluentes orgânicos persistentes (POP), metais pesados, disruptores endócrinos, fármacos e produtos de higiene pessoal, endotoxinas, microrganismos patogénicos, antibióticos e subprodutos de desinfecção (Deng *et al.*, 2019). A presença e concentração destes e outros contaminantes em ApR depende grandemente da sua existência e teor no afluente da ETAR e do tratamento a que a água é sujeita. Deste modo, a utilização segura de ApR está intrinsecamente relacionada com a capacidade da ETAR para remover uma grande diversidade de contaminantes, muitos deles em concentrações muito baixas.

A legislação portuguesa (DL 119/2019) prevê o uso de ApR para rega agrícola, usos paisagísticos, urbanos e industriais e define os critérios de qualidade da água e as barreiras necessárias consoante os usos, numa abordagem *fit-for-purpose*.

Desta forma, pretende-se adequar o tratamento às necessidades da qualidade da água para cada uso. No que se refere à rega de espaços verdes urbanos, a qualidade da ApR poderá ser do tipo A ou B, dependendo do acesso ao espaço verde em questão ser restrito (tipo B) ou não (tipo A). Independentemente de ser do tipo A ou B, a rega de parques e outros espaços verdes urbanos exige os mais elevados níveis de qualidade da ApR e os tratamentos mais avançados.

Em 2019, apenas 1,2% das águas residuais tratadas em ETAR foram reutilizadas, maioritariamente em usos próprios das entidades gestoras das instalações de tratamento (ERSAR, 2020). A rega de espaços verdes urbanos em Portugal com ApR está ainda a dar os primeiros passos resumindo-se a alguns projetos piloto, como é exemplo o caso da rega do parque da Bela Vista, em Lisboa, em 2018 aquando de um festival de música.

2. UTILIZAÇÃO DE APR NA REGA DE ESPAÇOS VERDES URBANOS

A ApR tem vindo a ser utilizada para rega de parques e outras zonas verdes urbanas em vários países (Tabela 1). A sua utilização prolongada tem vindo a ser estudada em alguns locais, com vista à identificação de eventuais impactos ao nível do solo e da vegetação, bem como ao nível da propagação de contaminantes.

Tabela 1. Casos de estudo da utilização de ApR na rega de espaços verdes urbanos.

País	Duração da rega com ApR	Tipo de solo e vegetação	Referência
EUA (Colorado)	5 anos	Solo franco-argiloso com relva e pinheiros	Qian, 2006
China	3-9 anos	Solo franco arenoso com relva, arbustos e pinheiros	Chen <i>et al.</i> , 2015 Lyu and Chen, 2015
Australia	-	-	Han <i>et al.</i> , 2016
México	-	Solo argilo-siltoso	Palacios <i>et al.</i> , 2017
Espanha	5-15 anos	Solo franco-argiloso arenoso com relva, arbustos e cedros	Zalacáin <i>et al.</i> , 2019a, 2019b, 2019c the city of Madrid (Spain)

3. EFEITOS NO SOLO E VEGETAÇÃO

A rega com ApR fornece aos solos uma quantidade de nutrientes superior à da rega com água com uma qualidade compatível com o consumo humano,

devido aos elevados teores em carbono, fósforo e azoto. Logo, os solos continuamente regados com ApR apresentam maiores teores nestes elementos do que os regados com água potável (Chen *et al.* 2015). Em campos de golfe, onde as necessidades de rega são bastante superiores às dos espaços verdes urbanos, a rega com ApR permitiu até alcançar poupanças significativas em fertilizantes (Mujeriego *et al.*, 1996).

Os efeitos negativos no solo mais frequentemente associados à rega com ApR são as alterações das propriedades físico-químicas e microbiológicas do solo e a introdução e acumulação de contaminantes químicos e biológicos (Becerra-Castro *et al.*, 2015). Se por um lado as alterações das propriedades do solo podem ter implicações no crescimento e saúde das plantas, a acumulação de contaminantes no solo de espaços verdes urbanos pode ter repercussões negativas ao nível da saúde pública e do ambiente (Becerra-Castro *et al.*, 2015).

A acumulação de sais em solos regados com ApR tem sido observada frequentemente (Andrews *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2015; Zalacáin *et al.*, 2019a), ainda que nem sempre seja acompanhada por alterações na estrutura do solo (Chen *et al.* 2015; Zalacáin *et al.* 2019a). A suscetibilidade da estrutura do solo à salinidade da água depende da natureza do solo, sendo que os solos arenosos são menos propensos à acumulação de sais (Qian, 2006). De facto, a rega de solos arenosos na China mostrou não haver salinização dos mesmos após a rega continuada com ApR, mas apenas uma ligeira alcalinização (Chen *et al.* 2015), enquanto que nos EUA, num parque com solos argilosos regado com ApR durante cinco anos, a condutividade elétrica do solo aumentou em 187%. Apesar do aumento do teor de sais na área da zona radicular poder conduzir a uma efetiva redução do crescimento da vegetação (Lazarova e Bahri, 2005), a rega com ApR de parques urbanos na China e em Espanha demonstrou não provocar stress na vegetação regada (Chen *et al.* 2015; Zalacáin *et al.* 2019c). Contudo, nos EUA, foi observada dez vezes mais necrose nas agulhas dos pinheiros e um ligeiro declínio no aspeto da relva após vários anos de rega com ApR (Qian, 2006). Na China, a acumulação de metais pesados nos solos dos parques regados com ApR foi insignificante (Chen *et al.*, 2015).

Han *et al.* (2016) e Lyu e Chen (2015) observaram o impacto da rega com ApR na abundância e diversidade da comunidade microbiana do solo, sugerindo a ApR como um fator influenciador da estrutura das comunidades bacterianas. Chen *et al.* (2015) concluíram que o uso de ApR nos parques estudados da China melhorou significativamente

a atividade dos microrganismos do solo e que, no geral, as condições de saúde do solo foram melhorando com a rega continuada com ApR. Também no México a rega com ApR não teve efeito negativo nos microrganismos indicadores da qualidade dos solos (Palacios *et al.*, 2017). Outros estudos apontam para diferenças irrelevantes na quantidade e tipo de microrganismos presentes em solos regados com águas subterrâneas e com águas residuais tratadas ao longo de 40 anos (Li *et al.*, 2019).

Em Espanha, num jardim de uma ETAR regado com ApR, foram detetados fármacos no solo, com predominância dos analgésicos e dos anti-inflamatórios (Biel-Maeso *et al.* 2018). Estes compostos foram encontrados no solo a 150 cm de profundidade, indicando lixiviação. No entanto a análise de risco ecotoxicológico mostrou um risco muito baixo.

4. EFEITOS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA

O efeito da rega de solos com ApR nas massas de água subterrâneas tem sido pouco estudado, apesar de ser expectável que alguns dos contaminantes presentes na ApR possam atingir as águas subterrâneas por infiltração nos solos.

A qualidade das águas subterrâneas e do solo num campo de golfe após três anos de rega com ApR foi estudada por Candela *et al.* (2007). Foram detetadas alterações significativas nas características químicas do solo e do aquífero. As concentrações de cálcio e de magnésio na água subterrânea e, portanto, a dureza, aumentaram. Os valores constantes de sódio durante o período de monitorização foram justificados pela acumulação de sódio no solo, o que ocasionou a salinização das camadas superiores do mesmo. A alteração mais significativa nas águas subterrâneas foi o aumento de cloretos, da ordem de 400 mg/ano. Os mesmos autores demonstraram a importância da zona insaturada do solo, atuando como um sistema de tampão, minimizando a contaminação das águas subterrâneas de contaminantes microbiológicos e químicos.

Segundo Toze (2006), o aumento da salinidade das águas subterrâneas devido à rega com ApR é de certa forma inevitável. Contudo, o mesmo autor também refere que são as características do solo, da qualidade da ApR e a salinidade inicial da água subterrânea que determinam o impacto que o sal tem na qualidade da água. Isto é, se a água subterrânea já tiver elevada concentração de sal, então o sal adicional tem impacto limitado.

5. RISCOS PARA A SAÚDE PÚBLICA E O AMBIENTE

Até à data não foram reportadas situações de efeitos adversos na saúde humana diretamente associados ao contacto ou inalação de ApR usada na rega de espaços verdes urbanos. Contudo, não são de descurar possíveis impactos na saúde pública quer por contacto direto com a ApR, quer por contacto com os solos regados. Os riscos para a saúde pública associados à ApR dependem não só da qualidade da ApR mas também das vias de exposição aos contaminantes. Uma vez que a rega por aspersão predomina em muitos parques urbanos, associada às áreas de relvado, existe a possibilidade de inalação de compostos orgânicos voláteis e/ou aerossóis. O risco de cancro associado à inalação de subprodutos da desinfecção da ApR é superior para os trabalhadores dos parques, presentes no momento da rega, do que para os visitantes (Wang *et al.*, 2013). Um fator determinante para a exposição destes trabalhadores é a diferença de alturas entre os mesmos e os aspersores.

Palacios *et al.* (2017) detetaram *Escherichia coli* (*E. coli*), *Salmonella* e bactérias resistentes a antibióticos em ApR e solos regados com a mesma em parques urbanos do México. Foi também observado um aumento significativo de *E. coli* causado pela estagnação da água nos reservatórios de ApR dos parques, em particular nos meses de verão. Nos solos de parques urbanos da China e da Austrália foram igualmente encontrados resíduos de antibióticos (Wang *et al.* 2014) e observado um aumento significativo de genes de resistência a antibióticos (Han *et al.*, 2016). Os solos dos parques regados com ApR apresentaram uma maior diversidade e abundância destes genes comparativamente aos regados com água tratada para consumo humano.

CONCLUSÕES

A utilização de ApR na rega de espaços verdes urbanos pode permitir reduzir o consumo de água para consumo humano e melhorar algumas características dos solos, nomeadamente a estrutura microbiana e o conteúdo em matéria orgânica, fósforo e azoto. Contudo, foram observados impactos negativos, como a salinização dos solos e a acumulação de contaminantes (fármacos, microrganismos patogénicos, genes de resistência a antibióticos, etc.), com potencial para lixiviar e contaminar as águas subterrâneas.

A utilização de ApR na rega de espaços verdes urbanos carece, portanto, de uma avaliação de

risco cuidada, com base no conhecimento das condições *in situ*, nomeadamente das condições climáticas locais, das propriedades do solo e da sua capacidade de drenagem, das necessidades hídricas e da tolerância à salinidade da vegetação existente e das características químicas e microbiológicas da ApR à saída da ETAR. Algumas medidas de gestão podem ajudar a mitigar os riscos, como a escolha de espécies mais tolerantes à salinidade, a adequação dos volumes de rega às necessidades hídricas do espaço (evitando perdas excessivas e acumulação de contaminantes) e a adoção de barreiras entre o ponto de aplicação e os trabalhadores e visitantes dos parques (e.g., restrição de acesso, distância entre os aspersores e locais de passagem).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CERIS pelo financiamento do projeto de investigação exploratório ENSURE – Enabling Safe Wastewater Reuse in Urban Areas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrews DM, Robb T, Elliott H, Watson JE (2016) Impact of Long-term Wastewater Irrigation on the Physicochemical Properties of Humid Region Soils: " The Living Filter " Site Case Study. *Agricultural Water Management* 178, 239–247.

Becerra-Castro C, Lopes AR, Vaz-Moreira I, Silva EF, Manaia CM, Nunes OC (2015) Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment International* 75, 117–135.

Biel-Maeso M, Corada-Fernández C, Lara-Martín PA (2018) Monitoring the occurrence of pharmaceuticals in soils irrigated with reclaimed wastewater. *Environmental Pollution* 235, 312–321.

Candela, L., Fabregat, S., Josa, A., Suriol, J., 2007. Assessment of Soil and Groundwater Impacts by Treated Urban Wastewater Reuse . A Case Study: Application in a Golf Course (Girona , Spain). *Science of the Total Environment*. 374, 26–35.

Chen, W, Lu S, Pan N, Wang Y, Wu L (2015) Impact of Reclaimed Water Irrigation on Soil Health in Urban Green Areas. *Chemosphere* 119, 654–661.

Deng S, Yan X, Zhu Q, Liao C (2019) The Utilization of Reclaimed Water: Possible Risks Arising from

- Waterborne Contaminants. *Environmental Pollution* 254, 1–16.
- ERSAR (2020) Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal. Volume 1 - Caracterização do Setor de Águas e Resíduos.
- Han X-M, Hu H-W, Shi X-Z, Wang J-T, Han L-L, Chen D, He J-Z (2016) Impacts of Reclaimed Water Irrigation on Soil Antibiotic Resistome in Urban Parks of Victoria, Australia. *Environmental Pollution* 211, 48–57.
- Lazarova V, Bahri A (2005) *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscape and Turfgrass*. CRC Press.
- Li, B., Cao, Y., Guan, X., Li, Y., Hao, Z., Hu, W., Chen, L., 2019. Microbial assessments of soil with a 40-year history of reclaimed wastewater irrigation. *Science of the Total Environment*. 651, 696–705.
- Lyu S, Chen W (2015) Soil Quality Assessment of Urban Green Space under Long-term Reclaimed Water Irrigation. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 4639–4649.
- Mujeriego R, Sala L, Carbó M, Turet J (1996) Agronomic and public health assessment of reclaimed water quality for landscape irrigation. *Water Science & Technology* 33, 335–344.
- Palacios OA, de la Serna FJ, Ballinas-Casarrubias ML, Espino-Valdés MS, Nevárez-Moorillón GV (2017) Microbiological impact of the use of reclaimed wastewater in recreational parks. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 1009.
- Qian Y (2006) *Urban Landscape Irrigation with Recycled Wastewater*. Colorado Water Resource Research Institute. Completion Report Number 204.
- Reyes-Paecke, S., Gironás, J., Melo, O., Vicuña, S., Herrera, J. (2019) Irrigation of green spaces and residential gardens in a Mediterranean metropolis: Gaps and opportunities for climate change adaptation. *Landscape and urban planning* 182, 34–43.
- Toze, S., 2006. Reuse of Effluent Water — Benefits and Risks. *Agricultural Water Management*. 80, 147–159.
- Wang CC, Niu ZG, Zhang Y (2013) Health risk assessment of inhalation exposure of irrigation workers and the public to trihalomethanes from reclaimed water in landscape irrigation in Tianjin, North China. *Journal of Hazardous Materials* 262, 179–188.
- Zalacáin D, Bienes R, Sastre-Merlín A, Martínez-pérez S (2019a) Influence of Reclaimed Water Irrigation in Soil Physical Properties of Urban Parks: A Case Study in Madrid (Spain). *Catena* 180, 333–340.
- Zalacáin D, Martínez-pérez S, Bienes R, García-díaz A, Sastre-Merlín A (2019b) Turfgrass Biomass Production and Nutrient Balance of an Urban Park Irrigated with Reclaimed Water. *Chemosphere* 237, 124481.
- Zalacáin D, Martínez-Pérez S, Bienes R, García-Díaz A, Sastre-Merlín A (2019c) Salt Accumulation in Soils and Plants under Reclaimed Water Irrigation in Urban Parks of Madrid (Spain). *Agricultural Water Management* 213, 468–476.

LEGISLAÇÃO

Decreto-Lei n 119/2019; estabelece o regime jurídico de produção de água para reutilização, obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização. Diário da República n.º 159/2019, Série I de 2019-08-21, páginas 21-44.

Desenvolvimento e validação de aplicação computacional para avaliar Sistemas de Rega Sob Pressão

Development and validation of a computational tool for the assessment of water application on Pressurized Irrigation Systems

Paulo BRITO DA LUZ¹, Diogo FELICISSIMO², Nelson CARRIÇO², André ANTUNES²

¹ Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Av. da República, Quinta do Marquês (edifício sede), 2780-157 Oeiras, paulo.luz@iniav.pt

² Escola Superior de Tecnologia do Barreiro, Instituto Politécnico de Setúbal, Rua Américo da Silva Marinho, 2839-001 Lavradio, diogo.felicissimo@estbarreiro.ips.pt, andre.antunes@estsetubal.ips.pt, nelson.carrico@estbarreiro.ips.pt

RESUMO: O setor do regadio requer práticas com sustentabilidade ambiental e competitividade socioeconómica, que envolvem o incremento do uso eficiente da água, em diferentes escalas e redes de distribuição. Muitas abordagens inovadoras para apoiar essas práticas, nomeadamente as que se relacionam com as tecnologias de informação e comunicação (TIC), são presentemente inseridas e divulgadas na designada "Agricultura 4.0". Neste sentido, ao nível da rede terciária, as TIC têm melhorado a capacidade de se transferir e utilizar informação, facilitando ao regante a abordagem de diferentes processos relativos às instalações de rega, desde a fase de compra até avaliações de desempenho, entre outros.

Na generalidade dos projetos hidroagrícolas em Portugal, a opção dos regantes por métodos sob pressão (i.e. rega por aspersão e localizada) tem crescido face a vantagens de automatização, economia de mão-de-obra e de maior eficiência no uso da água. Contudo, continuam a observar-se situações de risco na gestão dos recursos naturais e energéticos, pela falta de adequação do sistema de rega às condições pedo-climáticas específicas das parcelas. Consequentemente, um sistema de rega sob pressão pode atingir níveis de classificação de desempenho muito baixos, considerando as perdas de água excessivas, relacionadas com os escoamentos (superficiais e/ou subterrâneos), a evaporação e os desvios causados pelo vento. Estas perdas podem ser calculadas pela Eficiência de Aplicação, que é definida pela razão entre o volume médio de água disponível para as plantas e o volume médio aplicado na rega. Este indicador depende de determinadas variáveis com impacto mais significativo que se relacionam com: 1) tipo e características da rega: dotação, taxa de aplicação; 2) características do terreno: textura do solo, declive e coberto vegetal; e 3) fatores climáticos: velocidade do vento e temperatura.

O presente artigo tem como objetivo a apresentação de uma aplicação computacional desenvolvida e validada para o cálculo da eficiência de aplicação de água de sistemas de rega sob pressão, ao nível da rede terciária (parcela). Esta ferramenta de AgriTech processa classificações e padrões devidamente enquadrados em informação e recomendações de normalização atualizada, capacitando o utilizador para fazer as opções mais válidas com base em critérios objetivos de boas práticas.

Palavras-chave: Aplicação computacional; Boas práticas; Eficiência de aplicação; Rede terciária; Sistemas de rega.

ABSTRACT: The irrigation sector requires environmental sustainability and socio-economic competitiveness practices, which involves the increase of water efficiency at different scales and distribution networks. Many innovative approaches to support these practices, namely those related to information and communication technologies (ICT), are now included and disseminated in the so-called "Agriculture 4.0". In this sense, regarding the on-farm irrigation systems layout, ICTs have improved the ability to transfer and use information, making it easier for the farmer to approach different processes related to irrigation facilities, from the purchase step to performance assessments, among others.

In most Portuguese public collective irrigation projects, the option of using pressurized irrigation methods (i.e. sprinkler and microirrigation systems) has grown due to the advantages of automation, labor savings and higher water application efficiency. However, there are still risk situations in natural and energy resources management, due to the lack of irrigation system adequacy to site-specific pedo-climatic conditions. Consequently, a pressurized irrigation system may operate with very low performance levels, considering the excessive water losses related to runoff (surface and / or subsurface), evaporation and wind drift. These losses can be calculated by the Application Efficiency, which is defined by the ratio between the average water volume available to the crops and the average water volume applied in irrigation. This indicator depends on certain variables with most impact related to: 1) irrigation type and characteristics: water depth and application rate; 2) land characteristics: soil texture, slope and vegetation cover; and 3) climatic factors: wind speed and temperature.

This paper aims to present the development and validation of a computational tool to calculate the water application efficiency of pressurized irrigation systems, at the on-farm irrigation level (plot). This AgriTech tool processes classifications and standards properly framed in information and recommendations of updated standardization, enabling the user to make the most valid options based on objective criteria of good practices.

Keywords: Application efficiency; Computational tool; Good practices; Irrigation systems; On-farm irrigation layout.

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 42, N.º 1, 31-40 março de 2021.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh42n1-cti4

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, num panorama mundial, observam-se condições de acentuada vulnerabilidade ao nível da “produtividade dos recursos” e da “segurança alimentar”, sendo procuradas soluções de gestão integrada dos recursos hídricos e energéticos em interação com as questões alimentares, num contexto designado como Nexo Água-Energia-Alimentação (Water-Energy-Food Nexus) (FAO, 2014). Nesta abordagem, a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) considera necessário a construção de bases de dados e ferramentas de avaliação fundamentadas em indicadores, que envolvam diferentes escalas geográficas das variáveis, e com objetivos específicos em termos de produtividade e eficiência no uso dos recursos naturais. A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OECD) alerta que as atividades no sector agrícola, envolvendo o Nexo Água-Energia-Alimentação (Nexo A-E-A), complementam as de outros setores, mas também competem pelos recursos disponíveis (OECD, 2014). Consequentemente, observam-se pressões no consumo, com impacto nos custos de crescimento económico e na sustentabilidade dos ecossistemas. Por outro lado, projeções globais destacam que a procura por água potável, energia e alimentos vai crescer significativamente nas próximas décadas, com desafios, nomeadamente, do crescimento populacional, do desenvolvimento económico e também das alterações climáticas (Hoff, 2011). A FAO (2019) tem documentado as condições agro-ambientais que envolvem factores biofísicos (clima, água, solo, sanidade etc.) com grande impacto ao nível da gestão local-exploração agrícola, e para as quais as alterações climáticas adicionam complexibilidade. Os problemas envolvidos suscitam particular atenção aos regantes para práticas fundamentadas na agroecologia, nas quais se tenta conjugar a experiência tradicional acumulada com o conhecimento científico inovador.

As questões climáticas assumem particular importância na região mediterrânica, em que Portugal Continental se insere, devido à grande variabilidade intra e interanual e aos cenários que projetam a redução da precipitação e o aumento da temperatura no verão (EEA, 2017); consequentemente, agravam-se os riscos de seca e de escassez de água, e as ameaças ao potencial da produção agrícola e à segurança alimentar. Neste contexto geral, os decisores políticos têm considerado medidas e programas de apoio ao desenvolvimento económico sustentável,

de que é um bom exemplo, a nível nacional, o “Compromisso para o Crescimento Verde” (CCV - www.crescimentoverde.gov.pt) (MAOTE, 2015). O CCV é um instrumento estratégico que assume a necessidade de se enfrentarem as crises associadas ao clima e ao aumento dos consumos dos recursos naturais; fixa vários objetivos para o período 2020-2030, de entre os quais as contribuições para o crescimento económico, a eficiência e a sustentabilidade. Dos indicadores que apresentam metas concretas constam as eficiências hídrica e energética.

A construção de quadros de parâmetros e indicadores tem sido implementada, com destaque para a gestão e conservação dos recursos naturais (e.g., uso e qualidade, da água ou do solo, balanço de nutrientes). As ferramentas metodológicas, com indicadores quantitativos e qualitativos (e.g. biofísicos, de gestão, de desempenho e socio-económicos), são crescentemente propostas no âmbito agroambiental e refletem impactos agrícolas e não-agrícolas, bem como tendências e a adequação (ou não) das práticas agrícolas tradicionais e inovadoras (Luz, 2013; OECD, 1999). Os modelos de previsão (e.g. climáticos e hidrológicos) permitem produzir informação que reduz riscos e incertezas nos processos de decisão, nomeadamente nas orientações sobre rega e drenagem. . Ao nível da rede terciária (regante), as TIC têm facilitado diferentes processos de: 1) seleção e dimensionamento (e.g. sistemas de apoio à decisão); 2) gestão e operacionalidade da rega (e.g. controlo remoto); 3) monitorização (e.g. sensores, satélites, SIG e mapas de índice de vegetação - NDVI); e 4) avaliação (e.g. metodologias de inteligência artificial). Estes processos, envolvendo aspectos técnicos, ambientais e económicos, são também uma importante fonte de informação para as metodologias de validação das ferramentas. Com base nestes procedimentos facilita-se o estabelecimento de recomendações padronizadas, comparáveis e consistentes.

As práticas de rega para a obtenção de maior eficiência envolvem questões sobre seleção e dimensionamento da instalação e posteriormente sobre condução da rega. Face às diferentes condicionantes expostas, a opção pelos métodos de rega sob pressão (i.e. rega por aspersão e localizada) tem vantagens de sustentabilidade ambiental e económica, nomeadamente de automatização e economia de mão-de-obra, embora os custos de investimento e de gastos de energia (sobretudo nas instalações que requerem maiores pressões de funcionamento) sejam geralmente mais elevados (Kellere e Bliesner, 1990; Oliveira, 1993). De acordo com

a Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), a área efetivamente regada em Portugal aproxima-se dos 500.000 ha, na qual cerca de 70% reporta já a sistemas de rega sob pressão (DGADR (2014)). A Federação Nacional de Regantes (FENAREG) aponta num documento de orientação para a modernização e expansão do regadio em Portugal, com horizonte temporal até 2050, metas de aumento da eficiência no uso da água e da energia pelos regantes, incluindo a reconversão de 200.000 ha para sistemas de rega sob pressão mais eficientes (FENAREG, 2019). Este mesmo documento regista um eixo de ação para a promoção de boas práticas de rega nas explorações agrícolas, que aponta para a criação de apoios para a instalação e gestão de equipamentos/tecnologias mais eficientes.

Destacam-se algumas ações-chave apresentados num estudo desenvolvido pelo International Center for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM), e que aponta estratégias para o uso racional da água na região mediterrânica, enquadrando os domínios temáticos atrás mencionados (CIHEAM, 2011):

- Elaboração de diretrizes/manuais para o “Uso Racional da Água” destinados aos utilizadores;
- Melhorar a utilização da água no regadio em contexto técnico;
- Incentivar tecnologias de rega potencialmente mais eficientes (e.g. gota a gota e aspersão);
- Promover a investigação e a aplicação dos resultados na modernização da rega;
- Maior capacitação nas fases de dimensionamento, gestão e operacionalidade de projetos de rega;
- Desenvolvimento de especificações nacionais de padrões de utilização de equipamentos de rega;
- Necessidade de indicadores para a avaliação da utilização da água;
- Investigação sobre eficiência de aplicação ao nível da parcela do agricultor;
- Seleção de tecnologias mais adaptadas às condições locais (site-specific);

No contexto das questões atrás elencadas foi desenvolvida uma metodologia, no âmbito do projeto AGIR, que tem como objetivo o apoio à tomada de decisão na instalação e gestão de equipamentos e sistemas de rega sob pressão. A metodologia avalia através de uma parametrização qualitativa diferentes ambientes de

operacionalidade desses sistemas. Como tal, e para facilitar uma melhor utilização, foram definidos dados de entrada com gamas discretas de valores. A partir destas dados, que pretendem caracterizar os sistemas: i) água-solo-atmosfera e ii) de rega sob pressão, é calculada a eficiência de aplicação da água na parcela, de forma qualitativa, com classes de valores.

O presente artigo apresenta a metodologia atrás referida e a respetiva aplicação computacional desenvolvida que permitirá efetuar uma avaliação qualitativa e robusta da eficiência de aplicação, em diferentes condições ambientais, relativamente aos principais métodos de rega sob pressão.

2. Metodologia para a avaliação da eficiência de aplicação

O desempenho de um sistema de rega deve ser avaliado por indicadores relacionados com a eficiência e a uniformidade da aplicação de água. Através destes conceitos pretende-se verificar a existência de perdas excessivas de água e, também, a adequação da rega às necessidades hídricas das plantas (Keller e Bliesner, 1990; Oliveira, 1993); Tradicionalmente, utilizam-se os seguintes indicadores: 1) Eficiência de Aplicação (EA); 2) Uniformidade de distribuição (UD); e 3) Eficiência de armazenamento (EArm). A EA, indicador utilizado no âmbito do projeto AGIR, define-se como a razão entre o volume médio de água disponível para as plantas e o volume médio aplicado na rega. Os valores da EA permitem ter uma perceção da qualidade ambiental do regadio associada às perdas de água. Nos sistemas de rega sob pressão essas perdas envolvem: 1) Percolação/Escoamento em profundidade (infiltração abaixo da zona radicular); 2) Escoamento superficial (ES); 3) Evaporação (Ev), e no caso apenas da rega por aspersão: 4) Efeito do vento.

No entanto, uma EA elevada indica perdas de água reduzidas, mas não permite considerar que o desempenho do sistema é globalmente bom. Num conjunto de regas poderão existir problemas de baixa uniformidade (e.g. relativos à qualidade do projeto ou das condições de topografia e climatologia/meteorologia) e de stress hídrico no perfil de solo da zona radicular (e.g. relação com uma má gestão/condução da rega), indicados pela UD e pela EArm, mas o impacto é sobretudo na produção (Danny *et al.*, 1997).

Numa primeira fase, optou-se por simplificar o procedimento metodológico, não considerando a Percolação/Escoamento em profundidade. Esta ocorrência poderá ter algum peso na EA se antes

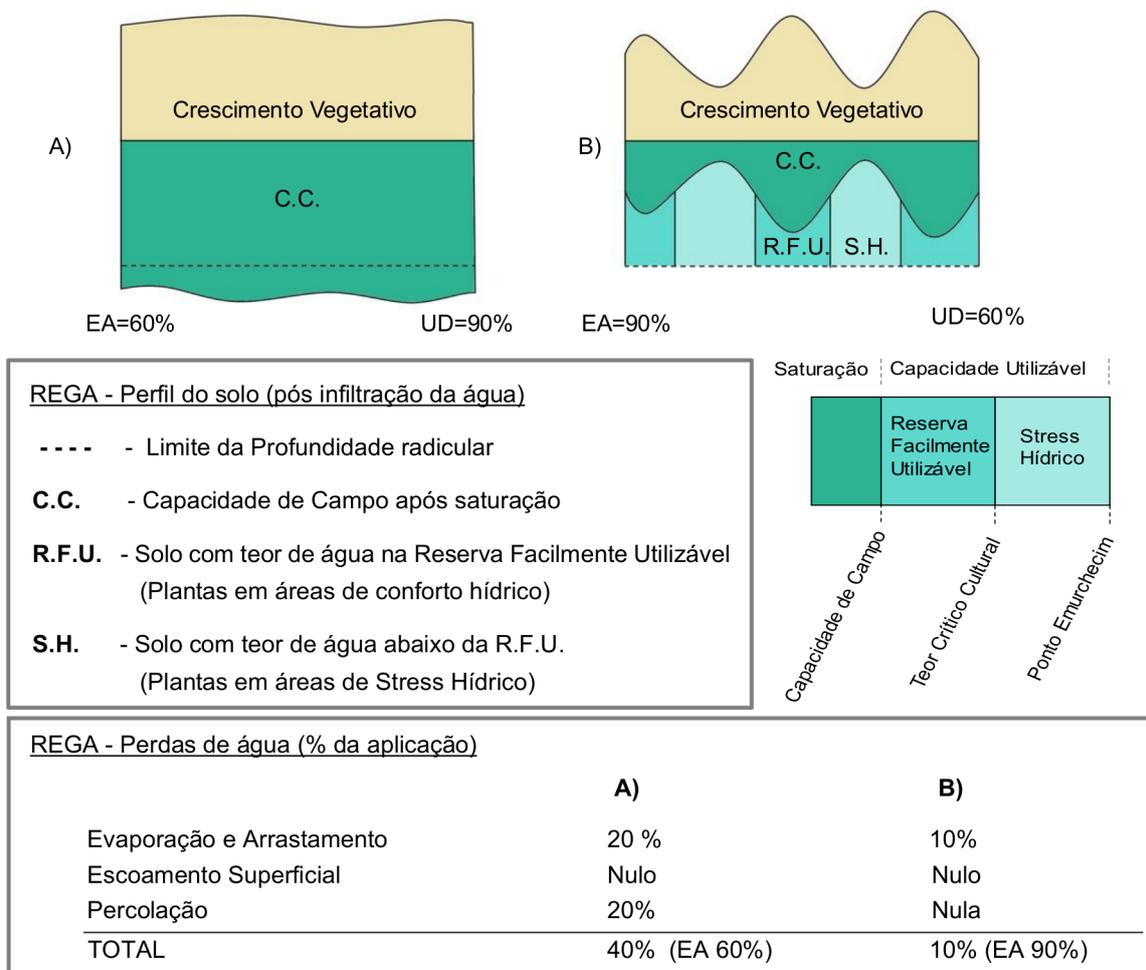


Figura 1. Representação teórica de perfis de solo com curvas de crescimento vegetativo associadas, que compara duas condições opostas de uniformidade e eficiência:

A) - EA baixa (60%) e UD alta (90%) - maior perda de água com percolação, evaporação e arrastamento

B) - EA alta (90%) e UD baixa (60%) - quebra de produção por stress hídrico

da rega e no perfil do solo com raízes: 1) existem teores de água demasiado elevados; 2) as doses de água forem excessivas para a capacidade de armazenamento. No entanto, o que acontece na realidade é que a rega se inicia com uma humidade do solo inferior à capacidade de campo (CC) e usualmente dentro de valores medianos da Reserva Facilmente Utilizável (RFU). Por outro lado, na gestão de rega destes sistemas as dotações tendem a ser baixas (inferiores a 20 mm) e a frequência alta (intervalos de rega entre 1 a 3 dias), sendo a variação da humidade do solo também reduzida. Igualmente a humidade do solo é um parâmetro não incluído, considerando-se o seu impacto pouco significativo nas condições de reduzida variação do volume de água armazenado, bem como de operacionalidade usual nos sistemas de rega envolvidos. No procedimento metodológico considerado, o ES

potencial (ESP) vai depender de três parâmetros (Luz, 2002): 1) Taxa de aplicação de água; 2) Dotação (dose) de rega; 3) Taxa de infiltração do solo. Para todos eles a estrutura conceptual utilizada envolveu 3 classes.

A taxa de aplicação de água é um parâmetro de dimensionamento relacionado com o débito dos emissores num determinado local e cujo valor máximo, num projeto, depende do diâmetro molhado (alcance da água) verificado nesses emissores. A redução da pressão num sistema de rega, embora com alguns aspetos económicos positivos, contribui para aumentar essa taxa máxima e potencia as perdas de água. Pretende-se que os valores das taxas de aplicação e de infiltração do solo sejam próximos, de forma a evitar-se ou minimizar-se a ocorrência de escoamento superficial.

A dotação (dose) de rega é um parâmetro de gestão relacionado com a quantidade de água aplicada numa área, durante um período de tempo definido (evento). Usualmente, na condução da rega essas dotações aplicam-se para que o perfil do solo, na zona radicular, fique com teores de água entre a CC e próximos de 50% da RU (limites da RFU). Nos métodos sobpressão as dotações tendem a ser baixas, o que é vantajoso em termos de se evitarem os escoamentos (superficiais e em profundidade) pelo efeito volumétrico (enchimento dos poros com água), mas podem levar a maiores perdas por efeito do vento e das temperaturas mais altas.

A caracterização da textura do solo, permite estimar parâmetros hidráulicos como a saturação, a CC, a RFU e a taxa de infiltração (TI). Na avaliação do escoamento superficial de um dado sistema de rega assume-se uma TI estabilizada, com equivalência à condutividade hidráulica saturada (Ks).

As condições mais desfavoráveis para as perdas de água máximas associadas ao escoamento superficial potencial (ESP), derivam de solos com menor Ks e de sistemas de rega com taxas de aplicação e dotações mais elevadas. No caso dos “pivots”, numa primeira avaliação do risco, considera-se o que se passa na extremidade distal, onde são observados os maiores picos nas taxas de aplicação. Em todos os outros sistemas essa avaliação realiza-se com as taxas médias de aplicação de água e de infiltração. No caso de formação de crosta a Ks é extremamente baixa e considera-se para o ESP um valor de 60% da dotação de rega. As perdas de água reais dependem ainda da capacidade do solo em reter parte do ESP. Ou seja, determina-se o escoamento superficial real (ESR), subtraindo do ESP o armazenamento superficial (AS). O armazenamento superficial irá depender do declive e do coberto vegetal do terreno de acordo com a adaptação a uma tabela da NRCS (2005) citada por Martin *et al.* (2012). No caso dos “pivots” os quadros de ESP são calculados para a área circular exterior com os últimos emissores, de maior risco. Consequentemente, pode-se deduzir que para toda a área regada o ESP médio será inferior. Com base em simulações realizadas para diferentes solos e condições de rega, aceita-se uma redução de 1/3 no ESR inicialmente calculado na área circular exterior.

Na estimativa das perdas de água pelos métodos de rega por aspersão consideram-se os efeitos do vento na dispersão e, a par da temperatura, na evaporação. Os valores podem ultrapassar os 30% em condições extremas de velocidade de vento e temperatura, mas para condições médias registam-se valores próximos dos 10% (King e Bjerneberg, 2011; Keller e Bliesner, 1990). No caso da rega gota-

a-gota, as perdas devido à evaporação dependem da temperatura, pois não se verifica o efeito do vento.

3. PROCEDIMENTO DE CÁLCULO NA APLICAÇÃO COMPUTACIONAL

Com base na metodologia explanada em 2, foi desenvolvida uma aplicação computacional para o cálculo da eficiência de aplicação (EA) ao nível da exploração agrícola. Como referido anteriormente, a EA, depende do seguinte conjunto de variáveis: **tipo e características da rega** (i.e., dotação, taxa de aplicação), **características do terreno** (i.e., solo, declive e coberto vegetal), e **fatores meteorológicos** (i.e., velocidade do vento e temperatura), conforme esquematizado na Figura 2.

Na Figura 2 as caixas de cor negra representam as variáveis a escolher pelo utilizador na plataforma enquanto as de cor cinza calculadas a partir das anteriores. As variáveis usam uma categorização qualitativa em três classes (i.e., baixo médio e alto) conforme se apresentará mais adiante.

A **dotação de rega** depende do tipo de cultura, sendo que se consideraram na aplicação computacional valores de referência para as classes baixa, média e alta (10, 20 e 30 mm, respetivamente). A **taxa de aplicação** depende do tipo de sistema de rega. Consideraram-se três tipos de sistemas de rega sob pressão distintos, nomeadamente, Aspersão Fixa, Aspersão Móvel (Pivot) e Gota-a-gota.

- **Aspersão fixa**

$$TA = \frac{Q_{aspersor}}{A_{reg}} \quad (1)$$

Em que:

TA = Taxa de aplicação (mm/h);

$Q_{aspersor}$ = caudal do aspersor (l/h);

A_{reg} = Área regada associada ao aspersor (m²).

- **Aspersão Móvel (Pivot)**

$$P_k = K \times \frac{Q}{L \times \frac{D_m}{2}} \quad (2)$$

Com:

P_k = Pico – taxa de aplicação na extremidade do pivot (mm/h);

K = Constante de conversão igual a 4584, no sistema internacional de unidades;

Q = Caudal na rampa rotativa (l/s);

L = Comprimento da rampa rotativa (m);

D_m = Diâmetro da área molhada dos aspersores na extremidade da rampa (m).

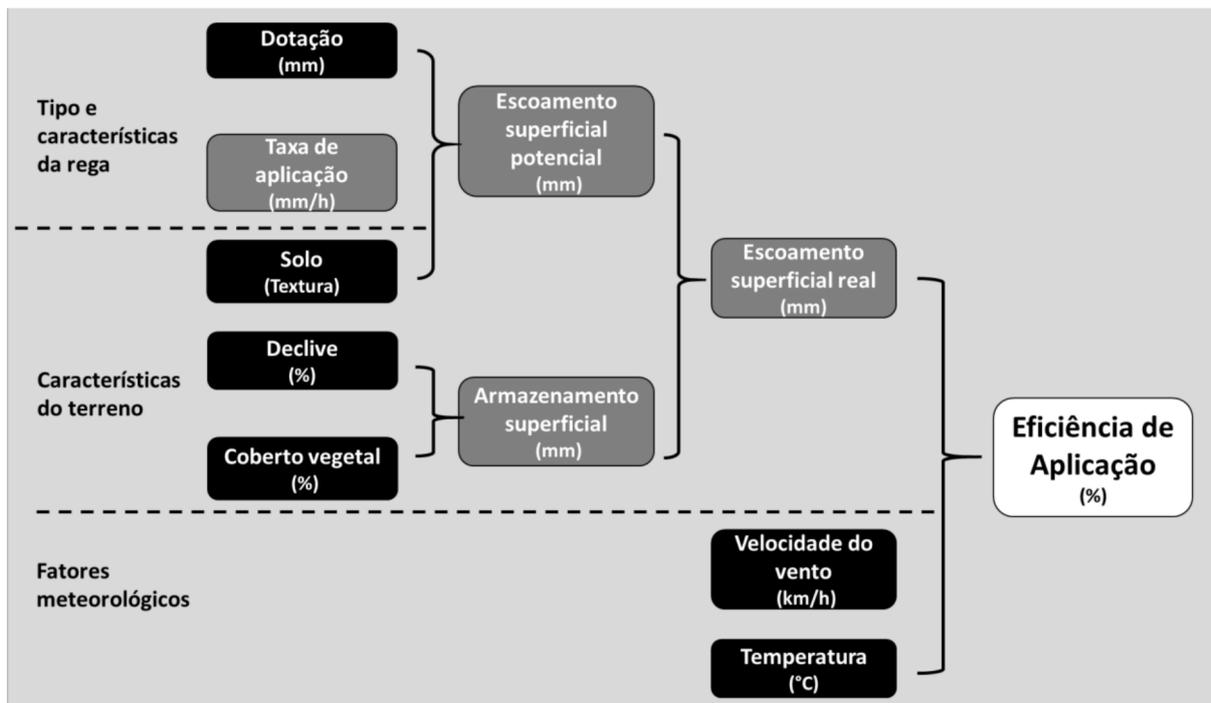


Figura 2. Representação esquemática do cálculo da EA.

▪ **Gota-a-gota**

$$TA = \frac{Q_{gotejador}}{\frac{A_{compasso}}{\frac{\%A_{hum}}{100}}} \quad (3)$$

Sendo:

- TA = Taxa de aplicação (mm/h);
- $Q_{gotejador}$ = caudal do gotejador (l/h);
- $A_{compasso}$ = Área do compasso do gotejador (m²);
- $\%A_{hum}$ = percentagem de área humedecida (%).

De acordo com o estudo desenvolvido por Carvalho *et al.* (2007), o escoamento superficial potencial depende da textura do solo, tendo sido consideradas na aplicação computacional os seguintes quatro tipos: Arenosa (Ligeira), Franca (Média), Argilosa (Pesada) e Crosta. Combinando o tipo e características da rega com a textura do solo a classificação do escoamento superficial potencial (ESP) pode ser obtida com base nas matrizes apresentadas na Figura 3, em que:

- **A**, corresponde a um ESP reduzido;
- **B1**, corresponde a um ESP médio;
- **B2**, corresponde a um ESP alto;
- **C**, corresponde a um ESP muito alto;
- **Crosta**, corresponde a um tipo de solo indesejável para rega que gera um ESP muito alto.

O **escoamento superficial real** é obtido por aplicação da equação (4):

$$ESR = ESP - \Delta S \quad (1)$$

Sendo:

- ESR = Escoamento superficial real (mm);
- ESP = Escoamento superficial potencial (mm);
- ΔS = Armazenamento superficial (mm).

No caso de o sistema de rega ser do tipo aspersão móvel (pivot), o valor de ESR (associado a toda a área) corresponde a 2/3 do resultado inicialmente obtido (o ESP referido apenas à área circular da extremidade distal).

O ESP assume-se com uma percentagem da dotação conforme apresentado no Quadro 1

Quadro 1. Escoamento superficial potencial em percentagem da dotação (%).

Classes de ESP	Valores de referência
A	10
B1	23
B2	36
C	50
Crosta	60

O armazenamento superficial irá depender do declive e do coberto vegetal do terreno de acordo com Quadro 2.

Quadro 2. Armazenamento superficial (em mm). Adaptação de NRCS (2005).

Coberto vegetal	Declive do terreno		
	Baixo (< 2%)	Médio (2% a 5%)	Alto (> 5%)
Baixo (< 30%)	10	5	0
Médio (30 a 60%)	13	8	3
Alto (> 60%)	16	11	6

Quadro 3. Síntese das classes das diferentes variáveis consideradas.

Variável	Baixo	Médio	Alto	
Dotação de rega (mm)	< 15	15-25	>25	
Taxa de aplicação (mm/h)	Aspersão fixa	< 5	5-15	>15
	Aspersão Móvel (Pivot)	< 65	65-100	>100
	Gota-a-gota	< 5	5-15	>15
Coberto vegetal (%)	< 30	30-60	>60	
Declive do terreno (%)	<2	2-5	>5	
Velocidade do vento (km/h)	< 5	5-14	>14	
Temperatura do ar (°C)	< 20	20-30	>30	
Eficiência de aplicação (%)	<70	70-80	>80	

Finalmente, a **eficiência de aplicação** depende do escoamento superficial real e dos fatores meteorológicos, como a velocidade do vento, apenas nos sistemas de rega por aspersão fixa e móvel, e a temperatura. No caso da velocidade do vento deve-se considerar o valor médio durante o período da rega e no caso da temperatura deve-se usar a máxima diária.

No Quadro 3 apresentam-se, em síntese, as classes consideradas para as diferentes variáveis consideradas na aplicação computacional.

Com base nos valores das classes do vento e da temperatura é considerada uma redução, em pontos percentuais, da eficiência de aplicação de acordo com o Quadro 4.



Figura 3. Classificação do ESP.

Figura 4 mostra a interface de um software para calcular a eficiência de aplicação. O formulário contém os seguintes campos e valores:

- Sistema de rega:** Aspersão Móvel (Pivot)
- Caudal (l/h) (m³/h) (l/s):** 25
- Comprimento da rampa (m):** 250
- Diâmetro molhado (m):** 15
- Taxa de Aplicação (mm/h):** Baixa (61)
- Textura do solo:** Argilosa (Pesada)
- Dotação:** Baixa (< 15mm)
- Declive:** Alto (> 5%)
- Coberto vegetal:** Baixo (< 30%)
- Escoamento superficial potencial:** Médio (15-30%)
- Vento:** Fraco (<5 km/h)
- Temperatura:** Baixa (<20° C)
- Armazenamento superficial (mm):** 0
- Eficiência de Aplicação (%):** 77.7

Figura 4. Aspeto da aplicação computacional para o cálculo da eficiência de aplicação.

Quadro 4. Redução da eficiência de aplicação, em percentagem (%).

Variável	Baixo	Médio	Alto
Velocidade do vento	5	10	15
Temperatura do ar	2	5	10

A eficiência de aplicação (ou eficiência de rega) é obtida utilizando a fórmula [5].

$$EA = \left(1 - \frac{ESR}{D}\right) \times 100 - v - t \quad (5)$$

Sendo:

EA = eficiência de aplicação (%);

ESR = Escoamento superficial real (mm);

D = Dotação (mm).

v = fator de redução por influência do vento (%);

t = fator de redução por influência da temperatura (%).

No caso do sistema de rega por gota-a-gota não é

considerado o fator de redução por influência do vento. Na Figura 4 apresenta-se o aspeto da aplicação computacional para o cálculo da eficiência de aplicação.

4. VALIDAÇÃO DE APLICAÇÃO COMPUTACIONAL

De modo a validar a aplicação computacional, disponível em <https://agir.ips.pt>, foram simulados seis estudos de caso, dois por tipo de sistema de rega, cujos dados foram extraídos de Pereira (2002) e que se apresentam no Quadro 5.

No Quadro 6 apresentam-se os resultados obtidos, com a aplicação computacional, para a eficiência de aplicação dos seis estudos de caso apresentados no Quadro 5.

Os valores da eficiência de rega obtidos pela utilização da aplicação computacional, para os seis estudos de caso, são consistentes com os valores de campo apresentados em Pereira (2002).

Quadro 5. Dados utilizados para a validação do cálculo da aplicação computacional.

Variáveis	Estudo de caso					
	Pivot 1	Pivot 2	Aspersão 1	Aspersão 2	Gota 1	Gota 2
Textura do solo	Franca (Média)	Argilosa (Pesada)	Franca (Média)	Franca (Média)	Franca (Média)	Franca (Média)
Pico/Taxa de Aplicação (mm/h)	60 (Baixa)	120 (Alta)	7 (Média)	3 (Baixa)	7 (Média)	4 (Baixa)
Dotação (mm)	7,5 (Baixa)	15,2 (Média)	7,2 (Baixa)	6 (Baixa)	8,2 (Baixa)	25,7 (Alta)
Classe de Declive	2-5% (Médio)	2-5% (Médio)	2-5% (Médio)	2-5% (Médio)	2-5% (Médio)	2-5% (Médio)
Coberto Vegetal (%)	Girassol (Médio)	Milho (Médio)	Milho (Médio)	Milho (Baixo)	Milho (Médio)	Melão (Baixo)
Armazenamento superficial (mm)	8	8	8	5	8	5
Velocidade do vento (m/s)	1	>3	0,9	2	-	-
Mês do ano e temperatura	Julho (Alta)	Junho (Média)	Julho (Alta)	Junho (Média)	Julho (Alta)	Julho (Alta)
Evaporação e arrastamento (mm)	1	3	1,1	0,7	0,8 (evaporação)	2,6 (evaporação)

Quadro 6. Resultados obtidos com a aplicação computacional.

Variáveis	Estudo de caso					
	Pivot 1	Pivot 2	Aspersão 1	Aspersão 2	Gota 1	Gota 2
Classificação do ESP	A	C	A	A	A	A
Escoamento Superficial Real (mm)	0	1,3	0	0	0	0
Eficiência de rega (aplicação computacional) (%)	85 (Alta)	73 (Média)	85 (Alta)	85 (Alta)	90 (Alta)	90 (Alta)
Eficiência de rega (dados de campo) (%)	87 (Alta)	78 (Média)	83 (Alta)	88 (Alta)	- (Alta)	- (Alta)

5. CONCLUSÕES

Em termos de perdas de água por ESP os valores estimados são maioritariamente nulos/residuais; verificaram-se resultados com impacto potencial nos ensaios PIVOT2 e GOTA2, mas apenas no primeiro o AS não foi suficiente para estabelecer valores nulos de ESR. Este facto conduziu a que em todos os ensaios de campo, com exceção do PIVOT2, a EA atingisse um resultado dentro da classe alta, o que se enquadra nas estimativas do modelo. Ou seja, quando não há escoamento superficial as perdas de água dependem sobretudo das condições de vento (exceto gota a gota) e temperatura, e só quando estas são ambas extremas se poderá verificar uma eficiência de aplicação classificada de média. Ainda assim, como observado na Figura 1, a par de uma EA alta, uma má uniformidade, com uma variação do teor de água no solo excessiva relativamente ao valor médio programado, poderá dar indicações de que a qualidade da rega é baixa. Nesta situação, nomeadamente nas áreas com stress hídrico ou empoçamento, a produtividade tende a ser afetada. Nos vários ensaios de rega sob pressão realizados em que a uniformidade foi baixa, os diferentes teores de água foram usualmente observados no perfil de solo com raízes e não se registaram perdas de água significativas, por escoamento superficial ou em profundidade (percolação).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Ação 1.1 dos Grupos Operacionais do Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020 (PDR2020), Operação PDR2020-101-031874, pelo financiamento do projeto AGIR: Sistema de Avaliação da Eficiência do Uso da água e da Energia em Aproveitamentos Hidroagrícolas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CIHEAM. 2011. Dialogues on Mediterranean Water Challenges: Rational water use, water price versus value and lessons learned from the European Water Framework Directive. Série A Séminaires Méditerranéens, N° A 98, Options Méditerranéennes. Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes. Bari. 196 pp.
- Carvalho, N. S., P. B. Luz; J. C. Martins; M. C. Gonçalves; F. P. Pires; T. B. Ramos; I. Oliveira & F. Nunes, 2007. Planeamento agrícola num contexto de objectivos múltiplos de natureza económica e ambiental. Relatório final do projecto PEDIZA 1462.1 EAN/INIA-COTR. Oeiras.
- Danny *et al.* 1997. Efficiencies and water losses of irrigation systems. Irrigation Management series. Kansas state university.
- DGADR. 2014. Estratégia para o regadio público 2014-2020. Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. Lisboa. 58 pp.
- Dukes, M., M. Haley, S. Hanks. 2006. Sprinkler Irrigation and Soil Moisture Uniformity. Paper presented at the 27th Annual International Irrigation Show. November 5-7, 2006. San Antonio, TX.
- EEA. 2017. Climate change, impacts and vulnerability in Europe. An indicator-based report. Report No 1. Denmark. 424 pp.
- FAO. 2014. The Water-Energy-Food Nexus. A new approach in support of food security and sustainable agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 28 pp.
- FAO. 2019. Handbook on climate information for farming communities – What farmers need and what is available. Rome. 184 pp.
- FENAREG. 2019. Contributo para uma estratégia nacional para o regadio. Relatório final. FENAREG/AGROGES. Coruche. 130 pp.
- Hoff, H. 2011. Understanding the Nexus. Background Paper for the Bonn2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus. Stockholm, Sweden: Stockholm. Environment Institute (SEI).
- Keller, J. & Bliesner, R. 1990. Sprinkle and Trickle irrigation. Ed. Van Nostrand Reinhold. AVI Book. New York.
- Luz, P. B. 2002. Sistematização da informação para apoio ao regadio no âmbito agro-ambiental. Avaliação do risco de escoamento superficial em rampas rotativas. In: Actas do 6º Congresso da água. 18-22 de Março. APRH. Porto
- Luz, P. B. 2013. Guia para a avaliação e seleção de sistemas de rega. Programa de Investigação e Formação Pós-Graduada. INIAV, Oeiras
- MAOTE. 2015. Compromisso para o Crescimento Verde. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia. (CCV - www.crescimentoverde.gov.pt)
- Martin, D.L., W. L. Kranz, A. L. Thompson, H. Liang. 2012. Selecting sprinkler packages for center pivots. Transactions of the ASABE Vol. 55(2): 513-523

NRCS. 2005. National Irrigation Guide. Part 652: Nebraska Amendment. 210-VI-NEH-IG, Amend NE4. Washington, D.C.: USDA National Resources Conservation Service. Available at: http://efotg.sc.egov.usda.gov//references/public/NE/NE_Irrig_Guide_Index.pdf.

OECD. 1999. Environmental indicators for agriculture the York workshop. Volume 2, Issues and Design. Paris. 216 pp.

OECD. 2014. New Perspectives on the Water-Energy-Food Nexus. Global Forum on Environment. 27-28 November 2014 – OECD Headquarters. Paris

Oliveira, I. 1993. Técnicas de regadio. Tomos I e II. Instituto de Estruturas Agrárias e Desenvolvimento Rural. Lisboa

Pereira, L.S. (Coord.). 2002. Diagnóstico dos sistemas de rega em pressão. Relatório final do projecto PEDIZA 1999.64.006326.1. DER-ISA-UTL. Lisboa.

Modelação e Calibração da Rede de Abastecimento de Água de Reguengos de Monsaraz

Modelling and Calibration of the Water Distribution Network of Reguengos de Monsaraz

Paulo CHAVEIRO¹, Jorge M. G. P. ISIDORO²

¹ Serviço de Águas e Saneamento Básico, Município de Reguengos de Monsaraz, Reguengos de Monsaraz, Portugal, associado n.º 1624 da APRH, pchav0@gmail.com

² Departamento de Engenharia Civil, Instituto Superior de Engenharia, Universidade do Algarve, Faro, Portugal / Centro de Ciências do Mar e do Ambiente (MARE), Coimbra, Portugal, associado n.º 1417 da APRH, jisidoro@ualg.pt

RESUMO: O acesso à água potável é essencial ao ser humano. Contudo, esta acessibilidade não é universal, existindo profundas assimetrias na sua distribuição, facilmente identificáveis por países ou regiões. Nos países mais desenvolvidos, é comum que a distribuição de água potável, normalmente sujeita a tratamento que permita a garantia da sua qualidade até ao consumidor, seja realizada por meio de redes de distribuição constituídas essencialmente por condutas e elementos acessórios. A gestão, manutenção e operação destas redes é, em Portugal, da responsabilidade das comumente designadas por Entidades Gestoras (EG). Com vista a assegurar a sustentabilidade económica, financeira e ambiental dos sistemas públicos de abastecimento, a gestão eficiente das redes de distribuição de água é assim uma obrigação para qualquer EG. No caso da cidade de Reguengos de Monsaraz, a gestão do sistema de abastecimento de água que serve 7261 habitantes é da competência do Município de Reguengos de Monsaraz. Neste sistema, a rede de distribuição mostra sinais de envelhecimento, com válvulas de seccionamento inoperacionais, com problemas de roturas frequentes, uma rede possivelmente subdimensionada e com patamares piezométricos que levam a algumas situações de variação na pressão de conforto na cidade. Assim, e com o objetivo de melhor se conhecer o funcionamento hidráulico desta rede para aperfeiçoar a gestão da mesma, foi executada a modelação e calibração hidráulica da rede de distribuição de água com recurso ao software EPANET 2.2. A calibração foi efetuada com base nos dados de caudal de entrada na rede bem como de uma campanha, especificamente realizada para este trabalho, de medição da pressão em 20 pontos de leitura que permitiu uma correta caracterização da evolução espacial e temporal da pressão na rede. O modelo de simulação permitiu testar novas soluções para a gestão da rede, como por exemplo a simulação de Zonas de Medição e Controlo (ZMC) com o objetivo de informar a EG para a produção de trabalhos que visem a redução das perdas reais de água. Os autores esperam com este trabalho contribuir para uma melhoria do funcionamento do sistema de abastecimento de água à população da cidade de Reguengos de Monsaraz, conferindo assim maior sustentabilidade económica, financeira e ambiental ao sistema.

Palavras-chave: Sistemas de abastecimento de água, Modelação hidráulica, EPANET 2.2, Zonas de Medição e Controlo (ZMC), Reguengos de Monsaraz.

ABSTRACT: Access to drinking water is essential for human beings. However, this accessibility is not universal, with profound asymmetries in its distribution, easily identifiable by countries or regions. In the more developed countries, it is common that the distribution of drinking water, normally subject to some degree of treatment to guarantee its quality until it reaches the consumer, is carried out through distribution networks consisting essentially of pipes and accessories. The management, maintenance and operation of these networks is, in Portugal, of the responsibility of management entities commonly known as Entidades Gestoras (EG). To ensure the economic, financial and environmental sustainability of public supply systems, the efficient management of water distribution networks is thus an obligation for any EG. In the case of the city of Reguengos de Monsaraz, the management of the water supply system serving 7261 inhabitants is of the responsibility of the Municipality of Reguengos de Monsaraz. In this system, the distribution network shows signs of aging, with inoperative sectioning valves, frequent ruptures, a possibly undersized network and with piezometric level fluctuations leading to a variation in the comfort pressure in the city. Thus, and to better understand the hydraulic behaviour of this network and ultimately to better manage it, EPANET 2.2 software was used to model and calibrate the water distribution network. The calibration was performed based on the total inflow into the network as well as on a campaign, specifically carried out for this work, to measure the pressure at 20 points that allowed a correct characterisation of the spatial and temporal evolution of the pressure in the network. The simulation model enabled testing new solutions for network management, such as the simulation of District Metered Areas (DMA) with the goal of reducing real losses. The authors hope with this work to contribute to an improvement of the water supply system serving the population of the city of Reguengos de Monsaraz, thus conferring greater economic, financial and environmental sustainability to the system.

Keywords: Water supply systems, Hydraulic modelling, EPANET 2.2, District Metered Areas (DMA), Reguengos de Monsaraz.

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 42, N.º 1, 41-48 março de 2021.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh42n1-cti5

1. INTRODUÇÃO

Desde sempre a água é um recurso essencial para o desenvolvimento da humanidade, sendo por isso considerada como elemento-base para toda uma sociedade. Devido ao crescimento demográfico das povoações e subsequente aumento das necessidades hídricas para o abastecimento público e à indústria, no que à água potável diz respeito, houve a necessidade de se desenvolverem novas formas de pensar a gestão da distribuição de água. Futuramente qualquer investimento no setor da distribuição de água dependerá: i) da melhoria da qualidade das massas de água; ii) da expansão da malha urbana e subsequente aumento da concentração populacional (Souza e Costa da Silva, 2013; Liu *et al.*, 2013; Roma, 2015; VeldKamp *et al.*, 2017; Hajibabaei *et al.*, 2019). Este último ponto acarreta o aumento da vulnerabilidade a interrupções involuntárias dos serviços devido aos colapsos das infraestruturas de captação, adução, tratamento e armazenamento de água. Na tentativa de melhorar a capacidade de conhecimento sobre as infraestruturas a seu cargo, as entidades gestoras (EG) verificam ser crucial a criação de modelos hidráulicos das redes de abastecimento de água e o desenvolvimento de políticas efetivas no combate, e conseqüente redução, às perdas de água (Farley & Trow, 2003; Arregui *et al.*, 2018; Sousa *et al.*, 2020). Também a utilização de dados recolhidos através de sistemas inteligentes de medição de água e de gestão de clientes para o desenvolvimento de modelos de consumo, nomeadamente na perceção das pontas de consumo, são prática normalizada nas EG mais eficientes e abertas à inovação (Gomes *et al.*, 2012; Savic *et al.*, 2014; Nguyen *et al.*, 2018; Heydari *et al.*, 2020). Nesta perspetiva, os municípios do Alentejo Central, através da Comunidade Intermunicipal do Alentejo Central (CIMAC), comunidade constituída por catorze pequenos municípios e servindo uma população aproximada de 166000 habitantes, têm investido no conhecimento infraestrutural da rede de abastecimento de água, tendo criado a plataforma SIGREDES com cadastro da rede de abastecimento de água georreferenciado e com toda a informação permanentemente atualizada. Os dados do Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal 2020 (RASARP 2020) mostram que as EG do Alentejo Central necessitam adequar estratégias de ação e de investimento para proporcionarem uma correta operacionalização dos sistemas com o objetivo último de assegurarem a gestão eficiente dos seus sistemas de abastecimento de água. Neste sentido, o estudo efetuado teve como objetivo

simular o funcionamento hidráulico da rede de distribuição de água da cidade de Reguengos de Monsaraz através da elaboração de um modelo hidráulico da rede de distribuição de água, a subsequente avaliação da rede e processamento de ajustes do modelo, de forma a torná-la eficiente na sua capacidade de fornecimento de água, em momentos de ponta de consumo, com pressões de conforto. De seguida e como processo de apoio para a redução de perdas reais de água, através do controlo ativo de perdas no futuro, procedeu-se à delimitação de Zonas de Medição e Controlo (ZMC), a elaboração de propostas de alterações, a nível dos diâmetros nominais, de condutas com vista a melhorar a distribuição de pressões de serviço e por fim analisar a influência da atividade laboral do grande consumidor na pressão de serviço na zona residencial envolvente.

2. CARATERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

Reguengos de Monsaraz é um concelho alentejano com 11382 habitantes (Censos 2011), composto por quatro freguesias: Reguengos de Monsaraz, Corval, Monsaraz, e União das Freguesias de Campo e Campinho, pertencente ao distrito de Évora na região administrativa do Alentejo Central. O caso de estudo é a rede de abastecimento de água da cidade de Reguengos de Monsaraz, gerida pelo Município de Reguengos de Monsaraz, cuja extensão é de 75.86 km, dos quais 46% em fibrocimento e 54% em PVC, com 4266 ramais executados, mas somente 3410 consumidores ativos. A rede é abastecida por quatro reservatórios: i) Moinho de Vento; ii) Moinho de Vento Elevado; iii) Outeiro do Barro Velho e iv) Outeiro do Barro Novo, permitindo uma capacidade de armazenamento conjugada de 4400 m³. Os Reservatórios do Outeiro do Barro, Velho e Novo, localizam-se a Norte da cidade à cota 251.36 m, os Reservatórios de Moinho de Vento e Moinho de Vento Elevado situam-se a Sudeste à cota 240.75 m e à cota 260.32 m respetivamente. A rede de abastecimento em “baixa” da cidade de Reguengos de Monsaraz possui condutas de 200 mm que aduzem a água entre os Reservatórios do Outeiro do Barro Velho e Moinho de Vento para a subsequente entrega na rede de distribuição, abastecendo 85% da cidade. Para abastecer a zona elevada da cidade a rede de distribuição inicia-se a jusante do ponto de entrega “em alta”, Reservatório do Moinho de Vento Elevado, abastecendo-se assim a restante cidade. O Reservatório do Outeiro do Barro Novo, de gestão em “alta” serve de sistema de equalização para abastecer os concelhos de Reguengos de Monsaraz e Mourão. Os Reservatórios

do Outeiro do Barro Velho e Novo assim como o Reservatório de Moinho de Vento Elevado são da propriedade da Sociedade Águas de Vale do Tejo, sendo o Reservatório de Moinho de Vento de propriedade municipal.

Tabela 1. Dados das infraestruturas base da rede de abastecimento de água de Reguengos de Monsaraz (ERSAR, 2020).

Rede de abastecimento de água do concelho (km)		159.20
Rede de abastecimento de água à cidade (km)	Fibrocimento	30.18
	PVC	45.68
	Total	75.86
N.º de ramais de ligação		4266
N.º de consumidores		3410
Volume de armazenamento (m ³)		4400
Perdas reais (%)		10.9

De acordo com a avaliação da qualidade do serviço executada pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) em 2020, a rede de distribuição de água teve perdas reais de 10,9% e um índice de água não faturada de 31,9%. Estes valores indicam sinais de uma rede envelhecida e com problemas de resistência dos materiais, o que se verifica através de um maior número de roturas na rede executada em fibrocimento, bem como na rede em PVC com mais de 25 anos. Por estes motivos, alguns setores da rede têm uma maior incidência de roturas e consequentes perdas físicas, para além de um elevado número de válvulas que não estão operacionais, ou não estão devidamente operacionais, por falta de um plano de manutenção; contudo, desde 2009 a EG tem vindo a realizar alguns trabalhos para substituição de equipamentos de manobra. Alguns setores nas zonas mais antigas da cidade tendem a ter baixos índices de pressão, pelo que a EG aponta para três possíveis causas: 1) o subdimensionamento dos diâmetros para os consumos atuais da rede nessas áreas, 2) a colmatação das condutas de ramal com sedimentos e biofilme, e 3) a degradação das redes prediais. Por outro lado, a rede apresenta atualmente uma deficiente organização hidráulica, consequência direta da alteração dos pontos de entrega. Originalmente o ponto de entrega de água no sistema era efetuado através de um complexo de extração de águas subterrâneas a Este da cidade, encontrando-se aí e nas áreas adjacentes as condutas de maior diâmetro (150 mm) e subsequente redução deste consoante a necessidade de adução. Com a alteração para os

pontos de entrega atuais, nos anos 80 do século passado, o sentido de fluxo de entrada do sistema mudou, e com isso toda a configuração hidráulica, pelo que atualmente vemos, em determinados troços, condutas de menor diâmetro a montante das de maior diâmetro.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a modelação hidráulica da rede de abastecimento foi utilizado o software EPANET 2.2. O modelo da rede foi criado com base na transposição e validação dos dados físicos e topológicos do cadastro georreferenciado, devidamente atualizados, numa operação que desenvolveu a validação/correção da: a) designação, cota e consumo base de 2122 nós, b) designação, comprimento, diâmetro interno e rugosidade em cada um dos 1441 troços, c) designação, diâmetro, tipo de válvula e identificação, por tabela, do coeficiente de perda de carga singular para as 775 válvulas, e d) designação, tipo de reservatório, cota piezométrica, área da célula, altura mínima, máxima e inicial dos quatro reservatórios.

Para a calibração do modelo foi essencial a recolha de dados de consumos globais da cidade, através da recolha dos consumos horários da água distribuída a partir dos reservatórios, assim como o registo dos níveis dos reservatórios e das suas flutuações diárias, utilizando para tal o sistema de telegestão/telemetria da EG. Para melhor conhecer os valores e flutuações de pressão na rede, para efeitos de calibração do modelo de simulação, o Município de Reguengos de Monsaraz adquiriu quatro sondas com registadores (loggers) incorporados amovíveis, modelo "Track-It™". Estes são registadores de dados compactos, alimentados por bateria e à prova de água, que armazenam dados de pressão e temperatura até 64000 leituras, o que permitiu a realização do levantamento das pressões em vários locais da cidade. Assim, com base nos dados de caudal de entrada na rede de distribuição, e de uma campanha especificamente realizada para este trabalho de medição e registo da pressão em 20 pontos e a cada 20 minutos, durante um período de seis dias, conseguiram-se dados robustos para a calibração do modelo. Para a localização dos pontos de medição foram tidos em atenção os grandes consumidores, a topografia do terreno, bem como a tipologia e idade das condutas, por forma a que os pontos de medição fossem representativos da rede. Os dados foram posteriormente tratados, calculando-se as médias de pressão e consumo, por hora, para as 72 horas da campanha (Figuras 1 e 2). Com base nos dados recolhidos foram também

definidos padrões de consumo para: a) consumos domésticos, b) indústria, c) grandes consumidores, e d) parque da cidade (espaço verde de lazer da cidade). Os padrões de consumos horários foram estabelecidos para os dias úteis e fins-de-semana, para além de consumos base nos nós com base nos dados de faturação da EG. Contudo, como as variações dos consumos eram similares entre dias úteis e fins de semana, optou-se por considerar somente o padrão de consumo referente aos dias úteis para a construção do modelo. Foram também definidos, com base nos dados de faturação da EG, os consumos associados aos grandes consumidores CARMIM (2.32 l/s) e matadouro (0.82 l/s), Parque da Cidade (0.50 l/s), zona industrial (0.53 l/s), aldeia de Perolivas (1.80 l/s), bairros residenciais, escolas e supermercados, utilizando os dados de faturação e definindo a média para o consumo base por nó nas respetivas áreas, totalizando um consumo médio diário de 14.57 l/s.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após correr a primeira simulação do modelo constatou-se que os dados recolhidos eram bastante robustos, para a calibração do modelo, pois dos 20 pontos de recolha de dados somente se verificou o desfasamento superior a 10% dos valores de pressão observados e simulados em três pontos, tendo em conta o critério considerado como correto para a calibração deste estudo ser um diferencial por ponto, entre o dado medido e dado

simulado, \leq a 10% (Tabela 2). Para a calibração das pressões nos pontos de medição foram adotadas duas abordagens: a) a alteração dos consumos nos pontos de monitorização e nós envolventes, e b) a alteração da rugosidade das condutas. Na Praceta Sá Carneiro, foram utilizadas as duas soluções na tentativa de aproximar o registo das pressões horárias entre o simulado e o observado. Após várias iterações e simulações considerou-se adequada a redução do caudal em cinco dos nós, que resultaram num pequeno aumento da pressão nos mesmos, que à partida pareceriam pouco significativos. A não alteração do valor da pressão nas diferentes simulações para a Praceta Sá Carneiro veio reforçar a convicção de que os valores do coeficiente da rugosidade estavam corretos, mas provavelmente existirá um erro no valor observado da pressão. No ponto de medição Parque da Cidade, e face ao material das condutas (PVC) e à idade das mesmas, optou-se por não se alterar a rugosidade nas condutas. Simulações com distintos valores para os consumos base permitiu constatar que os resultados com menores erros, entre as pressões medidas e simuladas, correspondiam a consumos base entre os 3 e os 4 l/s. No entanto, esta magnitude de consumos corresponderia a aproximadamente 30% dos consumos médios diários totais aduzidos à cidade de Reguengos de Monsaraz, situação difícil de definir como correta por via de somente termos dados mensais de consumo deste parque. Inevitavelmente, tal levaria à alteração das condições reproduzidas pelo modelo nos restantes

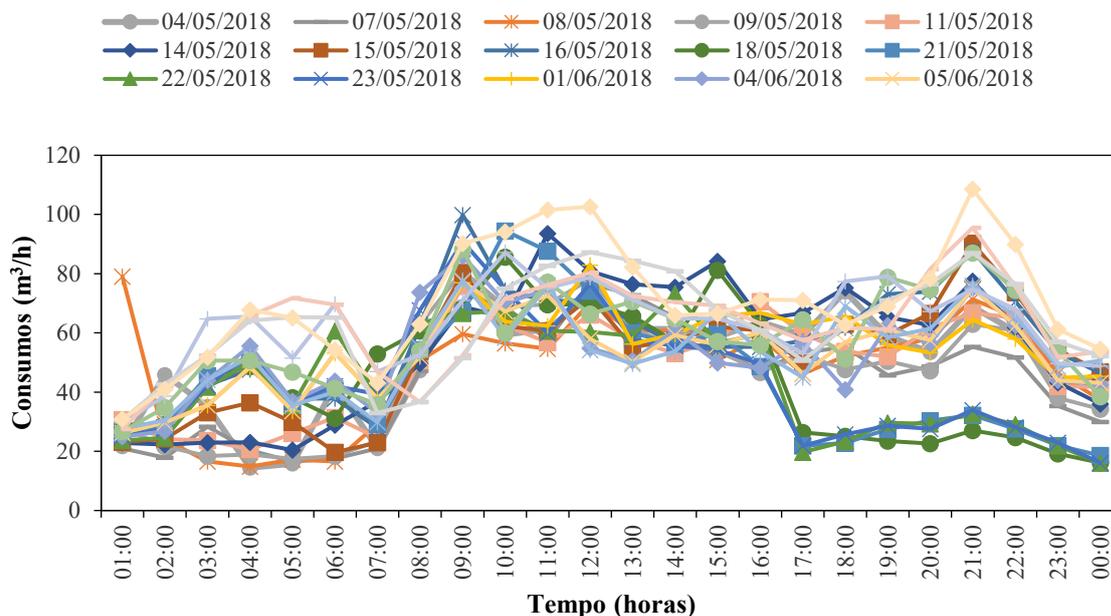


Figura 1. Evolução dos consumos diários, nos dias úteis, em Reguengos de Monsaraz.

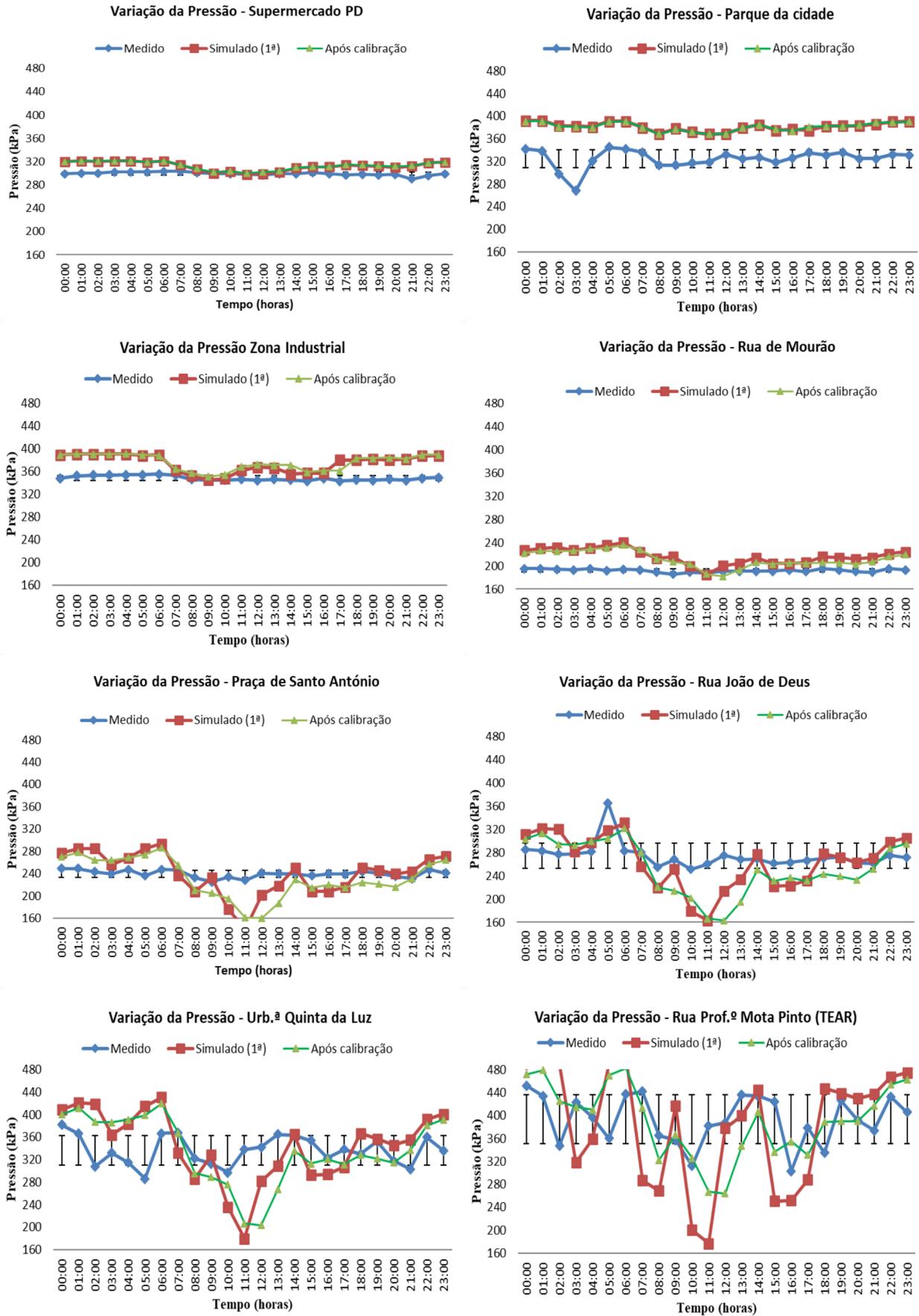


Figura 2. Comparação entre as pressões medidas e simuladas (pré-calibração e pós-calibração) com a apresentação do desvio padrão para as pressões medidas.

nós da rede, globalmente muito satisfatórias, nomeadamente nos nós mais próximos da rede de distribuição da cidade. Assim, e face aos dados de consumo mensal deste ponto foi considerado o consumo base de 0.50 l/s, tendo em conta a incerteza subjacente ao conhecimento do padrão de consumo adotado na rega para este espaço verde. No ponto de medição Praça da Liberdade o erro entre a pressão observada e simulada está acima do patamar considerado como aceitável (em mais de 16%), ao qual se associa a uma possível deficiência da leitura do registador considerando-se, para o modelo, a variação de pressão definida pela simulação como válida.

Tabela 2. Diferença entre pressões observadas, pós-calibração, e simulada para os 20 pontos monitorizados (a verde as diferenças de pressão com o erro dentro do intervalo considerado como aceitável).

Pontos de Monitorização	Erro (%)	Pontos de Monitorização	Erro (%)
Carapetal	5	Praça de Santo António	0
Supermercado PD	4	Praça da Liberdade	26
Praceta Sá Carneiro	16	Avenida Vitor Martelo	0
Urb. ^a Monsaraz	5	Rua João de Deus	3
Br António Sérgio	4	Rua de Lisboa	4
Parque da Cidade	17	Urb. ^a Quinta Nova	1
Zona Industrial (Perolivas)	6	Urb. ^a Quinta da Luz	3
Zona Industrial	7	Rua Professor Mota Pinto (TEAR)	3
Rua de Mourão	10	Rua dos Mendes	1
Rua Luís de Camões	1	Zona dos Mendes	1

Com o modelo hidráulico calibrado e após análise dos resultados podemos observar que o sistema de abastecimento de água é capaz de satisfazer as necessidades atuais dos consumidores/utilizadores abastecidos pela rede de água da cidade de Reguengos de Monsaraz. Verifica-se que em mais de 80% da rede, e durante mais de 14 horas por dia, as velocidades de escoamento são inferiores a 0.10 m/s, sendo que durante a noite as velocidades são inferiores a 0.05 m/s em mais de 90% da rede. As pressões de serviço cumprem com o exigido pela legislação durante as 24 horas do dia com pressões em geral entre os 200 kPa e os 400 kPa durante o dia, sendo o máximo e mínimo admitidos pelo regulamento 600 kPa e 140 kPa respetivamente. As flutuações diárias da pressão de serviço na rede são também sempre abaixo dos 300 kPa admitidos pelo regulamento.

Analisando alguns casos concretos podemos constatar que as velocidades de escoamento no troço da Zona Industrial variam, durante o dia, entre os 0.12 a 0.90 m/s. Já todo o troço que abastece o grande consumidor (CARMIM), bem como na saída dos reservatórios de água, as velocidades são superiores ou iguais a 0.7 m/s, principalmente nos períodos de ponta de consumo (entre as 8:00 - 12:00, 14:00 - 16:00 e 20:00 - 22:00). Relativamente à pressão de serviço, nos períodos de ponta de consumo, varia entre os 140 a 170 kPa no centro histórico (abastecido pelo Reservatório Moinho de Vento) e entre os 300 a 360 kPa nas áreas abastecidas pelos Reservatórios de Moinho de Vento Elevado e Outeiro do Barro Velho. A área da cidade denominada Aldeia de Cima apresenta-se como o ponto mais crítico, com variações de pressão entre os 65 e os 170 kPa. Relativamente ao impacto do grande consumidor nas áreas urbanas adjacentes podemos confirmar a sua elevada influência, nomeadamente entre as 10:00 e as 12:00 e entre as 14:00 e as 16:00, com reduções abruptas nas pressões de serviço, de até 150 kPa, como podemos constatar na Figura 2 (nos pontos Urb.^a Quinta da Luz e Rua Prof.^a Mota Pinto). Como a legislação em vigor exige diâmetros mínimos para as condutas da rede de distribuição, existe sempre uma condicionante para o cumprimento das velocidades de escoamento. Por exemplo, se os diâmetros fossem reduzidos para atender aos requisitos mínimos de velocidade de escoamento, mais de 70% da rede estaria abaixo do diâmetro mínimo legalmente exigido.

Com a criação das quatro ZMC, como possível cenário da melhoria da eficiência hidráulica da rede e do controlo das perdas reais, alcançada principalmente pela operação de válvulas já instaladas, os dados mostram-nos que os níveis globais da pressão de serviço variam entre os 200 a 388 kPa. Na área mais crítica, a Aldeia de Cima, a pressão de serviço aumenta significativamente nos horários de ponta de 65 para 233 kPa. Já a Zona dos Mendes necessita da colocação de uma válvula redutora de pressão pois a pressão de serviço apresenta-se sempre acima dos 400 kPa. As velocidades de escoamento não sofrem alterações importantes com as alterações preconizadas, ficando ainda abaixo, em média, dos valores mínimos regulamentares. A Figura 3 permite a análise e comparação entre patamares de pressão antes e após as alterações referidas, *i.e.*, conseguidas através da implementação das ZMC. De uma forma geral, com esta configuração de ZMC proposta torna-se possível atingir o objetivo que era o de aumentar a pressão de serviço na área urbana, sem atingir, em regra, valores acima dos desejados (350 kPa).

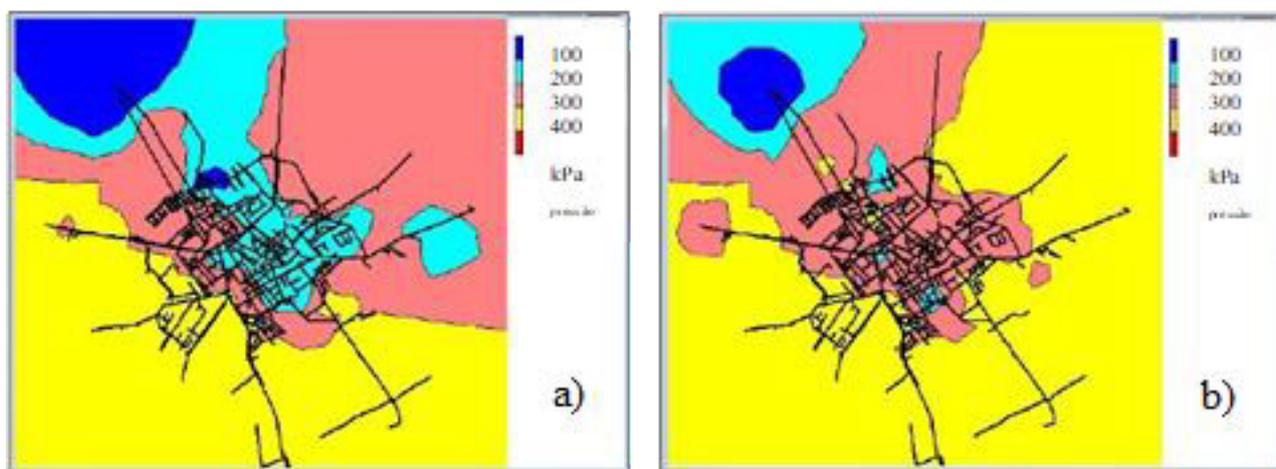


Figura 3. Exemplo de níveis da pressão de serviço na rede de abastecimento de água às 11:00, em dias de semana: a) antes da implementação da ZMC; b) após a implementação da ZMC.

5. CONCLUSÕES

Tendo como base o trabalho desenvolvido, pode verificar-se a existência de falhas no desempenho hidráulico da rede de distribuição de água da cidade de Reguengos de Monsaraz, no que diz respeito aos parâmetros de pressão, velocidade de escoamento, e também de caudal, tendo em conta o projetado aquando da execução desta rede, para além da deficiente organização hidráulica de alguns elementos da rede de distribuição e de manobra. Os pressupostos a que o trabalho se propôs foram atingidos, nomeadamente a criação e calibração do modelo hidráulico da rede de distribuição água, a sua avaliação, e o estudo de alternativas para a melhoria da sua eficiência através da criação de ZMC, que permitissem assim atingir uma melhor distribuição espacial e temporal das pressões de serviço. Os dados extraídos e o conhecimento adquirido sobre esta rede tornam este estudo numa mais-valia para a EG, tendo-se exemplificado a importância da utilização de modelos hidráulicos dos sistemas de abastecimento de água. O caso de estudo de Reguengos de Monsaraz poderá servir de caso modelo, demonstrando que a união de esforços entre várias pequenas entidades e/ou municípios para o registo cadastral das redes de distribuição de água (CIMAC / SIGREDES) permitiram a estruturação de um modelo de simulação que contribui para o desenvolvimento mais sustentável, algo que isoladamente não seria possível por falta de recursos humanos, técnicos e económicos. Por fim, foram ainda sugestionadas algumas recomendações à EG, o Município de Reguengos de Monsaraz, nomeadamente no que respeita à possibilidade de alteração do troço que

abastece o grande consumidor de modo a reduzir a sua influência direta da diminuição da pressão nas áreas habitacionais adjacentes nas horas de ponta, a execução da delimitação das ZMC propostas, esta última entretanto aceite e em fase de implementação pela EG, e subsequente alteração de pontos de fornecimento de água, bem como um eficaz serviço de controlo ativo de perdas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arregui F, Cobacho R, Soriano J, Jimenez-Redal R (2018) Calculation proposal for the economic level of apparent losses (ELAL) in a water supply system: *Water*, 10 (12), 1809
- ERSAR (Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos) (2020) Relatório Anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal – Volume 1 – Caracterização geral do setor de águas e resíduos, Lisbon
- Farley M, Trow S (2003) *Losses in water distribution networks: a practitioner's guide assessment, monitoring and control*: IWA Publication, London
- Gomes R, Sá Marques A, Sousa J (2012) Identification of the optimal entry points at District Metered Areas and implementation of pressure management: *Urban Water Journal*, 9 (6), 365-384
- Hajibabaei M, Nazif S, Sitzenfrei R (2019) Improving the performance of water distribution networks based on the value index in the system dynamics framework: *Water*, 11 (12), 2445

- Heydari S, Mamizadeh J, Sarvarian J, Ahmadi G (2020) Optimization of water distribution networks using developed binary genetic algorithm and hydraulic model software: *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, 7 (1), 30-35
- Liu D, Wu J, Li N, Li S (2013) Hybrid modelling of distributed water supply network: *IFAC Proceedings Volumes*, 46 (13), 111-116
- Murphy R (2003) *Managing strategic change: an executive overview*: Department of Command, Leadership & Management. – U.S. Army War College, Carlisle Barracks, BA, EUA
- Nguyen K, Stewart R, Zhang H, Sahin O, Siriwardene N (2018) Re-engineering traditional urban water management practices with smart metering and informatics: *Environmental Modelling & Software*, 101, 256-267
- Roma J, Pérez R, Sanz G, Grau S (2015) Model calibration and a leakage assessment applied to a real water distribution networks: *Procedia Engineering*, 119, 603-612
- Savic D, Vamvakeridou-Lyroudia L, Kapelan Z (2014) Smart meters, smart water, smart societies: the iWidget project: *Procedia Engineering*, 89, 1105-1112
- Sousa J, Martinho N, Muranho J, Sá Marques A (2020) Leakage calibration in water distribution networks with pressure-driven analysis: A real case study: *Environmental Sciences Proceedings*, 2 (1), 59
- Souza E, Costa da Silva M (2013) Management system for improving the efficiency of use water systems water supply: *Procedia engineering*, 70, 458
- Veldkamp T, Wada Y, Aerts P, Doll S, Gosling S, Liu J, Masaki Y, Oki T, Ostberg S, Pokhrel Y, Satoh Y, Kim H & Ward P (2017) Water scarcity hotspots travel downstream due to human interventions in the 20th and 21st century: *Nature Communications*, 8, 15697.

Estratégia de reabilitação e renovação de ativos na Águas do Norte

Asset Rehabilitation and Renewal Strategy at Águas do Norte

Luís NICOLAU¹, Rui LEITE², João MOCHO³

¹ Diretor de Gestão de Ativos e Engenharia, Águas do Norte, rua Dom Pedro de Castro, n.º 1A | 5000-669 Vila Real | Portugal, l.nicolau@adp.pt

² Coordenador do Sistema de Informação Geográfica, Águas do Norte, rua Dom Pedro de Castro, n.º 1A | 5000-669 Vila Real | Portugal, r.leite@adp.pt

³ Técnico Superior de Gestão de Ativos, Águas do Norte, rua Dom Pedro de Castro, n.º 1A | 5000-669 Vila Real | Portugal, joao.mocho@adp.pt

RESUMO: A Águas do Norte está a implementar um Sistema de Gestão de Ativos que pretende ser uma ferramenta de ganhos (entenda-se ganhos como a otimização de custos de O&M e de Investimento numa perspetiva de otimização do desempenho a riscos controlados) a curto, médio e longo prazo, tendo em conta o controlo mais eficiente de todo o ciclo de vida dos ativos, desde a sua aquisição e manutenção até à sua melhoria e/ou substituição. Não podemos, todavia, deixar de conferenciar o quanto esta tarefa se tem mostrado desafiadora, desde logo pela adoção da melhor ESTRATÉGIA de reabilitação e renovação de ATIVOS atendendo à dispersão geográfica e à variância das especificidades nas unidades funcionais existentes, mas também na adoção de ferramentas, sejam elas procedimentais ou informáticas (INOVAÇÃO), adequadas ao compromisso sempre difícil pela concretização entre o presente, que não podemos simplesmente “apagar”, e o futuro, que todos ambicionamos seja a “Terra do Nunca”. É este contexto desafiador que tem potenciado algumas soluções, que acreditamos serem realmente inovadoras na governança da água: estamos a falar da “radiografia contínua” a todas as nossas infraestruturas sob o ponto de vista dual de cadastro e desempenho.

Palavras-Chave: ativos; estratégia; inovação.

ABSTRACT: *Águas do Norte is implementing an Asset Management System, which aims to be a gain tool (understanding gain as proactive O&M and Capital replacement plans based on cost benefit analyses) in short, medium and long term, taking into account the most efficient control of the entire assets life-cycle, from acquisition and maintenance to improvement or replacement. However, this task has been challenging about the best ASSETS rehabilitation and renewal STRATEGY, taking account the geographical dispersion and the multiple functional units, and also in adopting the right tools, whether procedural or informatics (INNOVATION), suited to the ever-difficult compromise between realizing the present, which cannot simply “be erased”, and the future we all aspire “Neverland”. This challenging context gives rise to some solutions, which we believe are really innovative for water governance: we are talking about “continuous radiography” to all our infrastructures from the dual point of view: inventory and performance.*

Keywords: assets; strategy; innovation.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos meses, a Águas do Norte tem operado um esforço muito significativo pela compreensão daquela que poderá ser a melhor Estratégia de Reabilitação e Renovação dos seus Ativos, não obstante se admita que essa compreensão é, ela própria, transformativa das melhores opções estratégicas vindouras. Sem atenção particular pela busca de uma qualquer singularidade, tal Estratégia apresenta-se suficientemente cíclica, capaz de se sustentar a si própria, compreendendo-se o enfoque pela “arte” de começar bem, ainda mais, quando imbuídos de uma curiosidade transformativa pelas melhores respostas aos anseios legítimos da organização.

Neste contexto, é com naturalidade que abraçamos os ensinamentos de quem excluía das ciências a percepção por ouvir-dizer, ou mesmo pela experiência vaga, particularmente quando nos recorda que “(...) no entendimento, considerado em si mesmo, não pode haver nem memória nem esquecimento” (Bento de Espinosa, 1677). Foi certamente ancorados nesta “ideia” que voltámos a olhar para o significado de Gestão de Ativos, sabendo que muitos, antes de nós, já o haviam feito mas compreendendo que a simples leitura desse entendimento não deveria ser, por si só, suficiente: “que a definição compreenda a causa próxima”, como coisa criada que é.

Iniciámos, pois, pelas “essências objetivas”, que facilmente e por definição se encontram num dicionário (Porto Editora, 2009), no qual Gestão é entendida como a “**utilização racional de recursos em função de um determinado projeto ou de determinados objetivos**” e os Ativos como o “**conjunto de valores patrimoniais positivos de uma empresa ou pessoa**”. E porque, “para que se diga perfeita, a definição deverá revelar a essência íntima das coisas”, somos a inferir por:

Gestão de Ativos a utilização racional do conjunto de valores patrimoniais em função de determinados objetivos.

Aqui chegados, e para o caso específico das *utilities*, especificamente a Águas do Norte, a “*percepção pela essência ou pelas causas próximas*” revela-nos o seguinte: i) a UTILIZAÇÃO RACIONAL traduz-se na **melhor estratégia** de utilização no sentido lato, *i.e.*, englobando todas as fases e focada na minimização de custos ao longo do ciclo de vida dos ativos; ii) o CONJUNTO DE VALORES PATRIMONIAIS estará naturalmente associado ao valor dos Subsistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais, ou das próprias Infraestruturas e/ou Atividades (são todos Sistemas, *i.e.*, conjuntos de componentes que podem ser, também eles, ou parte deles, Ativos que

asseguram um serviço que é necessário garantir; (iii) os OBJETIVOS são facilmente traduzidos nos **níveis de serviço e económicos previamente estabelecidos pela organização**, redundando numa nova aproximação à definição previamente ensaiada:

Gestão de Ativos como a materialização da estratégia pela qual a organização deverá garantir níveis de serviço e económicos previamente estabelecidos com o menor esforço possível.

Estará longe de ser a melhor definição de Gestão de Ativos. Desde logo, entre tantas outras, destaca-se o “*processo integrado de tomada de decisão, planeamento e controlo quanto à aquisição, uso, proteção e eliminação de ativos, com vista a maximizar o seu potencial de resposta em serviço e benefícios e a minimizar os riscos que lhes estão associados e os seus custos ao longo do seu ciclo de vida*” (Bhagwan, 2009). Ou então, a “*atividade coordenada de uma organização para perceber e produzir valor a partir dos ativos*” (NP, 2016a) entendendo percepção de valor pelo equilíbrio entre Risco, Custo e Desempenho. Estivéssemos envolvidos num debate não custa aceitar a distinção desta última pela mestria numa assertividade concisa. Todavia, julgamos preferível um entendimento incompleto a uma cópia perfeita, mais ainda quando é, ele próprio, facilitador da avaliação partilhada: “(...) *separar a ideia verdadeira das outras Percepções*”.

Entendido o objeto da Gestão de Ativos, do ponto de vista conceptual no âmbito de uma empresa como a Águas do Norte, tornou-se urgente estender esse entendimento ao diagnóstico do estado-da-arte na organização. Este último, naturalmente reforçado pela implementação de um Sistema de Gestão de Ativos – SGAt, nesta primeira fase com fronteiras aceitáveis à sua implementação no curto prazo. Paralelamente, entendeu-se assegurar um conjunto de atividades cruciais, que resultariam, não custa aceitar, da própria implementação do SGAt mas que, pela sua clareza, foram antecipadas sem mais demora: estamos a falar de conhecer exatamente o que se tem pela simples razão de que tudo o resto, com maior ou menor complexidade, disso depende.

Face ao exposto, a estratégia adotada passou por: i) cadastrar os ativos infraestruturais; ii) implementar um projeto inovador, garante da conformidade do cadastro existente – SIGAME; iii) avaliar a aptidão funcional das infraestruturas integradas aos municípios, redundando no estado/condição, sabendo que as que foram construídas pela Águas do Norte ainda são relativamente

recentes, não apresentando por isso o mesmo grau de preocupação; iv) implementar e certificar um Sistema de gestão da Gestão de Ativos – SGAt que se quer facilitador perante a realidade da Águas do Norte; v) aderir à transformação digital da água.

2. ENQUADRAMENTO

A Águas do Norte é a entidade gestora do Sistema Multimunicipal (SMM) em “alta” do Norte de Portugal responsável pela captação, tratamento e abastecimento de água para consumo público, pela recolha, tratamento e rejeição de efluentes domésticos, urbanos e industriais. Cobre cerca de 1/5 do território nacional, servindo 1 em cada 10 portugueses. Também tem a seu cargo a exploração e gestão do sistema de águas da região do Noroeste, em resultado da celebração de uma Parceria entre o Estado (Administração Central) e 8 Municípios (Administração Local).

Aos dias de hoje, a Águas do Norte, à semelhança das demais Entidades Gestoras (EG) nacionais, tem a esmagadora maioria dos Subsistemas de Abastecimento de Água (SAA) e dos Subsistemas de Águas Residuais (SAR) em exploração. O paradigma já não é tanto o da construção de ativos novos mas antes a sua gestão que, embora já leve alguns anos, não poderá ser considerada avançada no seu ciclo de vida. Por conseguinte, os desafios atuais estão, sobretudo, focados na melhoria contínua do serviço prestado - fortemente centrada na adoção das melhores práticas associadas aos processos de O&M -, perspetivando-se, num futuro próximo, a necessidade pela implementação da melhor estratégia de reabilitação e renovação dos ativos em exploração.

No que respeita às infraestruturas em “alta” (dados do último reporte oficial) estão em exploração 16 Barragens, 206 Estações Elevatórias de Abastecimento de Água - EEAA, 36 Estações de Tratamento de Água – ETA, mais de 2.500 km de Conduções de Abastecimento de Água, 433 Reservatórios, 381 Estações Elevatórias de Águas Residuais – EEAR, mais de 1.600 km de Intercetores de Águas Residuais e 182 Estações de Tratamento de Águas Residuais – ETAR. Estes ativos infraestruturais apresentam duas proveniências principais: a mais significativa respeita à sua construção (investimento inicial previsto no contrato de concessão) mas também se assiste, aqui e ali, à integração de infraestruturas que estão sob a gestão dos municípios da concessão do SMM e que são essenciais à gestão do todo, sempre numa perspetiva do modelo de sistemas infraestruturais.

3. GESTÃO DE ATIVOS NA ÁGUAS DO NORTE

Tal como indicado no 1º capítulo, atualmente são cinco os pilares de suporte à Gestão de Ativos na Águas do Norte: i) cadastro patrimonial; ii) cadastro técnico atualizado – SIGAME; iii) estado/condição das infraestruturas integradas; iv) implementação e certificação do SGAt; v) transformação digital. Sabendo que o primeiro e o terceiro são tarefas pontuais, e que o segundo é uma ferramenta a ser incorporada nas funções dos colaboradores da empresa, restam-nos o SGAt e a digitalização. Por maioria de razão, o presente trabalho debruçar-se-á mais sobre a estratégia de implementação do SGAt embora uma atividade não se dissocie da outra. Cada vez menos.

No seguimento, far-se-á um breve resumo das atividades agrupadas pelos diferentes pilares, pormenorizando-se um pouco mais a implementação do SGAt, por se perceber que é sobre esta que irá assentar o futuro da Gestão de Ativos dos Ativos da Águas do Norte. Não fossem os milhares de km de tubagem enterrada e as centenas de estações de tratamento, estações elevatórias, reservatórios, e a estratégia associada à implementação ficaria um pouco mais facilitada, em linha com as práticas que vão sendo adotadas. Todavia, a realidade da Águas do Norte obriga à adoção de uma estratégia desenhada à medida, desde logo pela dimensão, dispersão e diversidade de tipologias de ativos infraestruturais, cuja relevância não deve ser menorizada.

3.1 Cadastro patrimonial

A revolução tecnológica é tal, que toda a humildade do mundo poderá revelar-se parca na perceção de uma fantasia emprestada à realidade muito aquém de uma qualquer extravagância imaginária: serão os equipamentos do futuro, quase presente, suficientemente inteligentes para fazerem eles próprios a sua gestão? Se tecnicamente não custa aceitar um esmorecimento significativo das dificuldades, já a decisão global ter-se-á de apoiar num outro algoritmo que, também ele tenderá a existir por si só mas que não nos deve murar, muito antes pelo contrário, ao “entendimento” pelo todo: não pode espantar que, num dado momento, a opção mais vantajosa passe pela mudança de direção, podendo mesmo, em casos mais espetaculares, passar pela inversão do sentido da marcha: assim se poderá compreender um pouco melhor a “arte” na Gestão de Ativos.

Não custa aceitar que este espírito criativo encontre solo fértil no conhecimento rigoroso dos bens, alicerçado em bases de dados técnicas

e contabilísticas suficientemente robustas e atualizadas. Iniciou-se pelo cadastro técnico, estando em finalização uma aquisição de serviços que, entre outras coisas, nos vai permitir obter:

a) o cadastro das infraestruturas em conformidade com os procedimentos constantes no documento corporativo do Grupo Águas de Portugal, incluindo as seguintes tarefas:

i. angariação e carregamento da informação de cadastro prevista para cada infraestrutura, independentemente da sua tipologia;

ii. identificação ou, se previamente identificadas, validação das unidades funcionais aplicáveis a cada infraestrutura;

iii. identificação ou, se previamente identificadas, validação da localização dos ativos, equipamentos, ou componentes que integram as infraestruturas, correspondendo em alguns deles um código de telegestão e/ou codificação associada ao Sistema de Informação Geográfica da Águas do Norte;

iv. identificação de equipamentos, filhos e/ou suas componentes, existentes em cada localização de 8º nível, ou nos casos em que já estão previamente identificados na ferramenta informática disponibilizada pela Águas do Norte (SIA) para efeitos de inventariação, proceder à sua validação, efetuando as reclassificações e alterações que se têm revelado necessárias;

b) todos os ativos etiquetados em conformidade com os procedimentos definidos na “Ficha de Cadastro de Ativos”, documento corporativo;

c) o registo das características técnicas mínimas dos equipamentos - Características a preencher por Subclasse de Equipamento;

d) a listagem dos recintos e infraestruturas inventariadas.

Concluído o cadastro técnico, já está em curso um segundo projeto, o da reconciliação financeira dos ativos, e que deverá contribuir para a recolha de outros aspetos cruciais ainda em falta. Apesar das reservas no início deste subcapítulo, completamente justificadas se atentos ao estado da arte, tudo converge para a criticidade de um cadastro técnico e contabilístico rigoroso com vista à implementação adequada do SGAt, desde logo como alicerce fundamental a qualquer tomada de decisão no âmbito da Gestão de Ativos. Dir-se-ia uma intuição a favor da “*ideia verdadeira*”, de fácil exame, sabendo que a “*verdade se revela a si própria*”.

3.2 Projeto SIGAME

Corresponde a um projeto interno, cuja ideia remonta a junho de 2018, que tem por objetivo principal manter atualizada parte dos atributos do cadastro técnico. O foco são os ativos físicos infraestruturais, em especial a sua localização, assim como os atributos e a etiquetagem dos respetivos equipamentos. Com efeito, por melhor que seja o trabalho de inventariação em curso, e por mais oleados que possam estar os processos relativos à inventariação dos novos ativos, poderão ocorrer deficiências que devem ser permanentemente auditadas. E quem melhor do que as partes interessadas? Pretende-se, pois, incentivar visitas regulares ao cadastro técnico da empresa (físicas e virtuais) disponibilizando, a todos os Colaboradores, uma aplicação de registo de sugestões ou informação pertinente, acessível através de um *smartphone*, *tablet*, ou computador.

A consulta e a visualização do cadastro físico podem ser feitas através de um portal e de uma aplicação móvel. O Portal de Mapas das Águas do Norte é uma plataforma colaborativa que reúne informação geográfica e disponibiliza dois visualizadores de mapa simples para consulta de cadastro. A *app Explorer for ArcGIS*, disponível através da *App Store* ou do *Google Play*, permite o acesso ao cadastro físico a partir de equipamentos móveis. A aplicação SIGAME foi, pois, criada com o propósito de permitir a contribuição de quaisquer Colaboradores da Águas do Norte, permitindo aos utilizadores inserir informação relevante na base de dados geográficos da empresa, pelo que o acesso à mesma tem de ser devidamente autenticado e autorizado.

A este respeito, e na perspetiva de tornar a adesão tão transversal quanto desejável, a Águas do Norte promoveu uma iniciativa que premeia os Colaboradores mais participativos na atualização do cadastro, nomeadamente os mais despertos às novas tecnologias. Quando todos falam em Drones e “outros”, a Engenharia da Águas do Norte, em especial a área de Sistemas de Informação Geográfica opta por enfatizar a complementaridade de funções que os colaboradores, sobretudo Técnicos Operativos e Técnicos de Manutenção, podem desempenhar, valorizando as suas competências. Estes são ideais que se espera possam captar a nossa curiosidade, embora contrários à *vox populi*, assente fundamentalmente na desvalorização do trabalho mais operativo a favor de uma inteligência artificial, muitas vezes sobrevalorizada por encantamentos furtivos, mais sensacionalistas do que realistas: SIGAM(E)(nos) a favor de uma imaginação científica aplicada à Gestão de Ativos.



Figura 1. Projeto SIGAME.

3.3 Integrações

Avaliação do estado/condição das infraestruturas integradas, com recursos próprios, através da implementação de planos anuais de inspeção. Avançou-se, paralelamente, com a contratação de uma aquisição de serviços para avaliação das infraestruturas lineares de águas residuais partilhadas e integradas aos municípios. O foco nestas infraestruturas decorre do diminuto conhecimento infraestrutural existente, em contraponto com as construídas pela Águas do Norte, e com a respetiva idade média dos ativos, que é tendencialmente bastante mais elevada.

Concorre, simultaneamente, para a atualização do cadastro físico destas infraestruturas, conhecida a ausência, na esmagadora maioria dos casos, de telas finais e outros elementos essenciais à sua caracterização. Para efeitos de concurso foram considerados 41.868 m de interceptores e 6.218 caixas de visita.

Face ao exposto, conclui-se que ambos os projetos, quer o cumprimento dos planos de inspeção com equipas internas, quer a execução do contrato para avaliação das infraestruturas lineares, têm permitido melhorar o conhecimento das infraestruturas integradas e partilhadas do SMM

da Águas do Norte, possibilitando deste modo o incremento do ritmo de reabilitação destes ativos, com perspetivas de melhoria no seu desempenho, nomeadamente no que respeita à diminuição das aflúncias indevidas por infiltração, bem como na diminuição da probabilidade de ocorrência de descargas indevidas de água residual não tratada.

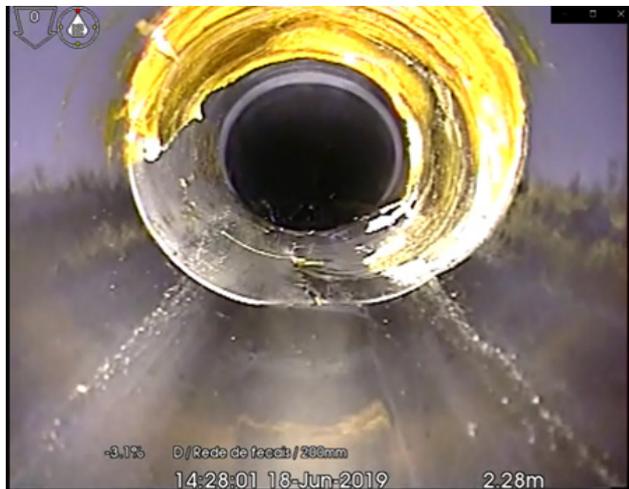


Figura 2. Inspeções a Interiores Águas do Norte.

3.4 SGAt – Sistema de Gestão de Ativos

No seguimento do artigo, compreende-se que a implementação do SGAt na Águas do Norte não se pode dissociar do novo paradigma de gestão que a organização começa a abraçar, assente na melhoria contínua. Deve-se, desde logo, ao desafio empresarial - motor de excelência de qualquer organização focada na competitividade, num contexto de globalidade onde a busca das melhores práticas é uma constante - mas também ao nível da excelência imposta por um Regulador, cada vez mais focado nesta universalidade de conceitos. Aliás, é neste contexto que a Águas do Norte encara os desafios da ERSAR, promovendo-os à categoria das oportunidades, e sabendo que todos partilhamos a visão pela otimização e pela eficácia da prestação do serviço.

Foi, pois, deste modo que surgiu a proposta de implementação do SGAt. Não podia ter sido melhor acolhida pela Administração da Águas do Norte, que logo desafiou a Direção com a Gestão de Ativos para a certificação da empresa segundo a NP EN ISO 55001. Isto por cedo intuir os benefícios numa aposta em objetivos empresariais cada vez mais difundidos e materializados a uma escala mundial. Falamos numa estratégia de otimização da gestão de ativos com elevado nível de serviço através do equilíbrio entre Desempenho, Custo e Risco, assegurando, deste modo, a melhoria contínua dos processos e suportando a gestão da mudança na

organização através da implementação atempada de ações mitigadoras de eventuais efeitos adversos. O foco da organização centra-se, cada vez mais, na avaliação da eficiência/eficácia dos seus processos, na avaliação dos custos no curto, médio e longo prazo e na avaliação dos riscos associados, obrigando-se a confirmar informação fiável e rigorosa quanto às variáveis afetas aos indicadores/critérios presentes nessas avaliações. Razão da importância pelo controlo da qualidade de dados, aliás, em linha com as boas práticas nestas matérias (IAM, 2015). Ajuda a metodologia do ciclo PDCA prevista na norma ISO 55001: *Plan* - planear a estratégia para cumprimento dos objetivos; *Do* - executar os planos que permitam o atingimento e o controlo desses objetivos, *Check* - verificar (avaliar) os resultados de desempenho para detetar falhas; *Act* - atuar pela revisão do sistema, conhecidas as falhas, com base na melhoria contínua.

Na busca da síntese deste subcapítulo, nada melhor do que Brown & Humpfrey (2005), para quem "*Gestão de Ativos é a arte de conciliar desempenho, custo e risco. O equilíbrio assenta em três pilares de competência: gestão, engenharia e informação*" (Helena Alegre and Maria do Céu Almeida, 2007). Sintetizando agora para o exemplo da Águas do Norte, a implementação do SGAt pretende constituir-se na democratização dos melhores processos e procedimentos, atendendo ao contexto da empresa, que corroborem na adoção da melhor estratégia no suporte à tomada de decisões de gestão pela organização, sejam elas de cariz estratégico, tático ou operacional, com a implementação suportada na ferramenta normativa ISO 55001.

3.4.1 Certificação segundo a Norma ISO 55001 (NP, 2016)

Dada a impossibilidade de estender o SGAt a toda a empresa foi necessário definir fronteiras. A escolha do SAA de Areias de Vilar e do SAR de Vila Real teve por critério a certificação entretanto obtida pela empresa, tanto na ETA como na ETAR dos subsistemas respetivos, segundo a NP EN ISO 50001. Aliás, numa fase inicial, o âmbito chegou mesmo a ser coincidente mas esbarrou no conceito de Ativo a adotar no contexto das EG desta natureza - os ativos físicos da Águas do Norte, se avaliados quanto ao serviço prestado ou numa perspetiva mais redutora, uma vez que estes ativos fazem parte de sistemas de água, poderão subdividir-se em três grandes grupos: subsistemas, infraestruturas e equipamentos, sendo que a sua gestão difere consoante o grupo a que pertencem porquanto

as variáveis, as métricas e os pressupostos dessa análise também.

Assentes as razões que levaram à opção pelo subsistema, que representa o ativo por excelência numa análise entre proveitos e gastos (sendo que estas rúbricas, enquanto agregadoras, estão dependentes do nível de desempenho, risco e custo associado aos ativos que o constituem e, nesse sentido, o ciclo torna-se completo e suficientemente abrangente, e também complexo o quanto basta), seguiu-se a constituição da Equipa de Gestão de Ativos (EGAt) em estrita articulação com os Coordenadores e Responsáveis dos Centros de Exploração desses subsistemas. Porém, sabendo-se o SGAt transversal a toda a Organização, atribuindo responsabilidades e autoridades aos mais variados intervenientes que, de algum modo, participam na sua implementação a diferentes níveis de planeamento, alargou-se a EGAt a todas as áreas da empresa com responsabilidade, mais ou menos direta, na gestão dos seus ativos. A própria Administração também está presente na EGAt em estreito alinhamento com as melhores recomendações (APDA, 2017).



Figura 3. EGAt Águas do Norte.

Referir, por último, que a EGAt reúne periodicamente o seu núcleo mais “ativo”, constituído pelo Diretor do Departamento da Gestão de Ativos e Engenharia (primeiro co-autor do presente artigo), colegas e Coordenador da área da Gestão de Ativos e apoio à Direção, pela Coordenadora e colegas da área da STE e pelo Consultor contratado para o apoio à implementação do SGAt, alargando a outros intervenientes sempre que os temas em discussão o justifique, sendo certa a necessidade de uma estreitíssima colaboração e envolvimento interfuncional no desenvolvimento de um conjunto de ações conducentes à implementação das melhores práticas.

3.4.2 Definição da Estratégia

A implementação do Sistema de Gestão de Ativos na Águas do Norte teve por base dois aspetos fundamentais: i) num ponto de vista mais estratégico, o facto de a empresa já não estar mais num “Ciclo de Investimentos” mas antes num “Ciclo de Gestão de Ativos” a que acresce, por isso mesmo,

a necessidade de balizar a idade média dos seus ativos, no sentido lato, e tudo o que se lhes relaciona; ii) num ponto de vista mais tático e operacional, o conhecimento de particularidades dos sistemas da empresa, alguns deles integrados aos municípios, assim como a criticidade de alguns dos ativos, e de outros detalhes impactantes na Gestão dos Ativos. Se atentarmos aos números do investimento ao longo dos últimos anos, e apesar do volume ser ainda expressivo no contexto nacional, em especial no contexto empresarial do grupo Águas de Portugal, estes indicam uma clara tendência de estabilização do ciclo de investimentos em novas infraestruturas. Razão suficiente para que a Estratégia comece a assentar num novo ciclo, o da otimização da gestão dos ativos. Passados cerca de 15 anos de investimentos, importa saber gerir os ativos construídos, mas também os integrados e os adquiridos de modo avulso, seja por via de simples substituições, seja por opções de melhoria.

Definida a estratégia macro, importa implementar planos com vista à sua concretização: Planos de ativos (estratégicos ou outros), Planos de Manutenção, de Inspeção, de Ações, de Investimentos, sem perder o foco nouro tipo de informação que se mostre necessária ao processo de tomada de decisão. Todavia, de nada serve se estes planos não são sucessivamente auditados na busca da melhoria contínua, daí a opção pela ISO 55001. Importa, pois, verificar e monitorizar as variáveis apenas aos planos de gestão de ativos, identificando falhas e lacunas nos processos. Essas falhas serão incorporadas em sucessivas iterações ao plano de cumprimento dos objetivos estratégicos. O SGAt é, pois, um “processo” vivo, sujeito a revisão permanente.

3.4.3 Implementação da Estratégia

O Plano Estratégico de Gestão de Ativos - PEGA congrega, como o próprio nome indica, o planeamento estratégico da gestão dos ativos, evidenciando riscos e oportunidades previstos no Plano de Gestão de Riscos e Oportunidades no âmbito da gestão dos ativos físicos da Águas do Norte, com respeito pelas metas estratégicas estabelecidas na organização, o seu contexto e pelas necessidades e expectativas das partes interessadas. O acompanhamento é anual e revisto quinzenalmente, ou sempre que necessário. Este planeamento considera: i) compromissos assumidos na Política de Gestão; ii) compromissos estratégicos da empresa; iii) objetivos e respetivo desempenho de gestão dos ativos; iv) requisitos Legais e outros aplicáveis aos ativos no âmbito e fronteiras do SGAt; v) resultados das avaliações dos

ativos; vi) resultados da monitorização do SGAt. Especificamente o cadastro dos ativos é tida como uma das atividades mais críticas estando, por isso, previstos e estabelecidos todos os processos que asseguram a correta inventariação dos ativos físicos, *i.e.*, o carregamento nas Bases de Dados de todas as características técnicas e contabilísticas essenciais à sua gestão, a sua correta georreferenciação e uma adequada etiquetagem no terreno. Complementarmente, estão garantidos os processos inerentes ao registo continuado de ativos no sistema de gestão patrimonial, que podem ter as seguintes proveniências: i) aquisições decorrentes da execução de obras; ii) aquisições de bens; iii) aquisições decorrentes da execução de serviços; iv) integrações de infraestruturas municipais. Assegurado o cadastro dos ativos importa a sua avaliação acurada, mas também a sua disponibilização em tempo oportuno. Os resultados caminham para ficar acessíveis em tempo real, facilitando a eficácia na sua gestão a dois níveis de avaliação principais: i) um primeiro para os Subsistemas e ii) um outro para as Infraestruturas, de modo a permitir a priorização das ações a implementar. Como resultado desta avaliação, apoiada em critérios de Desempenho, Custo e Risco vertidos numa matriz batizada Matriz Gestão de Ativos, resultam Subsistemas e Infraestruturas “Satisfatórios” ou “Insatisfatórios”. A operacionalização do SGAt da Águas do Norte pode ser melhor compreendida na figura infra, onde está espelhada a preocupação pela abrangência de todos os processos com implicação, mais ou menos direta, na gestão dos ativos, abraçando todo o ciclo de vida dos ativos e as diferentes especificidades no que respeitam à sua proveniência (aquisições simples, empreitadas, integrações), à sua exploração (interna, outsourcing), ao seu estado (em manutenção, substituição, abate...) para que a avaliação possa ser o mais fiel possível, redundando

em inspeções necessárias e, por conseguinte, em ações vantajosas: acrescentar valor à organização. Todo este processo assenta na Matriz Gestão de Ativos, no Plano de Inspeção e no Plano de Ações. O resultado da primeira permite selecionar os ativos insatisfatórios, que serão objeto de inspeção por forma a implementar atempadamente ações mitigadoras de eventuais efeitos adversos ou mesmo de melhoria, se for o caso.

3.4.4 Aptidão Funcional das Infraestruturas da Águas do Norte

O SGAt é, ele próprio, o conjunto de processos e procedimentos essenciais à implementação da melhor estratégia de reabilitação e renovação de ativos, na medida em que é a política de Gestão de Ativos subjacente ao próprio SGAt que tem por objetivo último a sustentabilidade económica, ambiental e infraestrutural, bem como a melhoria do nível de serviço dos sistemas. Como já se observou, o caso particular da Águas do Norte aponta aos subsistemas e às infraestruturas, sendo estas últimas o objeto do presente subcapítulo.

Em face desta contextualização, importa clarificar os benefícios num caminho conjunto entre a implementação do SGAt e a necessidade de reporte quinquenal da aptidão funcional das infraestruturas ao Regulador. Uma estratégia que se quer integradora, *i.e.*, cumprindo os preceitos normativos necessários à certificação no âmbito da NP EN ISO 55001 e respondendo às exigências da ERSAR, sem menorizar, em momento algum, a necessidade de avaliação do desempenho dos próprios ativos na ótica de uma gestão cada vez mais eficiente pela busca de uma melhoria contínua e sustentada.

Trata-se, sobretudo, de uma oportunidade de melhoria. A este respeito, o Decreto-Lei n. 195/2009, de 20 de agosto, estabelece, no ponto 4 da Base X - Inventário e relatório técnico, a obrigatoriedade

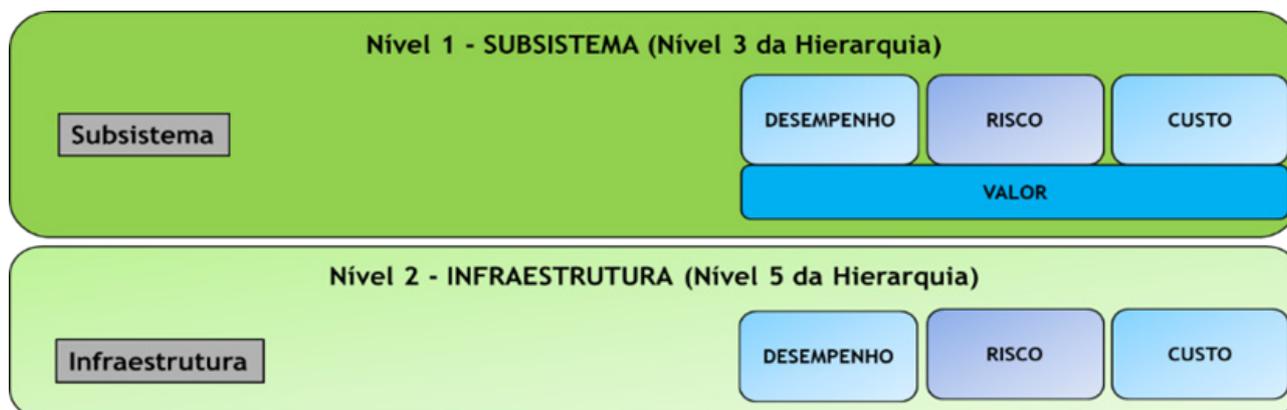


Figura 4. Esquema simplificado da Matriz Gestão de Ativos.

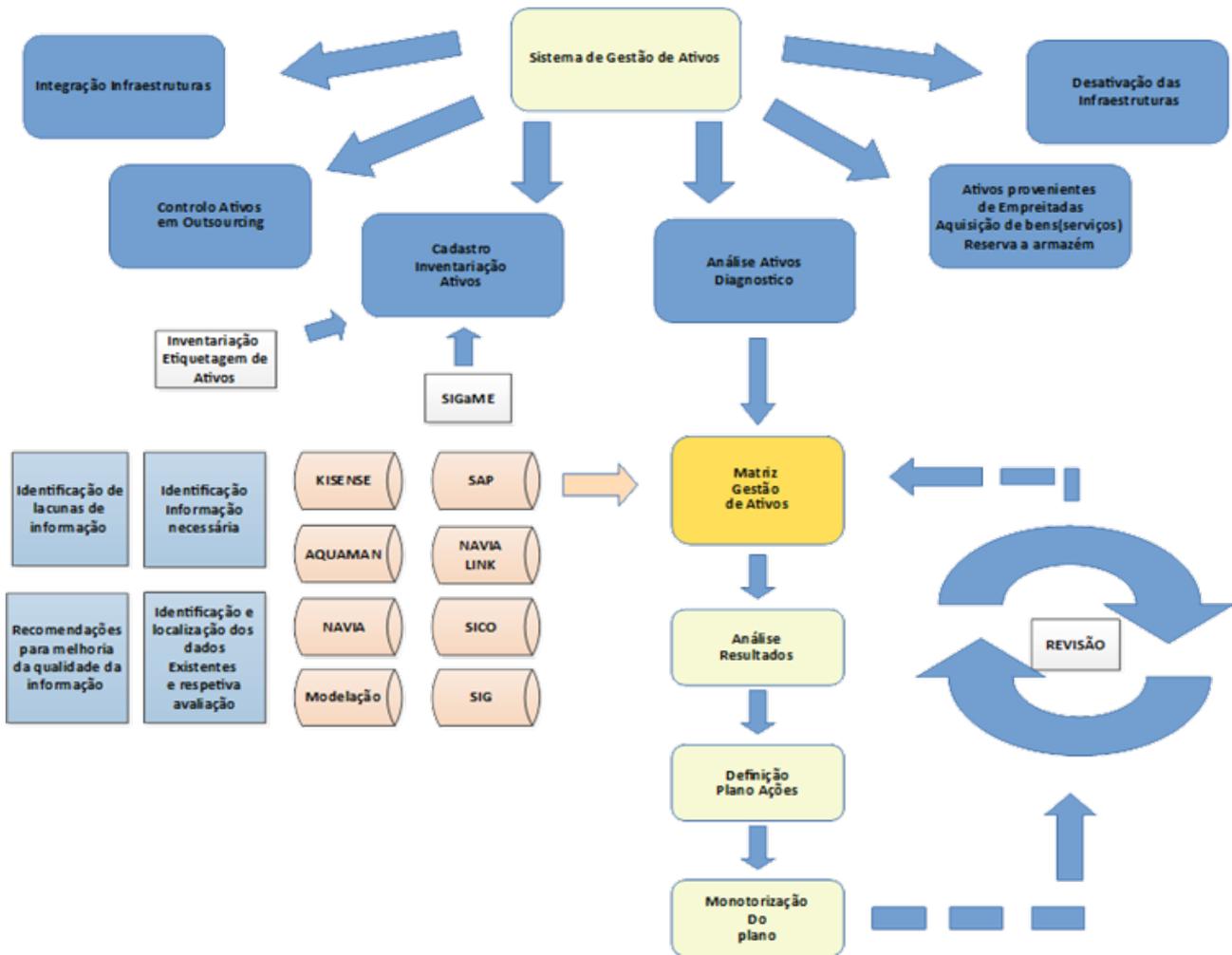


Figura 5. SGAt Águas do Norte. Arquitetura.

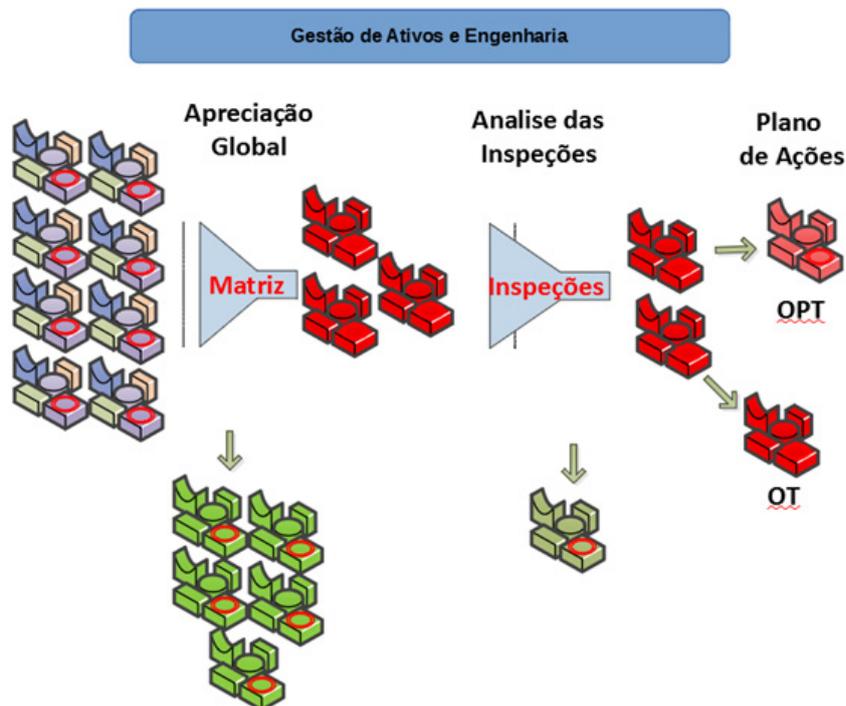


Figura 6. SGAt Águas do Norte. Estratégia.

das EG procederem à entrega de um “(...) relatório técnico referente à aptidão funcional, segurança, estado de conservação das principais infraestruturas (...) evidenciando prioridades de reabilitação ou renovação (...)”. Considerando inapropriado um exercício autónomo, propõe-se a compilação sistemática de informação relevante, resultado da atividade de gestão, parte dela já reportada ao Regulador. Acrescem os dados da Segurança, sendo avaliado o cumprimento da respetiva conformidade legal no que respeita a requisitos associados a equipamentos, instalações elétricas, prevenção e proteção em caso de emergência e controlo de riscos/proteção coletiva.

É neste contexto que surge, por um lado, o estado de conservação infraestrutural e, por outro, a priorização e calendarização das necessidades de reabilitação/renovação (fazem parte todas as infraestruturas da Águas do Norte com exceção das Barragens por terem tratamento autónomo junto da APA enquanto Autoridade Nacional nesta matéria). A avaliação inicia-se com a análise dos resultados anuais obtidos por aplicação da Matriz Gestão de Ativos, que culmina na sua classificação no âmbito do serviço prestado. Feita esta primeira triagem, corroborada pelas iterações que se revelarem necessárias, calendarizam-se inspeções às infraestruturas insatisfatórias para acomodar eventuais necessidades, mais tarde traduzidas num Plano de Ações.

Este Plano de Ações deverá responder às necessidades imediatas através do registo de Ocorrências no Sistema Documental e/ou do registo de Ordens de Trabalho no Sistema de Gestão da Manutenção. As outras serão incorporadas no exercício de Orçamentação do ano seguinte. A

vantagem do tratamento conjunto deste último grupo resulta na possibilidade da sua avaliação assentar numa visão integradora, garante de uma gestão mais eficiente na priorização dos investimentos de reabilitação/renovação. Os investimentos propostos, que deverão, sempre que possível, englobar múltiplas propostas de investimento, terão de merecer o aval do órgão competente à aprovação da despesa, submetida pelo/a Departamento/Área responsável pela ação.

3.5 Digital

Desde o ano de 2017 que a Águas do Norte aposta na transformação digital, assente numa estratégia e num plano de ação, a médio/longo prazo, materializados numa plataforma inovadora que altere o paradigma de gestão instituído, com criação de valor para os *stakeholders* pela integração de cadeias horizontais e verticais, permitindo a digitalização de serviços e uma maior proximidade aos clientes. Assiste-se à inversão do modelo empresarial, do tradicional fazer-vender para uma orientação mais dependente do desenvolvimento da capacidade de envolvimento com o exterior (*p. ex.*: clientes, mercados, parceiros, concorrentes, reguladores) num processo contínuo de adaptação às condições empresariais em permanente mudança.

Para o sucesso na transformação digital, o *Board* da Águas do Norte precisará de dominar estas matérias e gerir todas as suas interações para criar, de facto, valor através do digital. Os requisitos funcionais passam por: i) organizar informação adaptada à área de negócio; ii) integrar informação de gestão de ativos (cadastral) e operacional; iii) integrar com outras soluções, nomeadamente de gestão; iv) criar um ambiente de trabalho

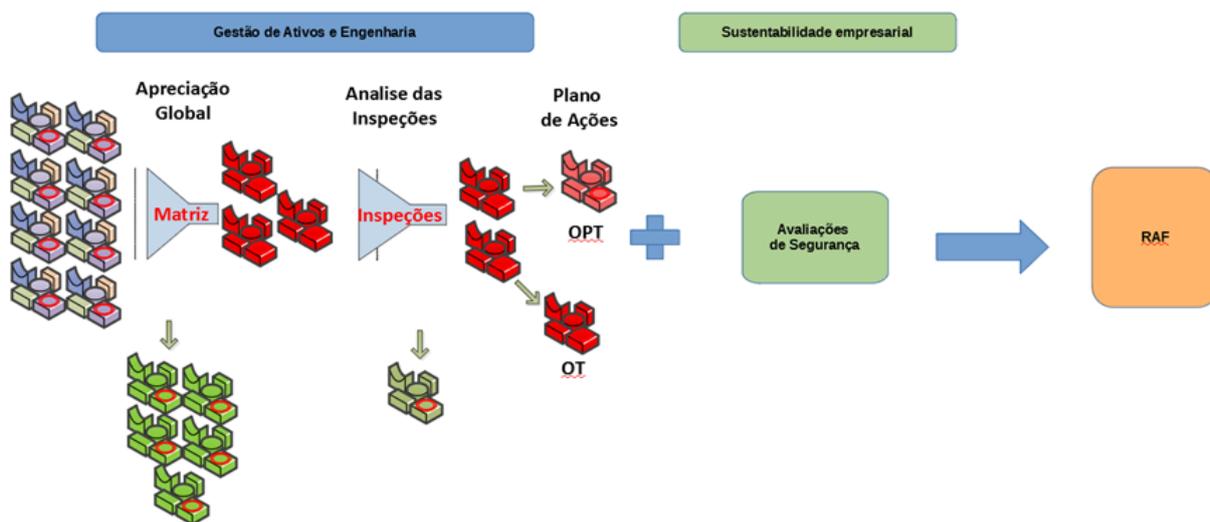


Figura 7. SGAt Águas do Norte. RAF,

único para toda a informação integrada; v) descomplicar, através de uma utilização simples e intuitiva, minimizando dependências; vi) permitir agendas e registos associados a qualquer sistema e objeto, com documentos associados e alertas; vii) fomentar pesquisas espaciais por atributos, agendamentos; viii) facilitar a criação instantânea e auto-programada de relatórios; ix) suportar a gestão otimizada dos SAA e SAR, com base na análise de históricos de informação agregada e no desempenho dos respetivos ativos; x) dotar os requerentes de capacidade de parametrização; xi) permitir o acesso local e remoto, sem colocar em causa a segurança da informação. Numa frase: digitalização pela humanização da Gestão de Ativos.



Figura 8. Digitalização na Águas do Norte (IDC-Futurescapes-Predictions).

4. CONCLUSÕES

O SGAt implementado na Águas do Norte foi certificado, de acordo com a NP EN 55001, no final do ano de 2019. Ficou acordado, com a equipa auditora, a contenção do eventual alargamento das fronteiras dados os poucos recursos humanos existentes face ao universo dos ativos físicos da empresa, pelo menos no decorrer de 2020, mesmo porque são conhecidas, por todos, as dificuldades de contratação no universo do setor empresarial do estado. Também se considerou vantajoso que esta oportunidade, a acontecer, seja devidamente sustentada, com o objetivo de promover adaptações internas que se revelem facilitadoras do melhor desempenho da empresa, em particular no que respeita ao âmbito da Gestão dos seus Ativos. No que respeita, concretamente, aos resultados obtidos por aplicação da Matriz Gestão de Ativos aos subsistemas fronteira do SGAt, não foi com surpresa que deram satisfatórios, o mesmo acontecendo para a maioria das infraestruturas. São subsistemas praticamente construídos de

raiz, com infraestruturas em idade não-crítica, pelo que o Plano de Inspeções se cingiu às poucas infraestruturas integradas, mais por força do cumprimento dos procedimentos internos, que obrigam à sua inspeção, o qual está concluído, aguardando-se agora a sua execução. Como ponto frágil destaca-se a qualidade dos dados, matéria em desenvolvimento com vista à manutenção da certificação mas, mais importante, como parte fundamental à estratégia implementada.

Fica o compromisso de um segundo artigo, que se espera mais analítico, com foco nos resultados entretanto recolhidos, uma vez que todos os pontos aqui enunciados estão já implementados na Águas do Norte - ancorados na esperança que os mesmos estejam suficientemente maduros para permitir uma análise confiável. Já o artigo presente pretendeu ser mais uma partilha com quem possa, na sua empresa, estar numa fase idêntica. Como ficou fácil de compreender, a estratégia deve ser a de cada qual, sendo sempre preferível, na nossa opinião, uma estratégia menos ambiciosa mas que seja “genuína”, respondendo aos anseios que são diferentes, em acordo não só com a natureza da empresa mas também com o estágio em que esta se encontra. E esse “entendimento” só acontece no terreno. Nesse sentido o relato aqui deixado servirá, quando muito, de modelo inspirador.

Não obstante o muito que terá ficado por partilhar, importa sobretudo garantir a firme intenção de não abandonar este espírito criativo que nos tem ocupado, desde que suficientemente alicerçado nas ciências exatas, as quais tenderão a ser dominadas por “outros” mas que, por hora, tudo indica, continuarão a salvo desta curiosidade tão nossa. Já não importa tanto saber multiplicar, coisa que “outros” farão certamente muito melhor do que nós, importa antes “entender” o que multiplicar ou, mesmo, “entender” se não será mais criativo dividir, ou subtrair, coisas que “outros” farão certamente muito melhor do que nós.

AGRADECIMENTOS

Aos colegas da Águas do Norte, cujo contributo se revelou fundamental à concretização dos resultados vertidos no presente trabalho. Em particular aos colegas da Direção de Gestão de Ativos e Engenharia por terem permitido: i) uns, o desafio suficiente que nos permitiu abraçar este projeto com a serenidade e a tranquilidade necessárias; ii) outros por contribuírem decididamente para o maior conhecimento científico das matérias, aspeto que se revelou crítico face aos resultados entretanto obtidos. A todos pelo ambiente proporcionado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APDA – Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (2017) Guia Prático de Aplicação de Gestão de Ativos a Sistemas de Abastecimento de Água e de Drenagem de Águas Residuais.

Bento de Espinosa (1677) Tratado sobre a reforma do entendimento

Helena Alegre and Maria do Céu Almeida (2007) Strategic Asset Management of Water Supply and Wastewater Infrastructures

Bhagwan, 2009, A Compendium of Best Practices Asset Management

IAM – Institute of Asset Management (2015) An Anatomy of Asset Management

IPQ – Instituto Português da Qualidade – NP ISO 55001 (2016) Gestão de Ativos. Visão geral, princípios e terminologia

IPQ – Instituto Português da Qualidade – NP ISO 55001 (2016) Gestão de Ativos. Sistema de Gestão de Ativos. Requisitos

Porto Editora, 2009, Dicionário da Língua Portuguesa.

LEGISLAÇÃO

Dec.-Lei n 195/2009 de 20 de agosto

Medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e aos efeitos das alterações climáticas

Mitigation and adaptation strategies to coastal erosion and climate change effects

Márcia LIMA¹, Filipe ALVES², Marco MARTO³, Carlos COELHO⁴

¹ RISCO & Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, marcia.lima@ua.pt, investigadora doutorada

² CE3C-CCIAM - Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, fmalves@fc.ul.pt, investigador mestre

³ CESAM & Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, marcovmarto@ua.pt, investigador mestre

⁴ RISCO & Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, ccoelho@ua.pt, professor auxiliar com agregação, sócio APRH n.º 1557

RESUMO: O projeto INCCA (Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes) tem por objetivo promover uma abordagem que integre a adaptação às alterações climáticas e a mitigação da erosão costeira em perspetivas de curto, médio e longo-prazo. A adaptação e mitigação deve considerar as dimensões social, ambiental, económica e de engenharia, para ajudar os órgãos de decisão a conceber planos de ação para implementação de estratégias de adaptação às alterações climáticas sustentáveis e duradouras. É um projeto com uma componente participativa, que pretende envolver as populações locais e *stakeholders* através da realização de *workshops* de forma a desenvolver um modelo participativo e económico, reduzindo a vulnerabilidade dos territórios costeiros e aumentando a resiliência das comunidades locais.

Este trabalho apresenta uma componente do projeto INCCA, cujo objetivo inicial corresponde ao desenvolvimento de um manual de medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, de aplicação transversal a todas as zonas costeiras de características arenosas sedimentares. Esta compilação, identificação e caracterização de medidas é um processo dinâmico, que no âmbito do projeto INCCA, conta com o envolvimento das comunidades locais e *stakeholders*, através da realização de *workshops* participativos realizados no concelho de Ovar (caso de estudo do projeto) e apresenta neste momento 53 medidas. A listagem das medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, bem como, cada uma das 53 fichas individuais já construídas, estão disponíveis online (<http://incca.web.ua.pt/>) e podem ser consultadas e comentadas.

Palavras-Chave: INCCA; COAST; *workshops* participativos; impactos; análise custo-benefício.

ABSTRACT: INCCA (INtegrated Coastal Climate Change Adaptation for Resilient Communities) aims to promote an approach that integrates Climate Change Adaptation (CCA) and coastal erosion mitigation in short, medium and long-term perspectives, considering the social, environmental, economic and engineering dimensions of adaptation to help decision-makers design action-plans for implementing sustainable future-proof CCA strategies. The project intends to involve local populations and stakeholders through workshops to develop a participatory and economic model-based framework. The expected outcome of the project is to reduce the vulnerability of coastal territories and increase the resilience of local communities.

This work is part of INCCA project and aims the development of a set of mitigation and adaptation strategies to coastal erosion and climate change effects, applied to all sedimentary coastal zones. This compilation, identification and characterization of measures is a dynamic process, with the participation of local communities and stakeholders, through participatory workshops held in the municipality of Ovar (pilot study). Currently, the project presents 53 measures. The list of measures and each individual file already developed, are available online (<http://incca.web.ua.pt/>) and can be consulted and commented on.

Keywords: INCCA; COAST; *participatory workshops*; impacts; cost-benefit.

1. INTRODUÇÃO

O projeto INCCA tem por objetivo promover uma abordagem que integre a adaptação às alterações climáticas e a mitigação da erosão costeira em perspetivas de curto, médio e longo-prazo. A adaptação às alterações climáticas tende a considerar essencialmente as soluções técnicas, relegando para segundo plano as suas dimensões sócio-económicas, políticas, culturais e ambientais. Os planos de ação a longo prazo para a implementação da adaptação às alterações climáticas, com avaliação detalhada dos impactos sociais, ambientais e económicos, custos e benefícios, são ainda escassos, incompletos e/ou controversos. Assim, pretende-se com o INCCA promover uma abordagem que considere perspetivas de curto, médio e longo-prazo, considerando as dimensões social, ambiental, económica e de engenharia da adaptação para ajudar os órgãos de decisão a conceber planos de ação para implementação de estratégias de adaptação às alterações climáticas sustentáveis e duradouras.

O projeto visa reduzir a vulnerabilidade dos territórios costeiros e aumentar a resiliência das comunidades locais, seguindo, em linhas gerais, três objetivos: realizar uma análise custo-benefício de estratégias de intervenção para o litoral português em horizontes temporais de curto (2030), médio (2050) e longo-prazo (2100); avaliar os impactos socioambientais locais das opções de adaptação às alterações climáticas; e, com base nos dois objetivos anteriores, desenvolver um modelo participativo e económico para a implementação da adaptação às alterações climáticas.

Para alcançar estes objetivos, o INCCA propõe: (i) identificar e quantificar os custos (diretos e indiretos) sociais, ambientais e económicos de medidas de adaptação (e os caminhos de longo prazo originados pelas medidas); (ii) identificar e quantificar os benefícios sociais, ambientais e económicos potenciais (diretos e indiretos) das medidas de adaptação para o curto, médio e longo-prazo; (iii) desenvolver e utilizar modelos numéricos para visualizar a evolução da linha de costa no curto, médio e longo-prazo, e antecipar o comportamento das estruturas costeiras; (iv) prever os efeitos socioambientais das potenciais reações económicas a diferentes estratégias costeiras; (v) desenvolver um modelo integrado para avaliar e comparar o desempenho socio-ambiental e de custo-benefício de diferentes cenários de adaptação costeira para curto, médio e longo-prazo; (vi) conceber planos de ação de adaptação costeira a longo-prazo, através do desenvolvimento de um estudo-piloto.

O litoral do concelho de Ovar foi identificado como sendo uma das zonas de Portugal com maior vulnerabilidade e risco costeiro (Coelho et al., 2015). Para além da sua riqueza ecológica, da elevada concentração populacional e da qualidade das praias, este território distingue-se pela forte fragilidade geológica, que aliada a uma agitação marítima de rumos muitos abertos e elevada energia resulta num dos processos erosivos mais intensos da orla costeira europeia. Por este motivo, o litoral de Ovar constitui o caso de estudo do projeto INCCA, sendo que, é neste concelho que são realizados os momentos participativos. O projeto prevê *workshops* participativos com o intuito de envolver os *stakeholders* nas diferentes fases do processo de construção da estratégia municipal, promover o debate e a discussão multidisciplinar e multisectorial, e, acima de tudo, contribuir para uma nova cultura de democracia participativa sobre o futuro da gestão costeira em Ovar.

Os principais resultados do projeto serão uma base de dados informativa das medidas de adaptação analisadas, custos, eficácia e benefícios, e um conjunto de estratégias de adaptação adequadas para implementar ao longo da costa portuguesa, explicando as características socio-ambientais específicas, os custos de implementação e o potencial retorno económico.

Este trabalho apresenta uma componente do projeto INCCA (<http://incca.web.ua.pt/>), cujo objetivo inicial corresponde ao desenvolvimento de um manual de medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, de aplicação transversal a todas as zonas costeiras de características arenosas e sedimentares. Esta compilação, identificação e caracterização de medidas é um processo dinâmico, que no âmbito do projeto INCCA, conta com o envolvimento das comunidades locais e *stakeholders*, através da realização de *workshops* participativos realizados no concelho de Ovar. Até à data foram já realizados dois momentos participativos, no âmbito do 1º *Workshop*, cujo objetivo principal consiste especificamente na identificação e caracterização de estratégias, custos e benefícios (Alves, 2021).

2. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO

Um dos principais objetivos do presente trabalho passa pela definição de estratégias de mitigação e adaptação à erosão costeira e aos efeitos das alterações climáticas, traduzido no desenvolvimento de um manual de medidas de mitigação e adaptação, de aplicação transversal a todas as zonas costeiras sedimentares, que conta,

à data, com 53 medidas de mitigação e adaptação. Importa por isso, previamente perceber as causas e consequências da erosão costeira, base fundamental para a organização do manual desenvolvido.

2.1 Causas e Consequências

Conhecer e entender as causas da erosão costeira é condição essencial para uma gestão adequada e atempada do litoral. Apesar da diversidade de situações no sistema costeiro, é consensual que o défice sedimentar e a assimétrica distribuição de sedimentos no litoral representam o principal desafio, principalmente em sistemas arenosos. Quer o défice sedimentar, quer a distribuição de sedimentos são fenómenos de natureza antropogénica intimamente ligados às intervenções fluviais e respectivas bacias hidrográficas, para o primeiro caso, e consequência directa das intervenções costeiras, para o segundo. Conhecer as causas não é suficiente para intervir, principalmente quando as causas se encontram distantes, no espaço e no tempo, e muitas vezes fora da jurisdição local ou regional das zonas afectadas. É igualmente vital aprofundar o conhecimento sobre as consequências do problema nas suas múltiplas dimensões e escalas espaço-temporais e planear a acção partindo desse ponto. É por isso fundamental pensar, planear e agir, quer ao nível das causas quer das consequências, para melhor ponderar as estratégias de mitigação e adaptação a adotar, para uma resposta integrada, holística e sustentada.

A principal divisão lógica das medidas é o seu impacto ao nível das causas ou das consequências do problema chave aqui identificado: erosão costeira por efeito de um generalizado défice sedimentar. Neste âmbito, são consideradas ações ao nível das causas, todas as medidas que visam agir diretamente no balanço sedimentar no sistema costeiro, seja pela redução do défice, pela adição de sedimentos, ou por intervenção nos fluxos e distribuição de sedimentos. Por outro lado, são consideradas ações ao nível das consequências, todas as medidas que visam reduzir os impactos causados pela erosão costeira, sejam estes em sistemas naturais ou humanos.

Importa desde já esclarecer que todas as restantes causas potenciais para o agravamento do fenómeno de erosão costeira – por exemplo alterações climáticas que possam incidir na frequência e intensidade de fenómenos extremos, ou incidir na rotação das correntes marítimas – são consideradas através do seu impacto no balanço sedimentar ou na manutenção das estruturas de proteção costeira, pelo que ações que visam combater diretamente o fenómeno das alterações climáticas – por exemplo,

através da redução de emissões de CO₂ – não são aqui consideradas nem tidas em consideração.

2.1.1 Causas

Nas praias arenosas, a erosão costeira deve-se principalmente à subida generalizada do nível do mar, à ocupação e uso inadequado do litoral, às vezes com destruição das defesas naturais (dunas), às obras portuárias exteriores à linha de costa, que resultam em perturbações no sistema litoral e, principalmente, à redução de sedimentos fornecidos ao sistema costeiro, por fontes naturais (Silva *et al.*, 2007).

Globalmente, o fornecimento de sedimentos ao sistema costeiro diminuiu drasticamente nas últimas décadas. Por exemplo, nos rios e respetivas bacias hidrográficas, várias ações antropogénicas podem ser apontadas como causas do défice de sedimentos. As obras nos rios têm impacto nos volumes de sedimentos em transporte e as intervenções nas bacias hidrográficas podem condicionar a produção de sedimentos por erosão do solo (Coelho *et al.*, 2009).

As barragens são construídas com variados fins, nomeadamente o aproveitamento hidroelétrico, regularização de caudais, abastecimento de água às populações, irrigação para a agricultura e atividades de lazer. No entanto, a construção de barragens cria albufeiras, que representam importantes reservatórios onde o escoamento fluvial apresenta baixas velocidades, sem capacidade de transportar sedimentos, e onde o caudal de ponta associado às grandes chuvadas é controlado, diminuindo a quantidade de sedimentos a serem transportados durante estes eventos. O abastecimento de água para as populações, transferindo partes do escoamento dos rios (canais naturais de leitos móveis) para os sistemas canalizados, também diminui a quantidade de sedimentos em transporte. A extração de areias (principalmente para a construção civil) alteram as características naturais dos escoamentos e geram défice de sedimentos. A dragagem de canais de navegação também conduz ao défice sedimentar, nos casos em que os sedimentos removidos não sejam restituídos ao sistema natural (Bray, 1979). O revestimento e a artificialização de canais e margens de rios para proteção, estabilização, ou melhoria das condições de vazão, reduz a degradação das margens e a erosão dos rios, mas também diminui a quantidade de sedimentos disponíveis para o transporte fluvial. Mudanças no uso do solo, nas técnicas agrícolas e na cobertura do terreno são incluídas em ações antropogénicas na bacia hidrográfica, também com impacto no fornecimento de sedimentos fluviais para o sistema costeiro (Coelho *et al.*, 2009).

As ações no litoral também representam fatores importantes para aumentar os problemas de erosão costeira. Ao longo do litoral, as infraestruturas portuárias (quebramares e molhes) limitam a dinâmica natural dos sedimentos e a deriva litoral, causando a interrupção do transporte sólido longitudinal, antecipando problemas a sotamar (Bodge, 2003, Carpinteiro, 2009). Nas entradas dos portos, as atividades de dragagem para manutenção de cotas de fundo adequadas à navegação, podem aumentar os problemas de erosão, se a reposição dos sedimentos a sotamar não for garantida. As estruturas de defesa costeira, como esporões, obras longitudinais aderentes e quebramares destacados, são construídas com um objetivo específico, mas não adicionam sedimentos ao sistema costeiro. Os efeitos negativos secundários dessas estruturas podem antecipar o déficit de sedimentos a sotamar ou agravar os efeitos de reflexão da agitação marítima, afetando a estabilidade e fixação dos sedimentos na região da intervenção. Os danos nos sistemas dunares devido a ações antropogênicas podem estar relacionados com atividades de pesca, recreação e lazer e com a urbanização. As construções sobre os sistemas dunares diminuem as proteções naturais e aumentam os níveis de risco de exposição. A destruição dos sistemas dunares leva a uma redução de sedimentos no sistema, diminuindo a capacidade natural das defesas costeiras durante os eventos de tempestades, resultando em galgamentos e inundações mais prováveis, danos e destruição de zonas edificadas ou áreas marginais (Coelho, 2005).

2.1.2 Consequências

As ações energéticas do mar (ondas, marés, correntes) têm capacidade para transportar sedimentos. O déficit de sedimentos no sistema costeiro resulta em recuo generalizado da posição da linha de costa, redução da largura da praia e perda de território, proporcionando também eventos mais frequentes de galgamento e inundação. Assim, as consequências negativas da erosão costeira são a degradação ou destruição completa dos sistemas naturais (praias e dunas) e o número crescente de novas zonas costeiras expostas à ação direta das ondas. Os danos nas estruturas de defesa e nas infraestruturas costeiras são relatados com mais frequência e a ocorrência desses eventos gera conflitos com a ocupação e uso das frentes costeiras e as atividades econômicas aí desenvolvidas. Alguns valores ambientais, sociais e/ou históricos existentes ao longo do litoral também ficam comprometidos.

Em resumo, as consequências da erosão costeira

representam um potencial de dano e perda, que é majorado quando este fenômeno afeta um local que combina simultaneamente elevados padrões de exposição e de vulnerabilidade. A vulnerabilidade depende da predisposição do território para a erosão, naturalmente mais sensível quando a zona costeira arenosa apresenta elevada dependência de fontes aluvionares e está exposta a climas de agitação energéticos. A consequência da erosão depende do valor do território, considerando todos os fatores econômicos, sociais, patrimoniais e/ou ambientais (Samuels e Gouldby, 2009; Coelho et al., 2020).

As consequências da erosão costeira são principalmente avaliadas do ponto de vista material (danos em infraestruturas costeiras, perda de território, etc.), pois não é comum o relato de vítimas entre as pessoas afetadas. No entanto, abordar os valores econômicos de todos os fatores (social, patrimonial e ambiental) que possam ser afetados pela erosão não é uma tarefa consensual, devido às diferentes perspectivas e interesses. Habitantes locais, turistas, pescadores, desportistas, proprietários de bares e restaurantes, etc. são exemplos de grupos de pessoas com potencial conflito de interesses. Ao discutir como preservar o litoral contra a erosão, é necessário incluir todas as partes interessadas, numa perspectiva participativa e integradora.

2.2 Classificação das medidas de mitigação e adaptação

São diversas as possibilidades de atuar no sentido de mitigar o problema da erosão costeira. No entanto, a generalidade das ações visa um de dois objetivos, pelo que neste documento se analisam em separado as estratégias de mitigação do problema de erosão costeira que consideram a redução do déficit sedimentar (causa do problema) e as que têm por objetivo a adaptação, para diminuir os impactos e consequências da erosão.

A classificação das medidas de mitigação e adaptação definidas no projeto INCCA segue a divisão apresentada na secção 2.1: grupo A, agir ao nível das causas; grupo B, agir ao nível das consequências. Nesta linha, as medidas foram subagrupadas da seguinte forma (cada um destes subgrupos pode conter uma ou mais medidas de mitigação e adaptação):

A. AÇÃO AO NÍVEL DAS CAUSAS DE EROSÃO COSTEIRA:

1. Redução do déficit sedimentar no sistema costeiro: Conjunto de medidas que visam combater

o défice de sedimentos que chega ao sistema costeiro, através dos rios, ou que são retirados diretamente da zona costeira.

1. Renaturalizar ou condicionar os usos do solo (bacia hidrográfica): Subconjunto de medidas que podem permitir que uma maior quantidade de sedimentos que resultam da erosão hídrica dos solos das bacias hidrográficas chegue efetivamente à costa.
 2. Redução ou remoção de obras transversais a linhas de água: Subconjunto de medidas que sugerem a redução ou remoção da deposição de sedimentos em açudes e barragens.
 3. Obras longitudinais (em margens): Subconjunto de medidas que sugerem uma menor proteção das margens fluviais (revestimentos e muros) de modo a permitir um maior fluxo de sedimentos nos rios, de modo a poderem chegar à costa.
 4. Canais – derivações: Subconjunto de medidas que sugerem um aumento do caudal líquido escoado nas linhas de água naturais, induzindo também maior transporte sólido.
 5. Extração de areias: Subconjunto de medidas que visam reduzir os volumes de extração de areias, de forma a manter as areias no sistema fluvial e costeiro.
 6. Dragagens portuárias sem reposição: Subconjunto de medidas que sugerem que as dragagens portuárias resultem na reposição das areias no sistema costeiro.
 7. Veraneantes: Subconjunto de medidas que visam controlar a saída de areia do sistema costeiro por via da utilização dos veraneantes, em situações de lazer ou desporto.
2. Regularização do fluxo de sedimentos no sistema costeiro: Conjunto de medidas que visam equilibrar o fluxo de sedimentos no sistema costeiro, permitindo a sua regularização.
1. Mobilização de areias dentro do sistema costeiro: Subconjunto de medidas que visam a transposição de areias no sistema portuário para as zonas de maior erosão, a sotamar, ou a sua movimentação no perfil de praia.
 2. Preservação dos sistemas dunares: Subconjunto de medidas que visam equilibrar e manter os sedimentos nos sistemas dunares (paliçadas, controlo do acesso às praias, plantação de vegetação).
 3. Gestão de esporões: Subconjunto de medi-

das que visam a gestão de esporões de modo a manter os sedimentos no sistema costeiro de uma forma mais eficaz.

4. Dragagens de canais de navegação Subconjunto de medidas que sugerem a deposição em zonas de maior erosão potencial, a sotamar.
3. Alimentação artificial de sedimentos no sistema costeiro: Conjunto de medidas que visam a alimentação artificial de modo a mitigar a erosão costeira.
 1. Alimentação da deriva litoral: Subconjunto de medidas focadas na alimentação artificial da deriva litoral.
 2. Alimentação da praia: Subconjunto de medidas focadas na alimentação artificial da praia.
 3. Reforço do cordão dunar: Subconjunto de medidas focadas na alimentação artificial do cordão dunar.

B. AÇÃO AO NÍVEL DAS CONSEQUÊNCIAS DA EROSÃO

1. Proteção com estruturas costeiras: Conjunto de medidas que visam proteger infraestruturas e bens da erosão costeira, assim como dos danos causados pelo avanço do mar.
 1. Esporões: Subconjunto de medidas que promovem a retenção de sedimentos na zona a proteger, criando uma praia mais robusta.
 2. Obras longitudinais aderentes: Subconjunto de medidas que visam proteger o património junto à costa, fixando a posição da linha de costa e dissipando a energia das ondas.
 3. Muros de contenção: Subconjunto de medidas que visam proteger as encostas, terrenos e propriedades junto à costa.
 4. Quebramares destacados: Subconjunto de medidas que visam dissipar a energia das ondas numa zona mais afastada da costa, promovendo também a acumulação de sedimentos na zona abrigada.
2. Acomodação: Conjunto de medidas que visam a acomodação do litoral aos mecanismos de erosão costeira.
 1. Acomodação do edificado/urbanizado: Subconjunto de medidas que visam a adaptação dos imóveis junto à costa, para ajuste a possíveis investidas do mar.
 2. Sistemas de Alerta: Subconjunto de medidas que visam precaver a população para possí-

veis danos causados pelas investidas do mar e tempestades.

3. Educação, sensibilização e monitorização: Subconjunto de medidas que visam educar e sensibilizar a população para as consequências da erosão costeira.
4. Governança participada: Subconjunto de medidas que visam o envolvimento das partes interessadas na gestão costeira.
5. Instrumentos e incentivos financeiros: Subconjunto de medidas que visam a mitigação e compensação financeira dos riscos de perdas e danos decorrentes da erosão costeira.

3. Relocalização e/ou Retirada: Conjunto de medidas que preveem a relocalização e/ou retirada como forma de mitigação do risco de erosão costeira.

1. Relocalização do edificado: Subconjunto de medidas que visam a relocalização do edificado móvel ou semimóvel, através da demolição e construção em zona mais recuada.
2. Demolição de edificado: Subconjunto de medidas que visam a demolição do edificado como forma de evitar perdas ou danos decorrentes da erosão costeira.

Com base na classificação apresentada foram definidas diferentes medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas e feita uma caracterização de cada uma delas em termos de impactos positivos e negativos, tendo em conta aspetos ambientais, económicos e sociais. Esta identificação e caracterização teve por base uma abordagem participativa e análises custo-benefício e custo-eficácia.

3. METODOLOGIA

Um dos principais objetivos do projeto INCCA consiste no desenvolvimento de uma Estratégia Municipal de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira para o concelho de Ovar, estratégia essa que deverá integrar os diferentes impactos ambientais, sociais e económicos (positivos e negativos) para três horizontes temporais – 2030, 2050 e 2100. Esta análise dos diferentes custos e benefícios das medidas, caminhos e estratégias de mitigação e adaptação deverá ter por base modelos numéricos, desenvolvidos e calibrados especificamente para o efeito (COAST, Lima, 2018, e CEAS, Roebeling et al. 2018), complementados por análises multi-critério, custo-eficácia e custo-benefício, mas também o contributo das diferentes partes interessadas – *stakeholders* – na gestão costeira, nas diferentes

fases do processo de identificação, selecção, priorização e avaliação das medidas de mitigação e adaptação, através da realização de *workshops* participativos.

A aplicação da ferramenta COAST, em análises custo-eficácia e custo-benefício, a estratégias de mitigação da erosão costeira já tem vindo a ser desenvolvida noutros trabalhos (Lima e Coelho, 2019 e Lima et al., 2020; Coelho et al., 2020). Por outro lado, o conceito de abordagem participativa também já tem vindo a ser realizada noutros projetos (como é exemplo o projeto BASE - *Bottom-up climate Adaptation Strategies towards a sustainable Europe*, Ng et al., 2016), no âmbito do qual foi aplicada uma metodologia de planeamento dinâmico e participado da adaptação costeira às alterações climáticas (método SWAP – Scenario Workshop & Adaptation Pathways), Vizinho et al. (2018). Esta abordagem participativa foi também acompanhada de uma análise custo-benefício (Roebeling et al., 2015). Os resultados foram apresentados ao Grupo de Trabalho do Litoral que, por iniciativa do Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, em 2014, reuniu vários especialistas, para refletir sobre a estratégia de adaptação da costa Portuguesa às alterações climáticas (Santos et al., 2017).

A abordagem participativa prevista no projeto INCCA é concretizada pela realização de *workshops* participativos ao longo do seu desenvolvimento, sendo que, os resultados do 1º workshop (realizado em novembro/dezembro de 2020) são essenciais para a definição das estratégias de mitigação e adaptação do presente trabalho.

O 1º workshop participativo, designado de “Estratégias, custos e benefícios”, teve como principal objetivo o envolvimento das comunidades locais e *stakeholders* na definição de estratégias de combate à erosão costeira com o intuito de obter respostas para questões como:

- Como devemos atuar? Ao nível das causas e/ou consequências da erosão costeira?
- Por que tipo de intervenção devemos optar?
- Qual o impacto económico, social e/ou ambiental de cada tipo de estratégia?
- Quais os custos e benefícios inerentes a cada tipo de solução?

Face à situação pandémica que Portugal atravessava no final de 2020, foram realizadas duas sessões de trabalho colaborativo virtual, nos dias 27 de novembro e 4 de dezembro de 2020 (Alves, 2021). Estes momentos contaram com a presença de cerca

de 20 *stakeholders* representativos dos diferentes atores com responsabilidade sobre a gestão, decisão e utilização costeira no concelho de Ovar (Câmara Municipal de Ovar, Agência Portuguesa do Ambiente, Juntas de Freguesia locais, Polis do Litoral da Ria de Aveiro, Bombeiros Voluntários, associações locais, investigadores, etc.).

O primeiro momento participativo visou dar a conhecer aos *stakeholders* as 27 meta medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira em sistemas arenosos, elencadas pelo consórcio INCCA (secção 2.2), e proceder à sua seleção e priorização, tendo como foco uma estratégia municipal para o concelho de Ovar. O primeiro resultado do workshop foi a seleção do TOP 10 de medidas indispensáveis e incontornáveis numa futura estratégia municipal para o concelho de Ovar. O 2º momento participativo pretendeu uma análise mais profunda das medidas já selecionadas e priorizadas no 1º momento (conjunto final de 9 medidas), com critérios concretos e com métricas comparáveis:

1. Alimentação artificial de praias (secção 2.2, metamedida A32);
2. Preservação dos sistemas dunares (secção 2.2, metamedida A22);
3. Reforço do cordão dunar (secção 2.2, metamedida A33);
4. Alimentação da deriva litoral (secção 2.2, metamedida A31);
5. Quebramares destacados (secção 2.2, metamedida A14);
6. Acomodação do edificado urbanizado (secção 2.2, metamedida B21);
7. Educação, sensibilização e monitorização (secção 2.2, metamedida B23);
8. Governança participada (secção 2.2, metamedida B24);
9. Instrumentos financeiros (secção 2.2, metamedida B25).

As medidas identificadas no 1º momento foram trabalhadas ao nível de uma análise multi-critério. Os critérios definidos (eficácia; custo/investimento; urgência; impacto ambiental; aceitação da população local; temporalidade da medida; e nível de certeza e confiança) levaram à identificação de um TOP 3 de medidas, para as quais foi concretizada uma análise custo-benefício participada. As 3 medidas analisadas foram:

1. Preservação dos sistemas dunares (secção 2.2, metamedida A22);
2. Acomodação do edificado urbanizado (secção 2.2, metamedida B21);

3. Quebramares destacados (secção 2.2, metamedida A14).

Os dois espaços de partilha e debate que o projeto INCCA promoveu e facilitou com este 1º workshop, além de permitirem a priorização das metamedidas propostas e a análise custo-benefício das três medidas definidas como prioritárias, foram espaços de encontro e de convergência, onde diferentes vozes foram tidas em consideração, reforçando a importância da componente participativa nos processos de tomada de decisão.

4. RESULTADOS

Tendo por base as metamedidas propostas na secção 2 e a abordagem metodológica apresentada na secção 3, e tirando partido dos resultados e dados recolhidos no 1º workshop participativo, foram identificadas e caracterizadas 53 medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira. Com recurso à bibliografia foram construídas fichas individuais para cada uma das medidas identificadas.

A Figura 1 apresenta um exemplo de uma ficha individual resultante de uma estratégia de ação ao nível das causas (grupo A, secção 2.2), enquanto que a Figura 2 diz respeito a uma estratégia de ação ao nível das consequências (grupo B, secção 2.2).

A informação disponibilizada para cada uma das fichas é semelhante, de forma a que possam ser facilmente consultadas e comparadas entre si. Cada uma das fichas individuais de mitigação e adaptação apresenta um código identificativo, com base nos grupos apresentados na secção 2.2 (exemplo da Figura 1, código A111 | *ação ao nível das causas – A, regularização do fluxo de sedimentos no sistema costeiro – 1, e preservação dos sistemas dunares – 1*; e da Figura 2, código B111 | *ação ao nível das consequências – B; proteção com estruturas costeiras – 1; e esporões – 1*). O último algarismo identifica o número da medida dentro do subgrupo. Em cada ficha é feita uma breve descrição da medida, de forma a permitir aos utilizadores o seu conhecimento genérico e é apresentada uma figura ilustrativa de cada medida. Ainda na zona introdutória de cada ficha é classificado o seu nível de ação em três componentes distintas: *Proteção, Acomodação e Relocalização* (escala de 7 níveis, - - - - -; S/; +; ++; +++). Os dados gerais de cada uma das fichas terminam com a identificação do estado de implementação da medida no concelho de Ovar, caso de estudo do projeto. Na zona central de cada uma das fichas procede-se à identificação dos impactos (positivos e negativos) que caracterizam a medida, ao nível ambiental,

económico e social. A identificação de impactos está ainda numa base embrionária, sujeita a ser complementada e melhorada, por parte da equipa do projeto e dos *stakeholders* envolvidos. Para cada impacto pretende-se ainda realizar a caracterização métrica com valores (ou intervalos de valores) ajustados a cada medida. De referir que, nesta fase, estão identificadas apenas as unidades de medida para alguns dos impactos. A ficha termina com informação complementar acerca da medida, nomeadamente, identificação de casos de estudo aplicáveis, referências bibliográficas e/ou notas e observações.

A listagem das medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, bem como, cada uma das 53 fichas individuais desenvolvidas no âmbito do projeto, está disponível *online* (<http://incca.web.ua.pt/>). É objetivo que estes elementos cheguem ao maior número de *stakeholders* e conhecedores/interessados na gestão costeira e que estes comentem e sugeriam alterações e/ou melhorias nos elementos já

desenvolvidos, face ao carácter participativo do projeto INCCA.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O projeto INCCA (Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes) iniciou em fevereiro de 2020 e termina em 2023, tendo como objetivo principal promover uma abordagem que integre a adaptação às alterações climáticas e a mitigação da erosão costeira em perspetivas de curto, médio e longo-prazo, considerando as dimensões social, ambiental, económica e de engenharia da adaptação, com uma forte componente participativa, que pretende envolver as populações locais e *stakeholders* através da realização de *workshops*.

A primeira fase do projeto teve por objetivo o desenvolvimento de um manual de medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, acessível ao público e em contínua melhoria e desenvolvimento ao longo do projeto. Neste trabalho foi apresentado este



INCCA | Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes



A222 Retenção de areias transportadas pelo vento através de paliçadas

Medida que visa combater o défice sedimentar no sistema costeiro através da redução do transporte de areias por ação do vento, com recurso a elementos artificiais colocados nas dunas com a finalidade de as restaurar, e, no limite, reconstruir, através da função "corta-vento". As paliçadas podem ter várias formas, sendo que as linhas devem ser paralelas entre si e colocadas perpendicularmente ao vento dominante. Devem ser implementadas preferencialmente em locais de acumulação e de trânsito eólico.

Proteção

+

Acomodação

+

Relocalização

S/

Estado de Implementação em Ovar

Não iniciado / NA
Fase de estudo
Orçamentado
Em implementação
Implementado

Impactos	Ambientais	Económicos	Sociais
Positivos	- Capacidade de retenção de sedimentos costeiros e consequente proteção do cordão dunar. m³	- Valorização do território. €/ano	- Atratividade turística e/ou paisagística. -
	- Valorização de ecossistemas e biodiversidade. €/ano	- Baixo investimento inicial. €	- Podem servir de abrigo ou corta ventos aos veraneantes. -
	- Diminuição do pisoteio -	- Re-aproveitamento de materiais para construção de paliçadas. €	- Esteticamente pouco intrusivo. -
Negativos	- Introdução de elementos artificiais no sistema dunar. -	- Custo de manutenção. -	- Restrições no acesso à praia. -
		- Curta longevidade.	- Restrições do uso e ocupação da faixa (ex. de Arte Xávega). -

Referências: Ângelo, 2001; Diogo, 2004

"Caso de estudo" se aplicável

"Observações" se aplicável

Medida de mitigação e adaptação desenvolvida no âmbito do projeto INCCA



Figura 1. Exemplo de ficha individual da medida de mitigação e adaptação A222 “Retenção de areias transportadas pelo vento através de paliçadas”.


INCCA | Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes



B111 *Proteção com esporões lineares (perpendiculares ou oblíquos)*

Medida que visa a defesa de linha de costa através de estruturas lineares, perpendiculares ou oblíquas à linha de costa. O principal objetivo destas obras é a retenção de sedimentos a barlamar, promovendo a acumulação de sedimentos da deriva litoral, dando origem a uma nova praia ou expandindo a existente. Os esporões podem funcionar como solução independente ou podem ser projetados em conjunto, para funcionar como um campo de esporões (criando uma linha de costa em forma de dente de serra), estabilizando um trecho costeiro mais extenso.

Proteção

++

Acomodação

S/

Relocalização

--

Estado de Implementação em Ovar

Não iniciado / NA	Fase de estudo	Orçamentado	Em implementação	Implementado
-------------------	----------------	-------------	------------------	--------------

Impactos	Ambientais	Económicos	Sociais
Positivos	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da largura de praia a barlamar da estrutura - As superfícies submersas e na zona intertidal (rochas) podem funcionar como habitat de diversa fauna e flora 	<ul style="list-style-type: none"> - Proteção das frentes urbanas - Aumento da atratividade local devido à criação de praia - Podem funcionar em conjunto com outras soluções de defesa costeira 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da área balnear a barlamar da estrutura - Promoção da atividade piscatória na zona da estrutura - Zona de abrigo proporciona atividades de lazer e desporto
	<ul style="list-style-type: none"> - Antecipam a erosão a sotamar. - O lado de sotamar fica mais vulnerável ao ataque da agitação, facilitando a ocorrência de galgamentos e eventuais inundações. - Obra de elevado impacto ambiental (construção e manutenção) - CO₂, Qt de material usado, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - Custos de construção e manutenção - Eficiência depende do transporte de sedimentos e a eficácia é condicionada pela direção da agitação. 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento do risco de exposição nas zonas localizadas a sotamar - Impacto visual, devido à artificialização da zona costeira

Nota: a eficiência dos esporões é dependente do transporte de sedimentos ao longo do litoral e a sua eficácia é especialmente vulnerável à direção da agitação. Se não houver transporte longitudinal de sedimentos, os esporões não promovem a acumulação de areia e se a erosão for antecipada a sotamar, o ataque do clima de agitação do lado mais vulnerável pode representar impactos significativos.

Medida de mitigação e adaptação desenvolvida no âmbito do projeto INCCA 

Figura 2. Exemplo de ficha individual da medida de mitigação e adaptação B111 “Proteção com esporões lineares (perpendiculares ou oblíquos)”.

conceito, que conta neste momento com 53 medidas identificadas e caracterizadas. Numa fase seguinte ao desenvolvimento do projeto é objetivo quantificar métricas de cada um dos impactos identificados para cada uma das medidas, com base em recolha bibliográfica, informação disponibilizada pelos *stakeholders* e realização de *workshops* participativos.

Nesta primeira fase foram já realizados dois momentos participativos, com a presença de cerca de 20 *stakeholders*, que ajudaram na priorização e caracterização das medidas de mitigação e adaptação e que, pelo feedback positivo dos participantes, reforçam a utilidade pública destes momentos.

A listagem das medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas, bem como, cada uma das 53 fichas individuais já construídas, mas em contínuo desenvolvimento, estão disponíveis online (<http://incca.web.ua.pt/>) e podem e devem ser consultadas e comentadas pelos *stakeholders*.

A participação pública representa um passo importante rumo a uma governança mais transparente, equilibrada e enraizada ao nível da gestão costeira, condição fundamental para a educação e sensibilização das populações locais. O envolvimento e informação da população visa uma melhor aceitação das medidas implementadas, e uma ação planeada mais eficaz, efetiva e benéfica para todos, no curto e no longo-prazo.

É neste sentido que, no projeto INCCA, estão previstos mais momentos participativos, o próximo dos quais a realizar em junho de 2021, que visa complementar os dois momentos já realizados. O 2º *workshop* participativo do projeto terá como objetivo a definição de cenários para o território e está previsto para novembro de 2021, enquanto que, no 3º *workshop*, previsto para abril de 2022, tem como objetivo a definição de caminhos de adaptação e pontos de viragem. Face à componente participativa do projeto e ao interesse para as entidades responsáveis e *stakeholders*, os resultados do INCCA serão partilhados em seminário público em janeiro de 2023.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo projeto “Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes”, INCCA - POCI-01-0145-FEDER-030842, suportado pelos orçamentos do Programa Operacional Competitividade e Internacionalização, na sua componente FEDER, e da Fundação para a Ciência e a Tecnologia, na sua componente de Orçamento de Estado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, F. (2021), Relatório técnico do 1º workshop participativo do projecto INCCA: análise económica das medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira no Concelho de Ovar, FCUL-UL, Lisboa.

Bodge, K. (2003). Sediment management at inlets, Coastal Engineering Manual, Part V, Chapter V-6. Engineer Manual 1110-2-1100. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C., 209p.

Bray, R. (1979). Dredging: a handbook for engineers. Edward Arnold, London. ISBN 0-7131-3412-7, 275p.

Carpinteiro, F. (2009). Transposição artificial de areias na Barra de Aveiro. Master thesis. Aveiro University, 85p.

Coelho, C. (2005). Riscos de exposição de frentes urbanas para diferentes intervenções de defesa costeira. Ph.D. Thesis. Aveiro University, 404p.

Coelho, C., Conceição, T. Ribeiro., B. (2009). Coastal erosion due to anthropogenic impacts on sediment transport in Douro River - Portugal. Proc. Coastal Dynamics, paper n. 72.

Coelho, C., Pereira, C., Costa, S., Lima, M. (2015). Seção III, Capítulo III: A Erosão Costeira, as Tempestades e as Intervenções de Defesa Costeira no Litoral do Concelho de Ovar, Portugal, pp. 331-367.

Coelho C, Narra P, Marinho B, Lima M. (2020). Coastal Management Software to Support the Decision-Makers to Mitigate Coastal Erosion. Journal of Marine Science and Engineering. 8(1):37. <https://doi.org/10.3390/jmse8010037>.

Lima, M. (2018). Ferramenta Numérica de Análise do Impacto de Intervenções de Defesa Costeira na

Evolução da Linha de Costa: custos e benefícios. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro.

Lima, M.; Coelho, C.; Veloso-Gomes, F.; Roebeling, P. (2020), An integrated physical and cost-benefit approach to assess groins as a coastal erosion mitigation strategy. Coastal Engineering, 156, 103614.

Lima, M.; Coelho, C. (2019). Assessing Costs and Benefits of Coastal Structures to Mitigate Erosion. In Proceedings of the Coastal Structures, Hannover, Germany, 30 September–2 October 2019; pp. 864–874.

Ng, K., Campos, I., & Penha Lopes, G. (Eds.). (2016). BASE adaptation inspiration book: 23 European cases of climate change adaptation to inspire European decision-makers, practitioners and citizens. Lisbon: Faculty of Sciences, University of Lisbon.

Roebeling, P., Rocha, J., Alves, F., Vizinho, A., (2015). Cost-benefit analysis of coastal erosion adaptation pathways along the BarraVagueira coastal stretch. Report prepared in the context of the project BASE (Bottom-Up Climate Adaptation Strategies for a Sustainable Europe). Department of Environment and Planning, University of Aveiro, Aveiro.

Roebeling, P., d’Elia, E., Coelho, C., and Alves, T. (2018). Efficiency in the design of coastal erosion adaptation strategies: An environmental-economic modelling approach. Ocean & Coastal Management, 160, 175-184.

Samuels, P., Gouldby, B. (2009). FLOODsite Language of Risk, 2nd edition. HRWallingford, Wallingford, UK.

Santos, F.D., Lopes, A.M., Moniz, G., Ramos, L., Taborda, R., (2017). Grupo de Trabalho do Litoral: Gestão da Zona Costeira: O desafio da mudança. Lisboa.

Silva, R., Coelho, C., Taveira-Pinto, F., Veloso-Gomes, F. (2007). Dynamical numerical simulation of medium-term coastal evolution of the West Coast of Portugal, J. Coastal Research, SI 50: 263-267.

Vizinho, A., Campos, I., Coelho, C., Pereira, C., Roebeling, P., Alves, F., Rocha, J., Alves, M.F., Duarte-Santos, F., Penha-Lopes, G. (2018); SWAP – Planeamento Participativo da Adaptação Costeira às Alterações Climáticas. Revista da Gestão Costeira Integrada, 17(2): 99-116. DOI:10.5894/rgci-n48.

Dinâmica da pluma de sedimentos oriundos de atividades de dragagens no estuário da Beira - Moçambique

Dredge plume dynamics in the Beira estuary - Mozambique

Nélio das Neves O. SITO¹, Avelino A. A. LANGA¹, José L. PINHO², Luís V. VIEIRA²

¹ Escola Superior de Ciências Marinhas e Costeiras; Universidade Eduardo Mondlane – UEM, Quelimane, Moçambique, nelio.d.siteo@uem.ac.mz, avelinolanga@uem.mz

² Departamento de Engenharia Civil – Universidade do Minho; Campus de Gualtar 4704-553 Braga, Portugal, jpinho@civil.uminho.pt, luis.vasquez.vieira@gmail.com

RESUMO: O Estuário da Beira, em Moçambique, apresenta-se como um sistema marinho de elevada importância em termos de biodiversidade, e abrigando o porto da cidade da Beira, o segundo maior porto de Moçambique. A intensa movimentação de navios de grande calado implica atividades frequentes de manutenção do canal de acesso ao porto visto que este sofre acentuados assoreamentos. As dragagens apresentam impactos no ambiente marinho, podendo afetar temporariamente a abundância e distribuição de espécies marinhas, provocando a alteração da circulação estuarina e a respetiva batimetria. Este artigo foca-se na avaliação da dispersão da pluma de sedimentos oriundos de atividades de dragagens no Estuário da Beira, tendo sido realizado com base em modelação hidrodinâmica e sedimentológica utilizando o programa *Delft3D*. Em geral, a corrente de maré é responsável pelo transporte sedimentar no estuário, sendo que as atividades de dragagem aumentam a concentração de sedimentos em suspensão (próximo à superfície) e junto ao fundo durante a sua execução. As descargas fluviais apresentam uma influência importante limitada às respetivas embocaduras, transportando os sedimentos em direção ao estuário. A ação do vento induz correntes com direções variáveis nas zonas menos profundas, condicionadas pela batimetria (canais e bancos de areia) transportando sedimentos. A dinâmica da pluma de dragagem é condicionada principalmente pela hidrodinâmica que depende da batimetria da região e pela ação das marés.

Palavras-Chave: Modelação hidrodinâmica; Transporte sedimentar; Dragagens.

ABSTRACT: *The Beira Estuary in Mozambique is a marine system of high importance in terms of biodiversity, and navigation use at Beira Harbor, the second largest harbor of Mozambique. The intense traffic of large ships implies frequent activities of maintenance of the port access channel, since it suffers severe siltation. Dredging activities have negative impacts on the marine environment, and may temporarily affect the abundance and distribution of marine species, also causing change in estuarine circulation and its bathymetry. This paper focuses on the evaluation of sediment plume dispersion from dredging activities in the Beira Estuary, and was based on hydrodynamic and sedimentological modeling using Delft3D software. In general, tidal currents are responsible for sediment transport within the estuary, and dredging activities increase the concentration of suspended sediments (near the surface) and near the bottom during their execution. River discharges have an important influence limited to their mouths, transporting sediments towards the estuary. The wind action induces currents with variable directions in the shallower areas, conditioned by bathymetry (channels and sandbanks) also being responsible for sediments transport. The dynamics of the dredging plume is mainly conditioned by the hydrodynamics that depends on the bathymetry characteristics and the tidal action.*

Keywords: Hydrodynamic modeling; Sedimentary transport; Dredging.

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são ambientes naturais onde a atividade portuária constitui normalmente um dos usos mais importantes em termos económicos e com implicações ambientais. O processo contínuo de expansão desta atividade obriga a que a respetiva infraestrutura permita receber um número cada vez maior de embarcações e com maior calado. O aprofundamento e manutenção dos canais de navegação estuarinos obrigam à execução de atividades de dragagem resultando, assim, do processo contínuo de expansão portuária. Estas atividades podem resultar em impactos ambientais importantes como a possível alteração do padrão de circulação, alteração das condições ambientais no local de deposição de sedimentos dragados, poluição do ambiente por substâncias tóxicas que podem existir nos depósitos sedimentares, resuspensão e transporte de sedimentos durante a respetiva execução e alterações da qualidade de água (Castro *et al.*, 2012). As alterações biológicas podem incluir variações da abundância e distribuição temporária de espécies marinhas (Becker, 2011).

Durante o processo de dragagem que se inicia com a extração dos sedimentos, prossegue com o seu transporte e termina com a sua deposição, formam-se plumas de sedimentos cujas características dependem das condições hidrodinâmicas do local. Dragagens realizadas utilizando dragas do tipo Auto Transportadoras de Sucção (*TSHD - Trailing Suction Hopper Dredge*) são necessárias em ambientes com predominância de areia fina. Estas dragas utilizam normalmente o método de extração com *overflow*. Neste tipo de dragagem há uma descarga de água em excesso a partir do tanque de recolha dos sedimentos que inclui sedimentos mais finos e que são descarregados para o ambiente marinho juntamente com a água em excesso, formando-se uma pluma de sedimentos na superfície por *overflow*. No fundo forma-se também uma pluma junto à boca de sucção durante a operação de extração (Van Rijn, 2019).

A distribuição de sedimentos dragados depende fundamentalmente das condições hidrodinâmicas locais. No Estuário da Beira, as correntes são condicionadas pela batimetria, sendo que a corrente principal é direcionada ao longo do canal de acesso portuário (Nzualo, 2010; Silva, 2011). Neste estuário há maior predominância das correntes de maré do que das descargas fluviais. Resultados do modelo de transporte de sedimentos realizado por Nzualo (2010) mostram que de um modo geral, é mais intenso o transporte de sedimentos na sizígia, tanto

da estação de verão quanto de inverno, entretanto, o valor do transporte que ocorre no verão de sizígia supera o de inverno, devido às marés equinociais que são intensas.

O presente trabalho tem como foco o estudo da dispersão da pluma de sedimentos oriundos de atividades de dragagens, avaliando o efeito coletivo e individual das principais ações como as marés, descargas fluviais e vento, na dispersão das plumas resultantes das atividades de dragagens. Os resultados do estudo realizado contribuem para delinear estratégias que maximizem a eficiência das atividades de dragagens e minimizem os possíveis impactos ambientais associados.

2. METODOLOGIA

2.1 Modelação hidrodinâmica

Beira é a cidade capital da província de Sofala (Moçambique), sendo a segunda maior cidade de Moçambique e incluindo o segundo maior porto de Moçambique construído próximo à foz e margem esquerda do rio Púnguè. No estuário da Beira desaguam águas do rio Púnguè (a Norte) e Búzi (a Oeste) (figura 1), com presença de bancos de areia e uma profundidade média de 10 m. Macro marés semidiurnas são dominantes no estuário com alturas maiores a 6 m e velocidades das correntes superiores a 1.5 m/s durante as marés de sizígia (Nzualo *et al.*, 2018; Silva, 2011).

O trabalho de modelação foi realizado considerando-se um modelo bidimensional no plano horizontal (2DH) criado com o programa *Delft3D*. A implementação do modelo foi realizada considerando as seguintes fases: (i) Digitalização da carta náutica do canal de acesso ao porto da Beira utilizando o Mike zero; (ii) Definição do contorno do sistema utilizando *Google Earth*; (iii) Criação da malha computacional pelo módulo *RGFGRID* e interpolação da batimetria pelo módulo *QUICKIN*, ambos do programa *Delft3D*. A malha apresenta uma dimensão de 210 x 345 células nas direções M e N, respetivamente com espaçamentos horizontais $\Delta x = \Delta y = 150$ m, na região do mar aberto e de $\Delta x = 150$ m e $\Delta y = 50$ m na região de atividades de dragagens. Considerando limites impostos ao número de *Courant*, determinou-se o passo de tempo de cálculo de 30 s. Pelas condições adotadas nos métodos numéricos utilizados no programa, o número de *Courant* não deverá exceder o valor de 11, pelo que valores mais altos implicam erros numéricos consideráveis (*Delft3D-Flow*, 2017); (iv) Estabelecimento de condições iniciais para as datas de início das simulações; (v) Estabelecimento das

condições nas fronteiras abertas oceânicas, fluviais e atmosféricas, atribuindo-se a amplitude e fase da maré, descargas fluviais e velocidade e direção do vento, respetivamente. A atribuição de amplitude e fase das constituintes de marés nas fronteiras

oceânicas abertas foi realizada com o TMD (*Tide Model Driver*) acoplado à série de modelos globais de marés oceânicas *TPXO 9.1*. Estes dados foram calibrados manualmente com uma série de 66 dias de dados observados do ano de 2016 (figura 2).

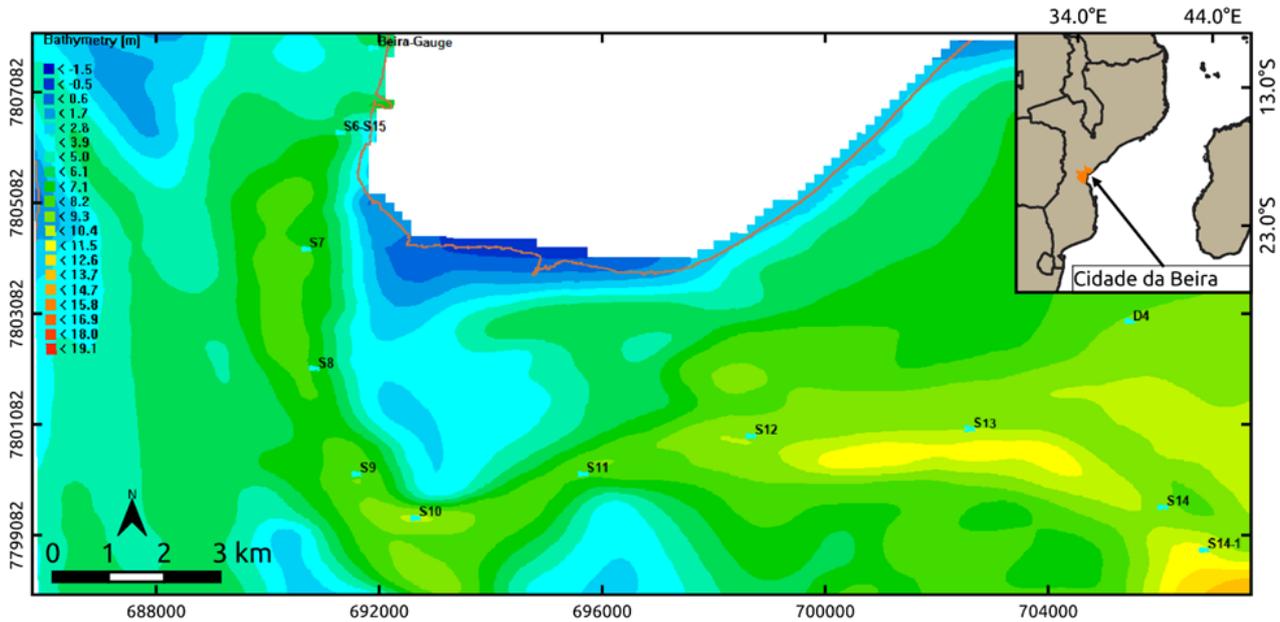


Figura 1. Localização do Estuário da Beira em Sofala, Moçambique. Batimetria interpolada e os pontos de observação. S14-1, S14, S13, S12, S11, S10 (curva de Macuti), S9, S8, S7, S6-S15 correspondem a pontos de observação ao longo do canal de acesso ao porto da Beira; D4 corresponde ao ponto de observação no local de deposição sedimentos dragados; Beira-Gauge corresponde ao ponto de observação no Marégrafo no porto da Beira.

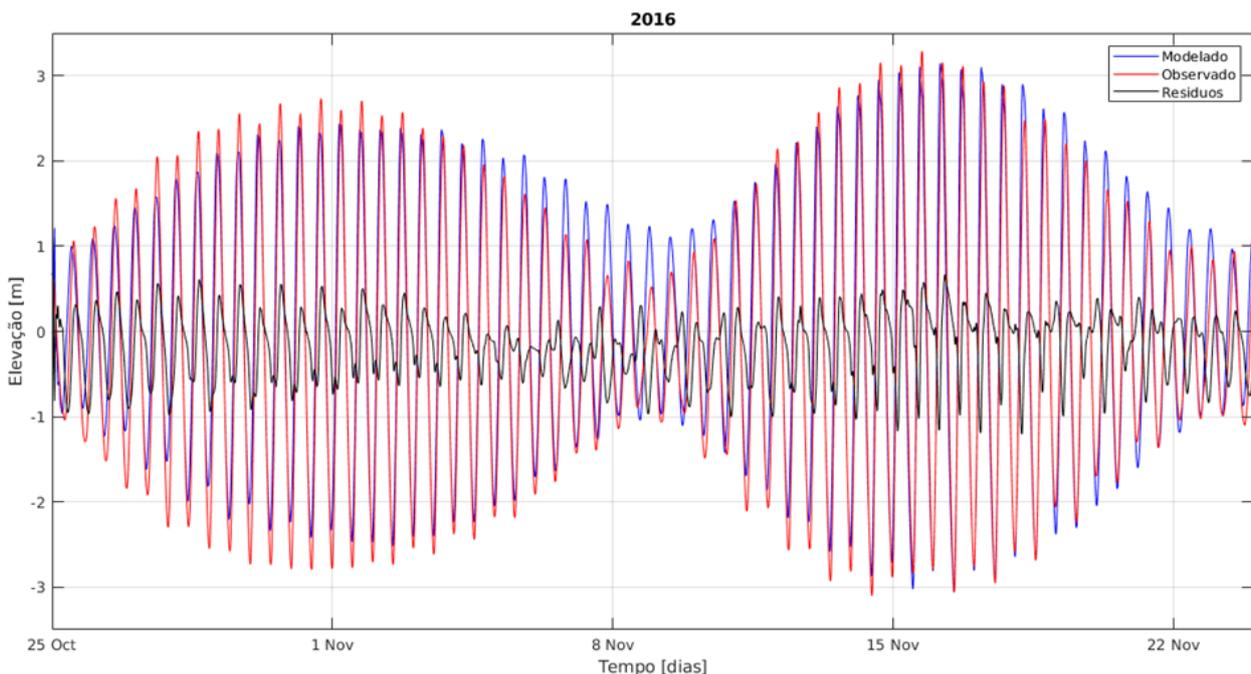


Figura 2. Comparação entre valores simulados (linha azul), observados (linha vermelha) e resíduos (linha preta).

2.2 Modelação do transporte de sedimentos

Ao longo do canal de acesso ao porto da Beira predominam as areias exceto na curva de Macuti onde abundam sedimentos finos. Durante as atividades de dragagens, ocorre grande dispersão de sedimentos, por serem finos e sobretudo pelo facto de as correntes de maré serem fortes (Consultec, 2007). A atribuição de uma fonte de sedimentos no domínio do modelo foi feita considerando três tipos de sedimentos (D_{50}) que são: lodo (18 μm), areia fina (64 μm) e areia (430 μm). Estes tipos fazem parte da composição do fundo segundo JICA (1998).

Foi utilizado o programa *Delft3D* para realizar as simulações de dispersão de sedimentos associados às atividades de dragagens. A implementação do modelo foi realizada considerando a caracterização das fontes sedimentares associadas às atividades de dragagem. Nesta última tarefa, determinou-se a pluma dinâmica B a partir da produção da draga P , da fração de sedimentos de *overflow* f_{fines} , e da fração de descarga de *overflow* f_{overflow} , método aplicado por (Becker, 2011).

Uma draga auto transportadora de sucção extrai do fundo marinho, através do tubo de sucção, a mistura de água e sedimento. As características desta mistura de água e sedimento podem ser determinadas a partir da concentração do sedimento *in situ*, do caudal e massa volúmica da mistura seca e da granulometria do sedimento. À medida que ocorre a sucção, a sedimentação é imediatamente iniciada no local em que draga se encontra. Como consequência deste processo, surge a pluma por *overflow* (ou transbordamento) e pela erosão no fundo induzida pela boca do tubo de sucção. Podem ser utilizadas relações empíricas para estimar a fonte de sedimentos que retorna para a coluna de água conhecendo-se a produção da auto transportadora de sucção (TSHD), através das seguintes expressões:

$$Q_m = \frac{1}{4} \pi D^2 \cdot V_m \cdot n \quad (1)$$

$$C_{\text{situ}} = \frac{\rho_m - \rho_w}{\rho_s - \rho_w}, \quad (2)$$

$$P_s = Q_m \cdot C_{\text{situ}}, \quad (3)$$

$$\rho_{m.\text{dry}} = \rho_k \cdot \left(1 - \frac{\rho_k - \rho_m}{\rho_k - \rho_w}\right), \quad (4)$$

$$P = \rho_{m.\text{dry}} \cdot P_s \quad (5)$$

onde:

Q_m é o caudal de mistura água sedimento;

D é o diâmetro do tubo de sucção;

V_m é a velocidade de sucção da mistura;

n é o número de tubos de sucção;

C_{situ} é a concentração *in situ*;

P_s é a taxa de produção *in situ*;

$\rho_{m.\text{dry}}$ é a massa volúmica da mistura seca;

ρ_m é a massa volúmica da mistura água sedimento;

ρ_w é a massa volúmica da água;

ρ_s é a massa volúmica *in situ* do material; e

ρ_k é a massa volúmica do sedimento.

Para determinar a pluma dinâmica B , a produção P deve ser multiplicada pela fracção de sedimentos de *overflow* f_{fines} , e a fracção de descarga de *overflow* f_{overflow} . A fonte da pluma dinâmica tem a seguinte forma:

$$B = P \cdot f_{\text{fines}} \cdot f_{\text{overflow}} \quad (6)$$

Esta fonte da pluma dinâmica pode ser traduzida numa componente da fonte de pluma passiva. Foi considerada uma componente x_1 na superfície, multiplicando a pluma dinâmica pelo fator f_{dyn} que compõe a pluma de superfície ou *overflow* considerando 5-15% para TSHD. Foram consideradas outras componentes que se adicionam à pluma passiva como, por exemplo, o contributo que resulta do arrasto da boca do tubo de sucção, a dispersão do sedimento que resultam da rotação das hélices da draga e a reentrada da pluma dinâmica, x_2 , x_3 e x_4 respectivamente. A pluma passiva é definida pelas seguintes equações:

$$x_1 = B \cdot f_{\text{dyn}}, \quad (7)$$

$$X = \sum_{i=1}^4 x_i \quad (8)$$

A produção de sedimentos pela draga (em kg/s) é equiparada à fonte de sedimentos que a draga coloca em suspensão que é posteriormente introduzida no modelo para efeitos de simulação da mesma.

Os parâmetros ρ_s , ρ_k , ρ_m para a determinação de $\rho_{m.\text{dry}}$ foram obtidos dos dados medidos por JICA (1998). O diâmetro do tubo de sucção e a velocidade do fluxo de mistura foi fornecido pela EMODRAGA (Empresa Moçambicana de Dragagens).

As simulações foram definidas para o mês de Dezembro de 2017, correspondendo ao período de realização de uma dragagem de emergência. Na tabela 1 apresentam-se as principais características das simulações realizadas.

Tabela 1. Características das simulações realizadas.

Simulação	Ações consideradas
Padrão sem dragagem	Realizada com o efeito da maré + vento + descargas fluviais
Padrão com dragagem	Realizada com o efeito de maré + vento + descargas fluviais
Ação da maré	Realizada considerando apenas a maré
Ação dos ventos	Realizada considerando a velocidade e direção do vento
Ação das descargas fluviais	Realizado considerando descargas fluviais de cheias (10000 m ³ /s e 2000 m ³ /s para os rios Púnguè e Búzi, respetivamente).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ação da corrente de maré

O efeito da maré na dinâmica dos sedimentos é de considerável impacto, caracterizado pela enorme dispersão da pluma de dragagem, especificamente no canal de acesso ao Porto da Beira. Identificou-se que as correntes de marés chegam a alcançar 1.4 m/s na enchente da maré de sizígia (figura 3). Relativamente a enchente e vazante da maré de quadratura e vazante da maré de sizígia, este cenário apresenta a maior velocidade no canal de acesso ao porto da Beira próximo das secções S9 e S10. Nzualo *et al.*, (2018), concluíram que as correntes de enchente no estuário da Beira são mais dominantes na maré de sizígia e as correntes de vazante são dominantes na maré de quadratura, tendo sido identificada assimetria nas correntes de maré. Esta assimetria na maré é resultado de fatores como a morfologia do estuário (bancos de

areia e canais), atrito do fundo e a amplitude das constituintes de maré registada na região. Durante a maré de sizígia devido a baixa profundidade e ao atrito com os bancos de areia, cria-se uma maré enchente dominante com correntes residuais de enchente.

Abas *et al.* (2017), identificaram que há ocorrência de elevada intrusão salina que se deveu à advecção do sal pela maré até quase 84.5 km da embocadura do rio Púnguè, o que demonstra uma dominância de maré de enchente.

O transporte total de sedimentos chega a atingir $1.2 \cdot 10^{-3}$ m³/s/m (equivalente a 1.2 kg/s/m) na enchente da maré de sizígia tendo sido transportados do local da dragagem em direção ao porto (figura 4). Este transporte de sedimentos resulta das fortes correntes verificadas no canal de acesso ao Porto da Beira. Nzualo (2010) identificou um transporte elevado de sedimentos do fundo devido a correntes de enchente na sizígia da região especialmente no canal de acesso ao porto da Beira.

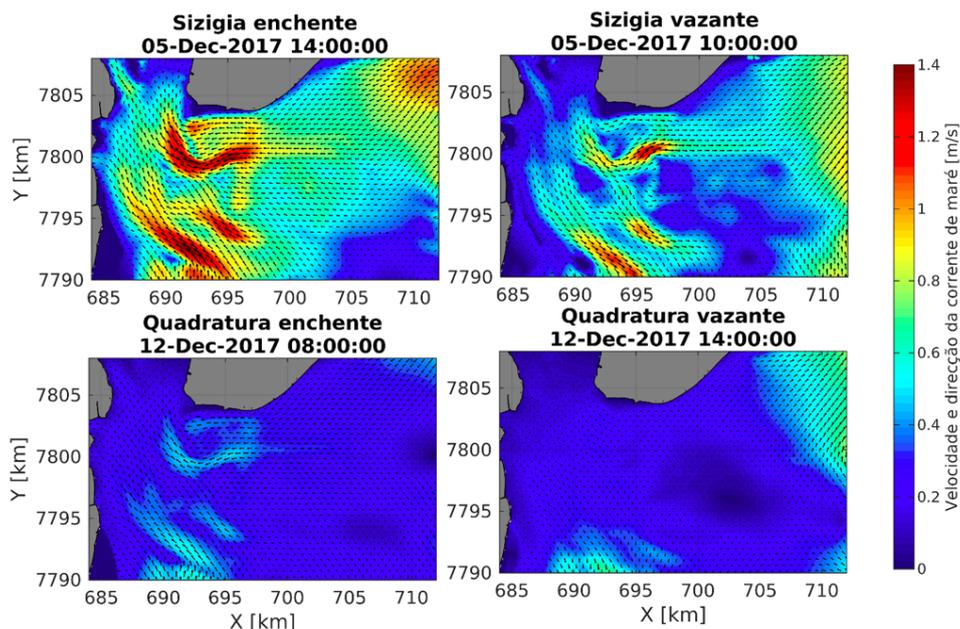


Figura 3. Velocidade e direção da corrente de maré na enchente e vazante da maré de sizígia e quadratura.

O transporte de sedimentos também pode ser associado a outras forças. Por exemplo, a erosão do fundo. A erosão no fundo é consequência da elevada tensão da água com o fundo (Van Rijn, 1998). O transporte aqui apresentado não reflete somente as atividades de dragagens e sim adicionada ao transporte devido a erosão do fundo. Na maré de quadratura a tensão da água com o fundo é relativamente baixa e o resultado é somente o transporte de sedimentos devido as atividades de dragagens.

As correntes desempenham um papel fundamental na dinâmica dos sedimentos no Estuário da Beira. Van Rijn (1993) afirma que devido às baixas profundidades as correntes de marés podem ser verticalmente semelhantes e a tensão para remoção de sedimentos no fundo pode ser dominante no fundo.

3.2 Ação das descargas fluviais

A simulação envolvendo apenas as descargas fluviais (período de cheias) mostrou que os rios Búzi e Púnguè induziram correntes de 0.6 m/s no porto da Beira e 1 m/s na embocadura do rio Búzi (figura 5). As correntes induzidas pelo rio Búzi ficam confinadas à embocadura do rio. Por outro lado, as correntes induzidas pelo rio Púnguè propagaram-se pelo canal de acesso ao porto da Beira, mas com velocidades menos intensas.

As correntes induzidas pelo rio Búzi são maiores do que as induzidas pelo rio Púnguè mas confinadas à embocadura, devido aos vários bancos de areia que ali se localizam. Entretanto, os sedimentos transportados pelo mesmo rio ficam, na sua maioria, retidos na embocadura (figura 6). As correntes induzidas pelo rio Púnguè acompanham o canal de

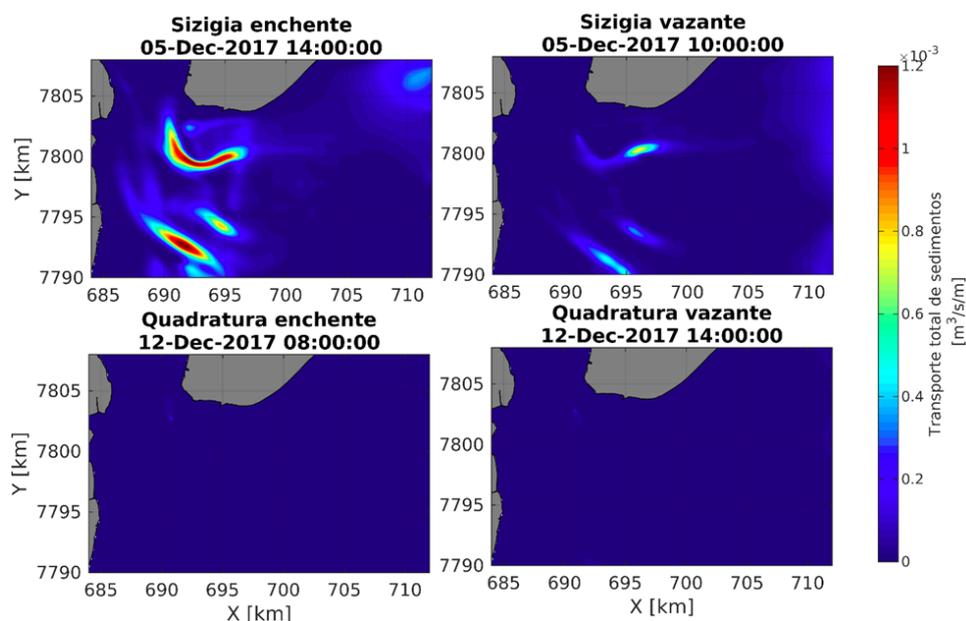


Figura 4. Transporte total de sedimento: Note-se que corresponde ao somatório de todas as frações de sedimentos (areia, areia fina e lodo).

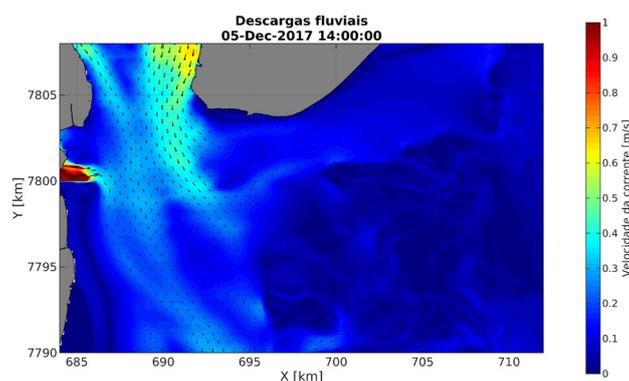


Figura 5. Velocidade e direção da corrente devida às descargas fluviais.

acesso ao porto. No mesmo local as correntes são intensificadas. A pluma de dragagem (representada na figura 6 – elipse vermelha) é transportada pelas correntes induzidas pelo rio Púnguè seguindo a sua direção.

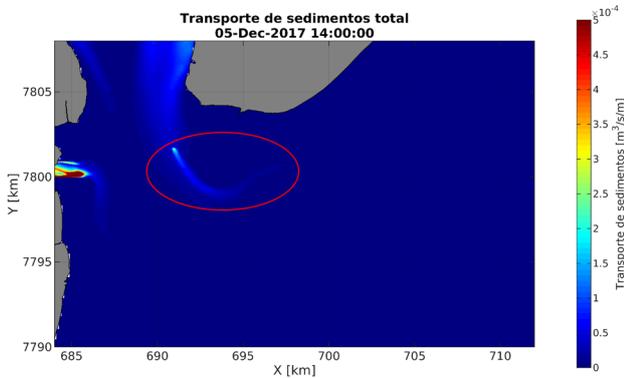


Figura 6. Transporte total de sedimentos considerando o somatório de todas as frações de sedimentos (areia, areia fina e lodo) devido a correntes de descargas fluviais. Note-se que a elipse assinala a zona de dispersão da pluma de dragagem.

(marés e descargas fluviais) alteram a influência do vento na hidrodinâmica local. Neste caso da simulação com a atuação apenas do vento, indica que a circulação no estuário é condicionada pela batimetria do local. Nota-se que no canal de acesso ao porto concretamente na S10 (curva de Macuti) foram registadas velocidades de até 0.12 m/s. Refira-se que as velocidades das correntes induzidas pelos ventos são menores relativamente às correntes induzidas pelas marés e descargas fluviais.

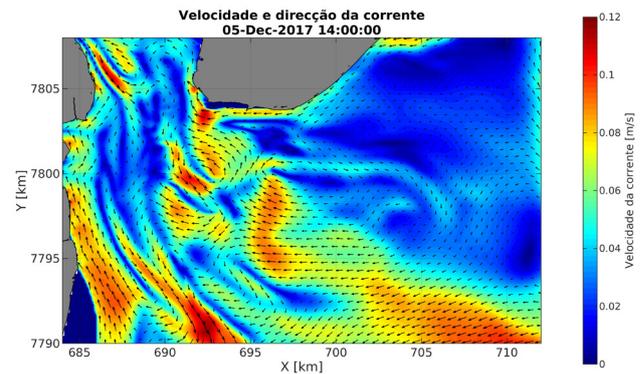


Figura 8. Correntes induzidas pelo vento.

3.3 Ação do vento

Considerada uma velocidade do vento de 6 m/s soprando para o noroeste (figura 7), a corrente induzida sofre uma deflexão devido ao efeito de Coriolis de aproximadamente 45° para a esquerda (hemisfério sul), isto no alto mar, enquanto no interior do estuário as correntes são condicionadas pela batimetria (pela presença de bancos de areia e canais).

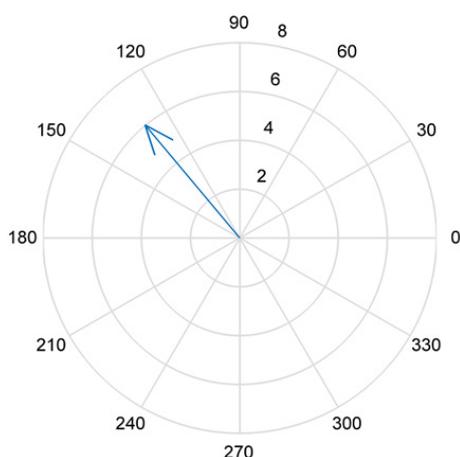


Figura 7. Velocidade e direção do vento aplicada.

Na simulação da pluma de sedimentos durante a atuação de vento, a pluma de dragagem foi transportada pelas correntes superficiais na curva de Macuti (figura 9). Nesta simulação, a pluma de sedimentos é constituída maioritariamente por lodo.

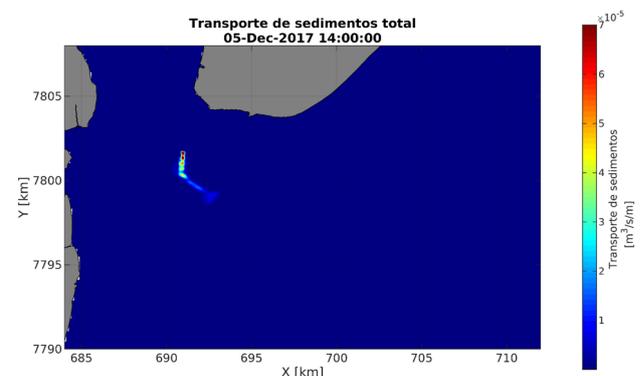


Figura 9. Transporte total de todas as frações de sedimentos (areia, areia fina e lodo).

3.4 Concentração de sedimentos nas principais secções dragadas

A análise da ação do vento sobre a dinâmica da pluma de sedimentos no Estuário da Beira mostrou que as respetivas correntes apresentam direções diversificadas (figura 8). Esta mudança no padrão das correntes sugere que as outras forças

comparação da concentração de sedimentos foi realizada somando as frações de sedimentos (areia, areia fina e lodo). Considerando os pontos de observação correspondentes às secções S8, S9, S10 (curva de Macuti) foi possível comparar a concentração da pluma com dragagem sem

atuação de outras ações com uma situação de atuação da maré, influência das descargas fluviais e da ação do vento (figura 10).



Figura 10. Concentração de sedimentos considerando o somatório das frações de sedimentos (areia, lodo, areia fina) para os pontos S8, S9 e S10 (curva de Macuti).

A concentração da pluma de dragagem na curva de Macuti é relativamente maior sob a ação do vento com valores que chegam a 3 kg/m^3 , seguido da ação da maré e das descargas fluviais. Van Rijn (1998) considera que para concentrações de lodo entre 0.3 a 10 kg/m^3 o processo de deposição é dominado pela floculação. Segundo Van Rijn (2019), a realização de dragagens em ambientes de lodo e areia fina, está sujeita a que 30% de todo o sedimento dragado seja devolvido ao ambiente por *overflow*. Este facto explica a predominância de elevadas concentrações de lodo e areia fina. Pode-se verificar pela equação (1) que maiores velocidades de sucção da mistura de água e sedimentos durante a dragagem implicam maior produção da draga mas como consequência haverá maiores concentrações de sedimentos.

A simulação da concentração de sedimentos sem operações de dragagens apresenta valores mais baixos de concentração de sedimentos relativamente as restantes simulações, indicando assim que as dragagens aumentam a concentração de sedimentos na coluna de água.

4. CONCLUSÕES

O presente estudo tinha como objetivo avaliar a influência das marés, vento e das descargas fluviais na dispersão da pluma de sedimentos oriundas de atividades de dragagens no canal de acesso ao Porto da Beira. Foram realizadas diversas simulações para se aferir a contribuição de cada ação na dispersão da pluma de sedimentos oriundas de atividades de dragagens nesta região.

O programa *Delft3D* revelou-se adequado à simulação das plumas de sedimentos resultantes das atividades de dragagens.

De um modo geral, a corrente de maré é responsável pela dispersão de maior parte dos sedimentos no estuário. As descargas fluviais tiveram uma contribuição intermédia na dispersão dos sedimentos e finalmente a ação do vento é a que induz menor transporte sedimentar.

As descargas fluviais mostraram ser uma ação importante para a dispersão da pluma de sedimentos em direção ao mar aberto. O sedimento associado às descargas é predominantemente lodo em suspensão.

O vento mostrou-se como sendo uma ação que origina correntes superficiais em diversas direções, influenciado pela batimetria (canais e bancos de areia). A pluma de dragagem pode deslocar-se em direção ao Porto da Beira ou ao mar aberto dependendo da atuação do vento. No caso específico deste trabalho os sedimentos foram transportados para o mar aberto. O sedimento associado ao vento é predominantemente lodo.

As dragagens têm forte contributo na concentração de sedimentos suspensos por períodos longos devido a predominância de lodo e areia fina. Esta concentração pode ser reduzida diminuindo a velocidade de sucção da mistura de água e sedimento durante a atividade de dragagem.

Correntes fracas implicam que a concentração de sedimentos seja maior e a dispersão (transporte) da pluma é baixa (caso específico da ação do vento) enquanto que correntes fortes mostraram que a dispersão da pluma é maior e a concentração é baixa (caso específico das correntes de marés). Toda esta dinâmica é condicionada pela batimetria e ação das marés.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abas, I.; Hagedooren, H. - *Salt intrusion in the Pungue estuary, Mozambique*. Delft: Delft University of Technology, 2017. Dissertação de mestrado.

Becker, Johannes - *Dredge plumes - ecological risk assessment*. Delft: Delft University of Technology, 2011. Dissertação de mestrado.

Castro, S. M.; Almeida, J. R. - *Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão*. Uberlândia: Soc. Nat., 2012.

CONSULTEC - *Simplified Environmental Study of the Dredging of Beira Port Access Channel*, Sofala, 2007. (Relatório final).

Delft3D-Flow - *Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena*,

including sediments. User Manual. Published and printed by Deltares, Rotterdamseweg 185 p.o. box 177. 2600 MH Delft, 2017.

JICA - *The Study for Maintenance and Improvement Plan of Access Channel of Beira Port in the Republic of Mozambique*. Japan International Cooperation Agency (JICA) and Ministry of Transport and Communications of Republic of Mozambique, 1998. (Final Technical Report).

Nzualo, Teodósio das Neves Milisse - *Estudo hidrodinâmico e ambiental do estuário da Beira - Moçambique*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010. Dissertação de mestrado.

Nzualo, Teodósio N.M.; Gallo, Marcos N.; Vinzon, Susana B., *Short-term tidal asymmetry inversion in a macrotidal estuary (Beira, Mozambique)*,

Geomorphology (2018), doi:10.1016/j.geomorph.2018.01.029.

Rijn, Leo C. van - *Principles of sediment transport in estuaries and coastal seas*. Amsterdam: Aqua Publication, 1993. ISBN 90-800356-2-9.

Rijn, Leo C. van - *Principles of coastal Morphology*. Amsterdam: Aqua Publication, 1998. ISBN 90-800356-3-7.

Rijn, Leo C. van - *Turbidity due to dredging and dumping of sediments*. Leo van Rijn sediment consultancy, 2019. www.leovanrijn-sediment.com.

Silva, António Fernandes - *Características hidrográficas do estuário da Beira, Moçambique*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011. Dissertação de mestrado.

Wave *RUN-UP* Measurements under very oblique wave incidence

Análise do espraiamento sob estados de agitação de incidência oblíqua

Rute LEMOS¹, Vera PINA², João Alfredo SANTOS^{2,3}, Conceição FORTES¹, Maria Teresa REIS¹, Antje BORNSCHEIN⁴

¹ LNEC - Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, Lisboa, rlemos@lnec.pt, jfortes@lnec.pt, treis@lnec.pt

² ISEL – Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, Rua do Conselheiro Emídio Navarro, 1, Lisboa, A41697@alunos.isel.pt, jasantos@dec.isel.ipl.pt

³ CENTEC – Centre for Marine Technology and Ocean Engineering, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, Lisboa

⁴ TU Dresden - Technische Universität Dresden, antje.bornschein@tu-dresden.de

ABSTRACT: Under the scope of the HYDRALAB+ transnational access project, the so-called RODBreak experiment was conducted in the multidirectional wave basin at the Marienwerden facilities of the Leibniz University Hannover (LUH). A stretch of a rubble-mound breakwater was built in the wave basin with a very gentle slope. Its armour layer was made of Antifer cubes, at the roundhead and adjoining trunk, and of rock, at the rest of the trunk.

A set of tests was carried out to extend the range of wave steepness values analysed in wave run-up, overtopping and armour layer stability studies, focusing on oblique extreme wave conditions, with incident wave angles from 40° to 90°.

The present study focuses on the analysis of measured wave run-up values obtained in the tests and on their variability as well as the influence of the wave obliquity and directional spreading.

Keywords: rubble-mound breakwaters; run-up; oblique waves; physical modelling; RODbreak.

RESUMO: No âmbito do projeto RODBreak (projeto de Transnational Access do projeto HYDRALAB+), foram realizados ensaios no tanque de ondas multidirecionais das instalações de Marienwerden da Leibniz University Hannover (LUH).

Foi construído, no tanque de ondas irregulares, um troço de um quebra-mar de taludes de inclinação suave. O seu manto resistente era constituído por cubos Antifer na zona da cabeça e tronco adjacente, e por pedra, no resto do tronco. Foi realizado um conjunto de testes de modo a alargar o leque de valores de declividade das ondas na análise do espraiamento, galgamento e estabilidade do manto resistente, com ênfase em condições agitação extremas e com obliquidade variando entre 40° e 90°. O presente estudo centra-se na análise dos valores de espraiamento obtidos durante os ensaios e na sua variabilidade, bem como na influência da obliquidade da onda e da dispersão direcional.

Palavras-chave: Quebra-mares de talude; espraiamento, obliquidade; modelação física.

1. INTRODUCTION

Most climate scenarios predict the sea-level rise, as well as increased intensity and frequency of storms (IPCC, 2014). Wave breaking / run-up / overtopping and their impact on the stability of rubble-mound breakwaters (both at trunk and roundhead) are not adequately characterized yet for climate change scenarios. The same happens with the influence oblique wave attack on such phenomena, especially for angles over 45°.

To ensure an adequate performance of these coastal structures in such scenarios without having to increase the size of the breakwaters and the associated costs, it is mandatory to understand the influence of the wave attack angle, as well as the effect of the directional spreading on their response in what concerns wave run-up, wave overtopping and armour layer stability.

In particular, wave run-up characteristics on coastal structures are crucial for predicting the occurrence of overtopping, for studying coastal flooding and/or for evaluating the impact of this phenomenon on people's safety, on the integrity of goods and infrastructure, and on the normal performance of economic activities at the areas protected by these structures.

Several former investigations on wave run-up and overtopping of impermeable and permeable coastal structures aimed at quantifying the influence of oblique waves on mean overtopping discharge, water layer thickness and velocities through the development of empirical formulas for a reduction factor, $\gamma\beta$ (Nørgaard *et al.*, 2013). However, most of the formulas did not consider very oblique wave approach.

According to the European Overtopping Manual, EurOtop (Van der Meer *et al.*, 2018), the angle of wave attack β is the angle at the toe of the structure, after any transformation on the foreshore by refraction or diffraction, between the direction of the waves and the perpendicular to the longitudinal axis of the structure. There it is stated that, for incidence angles larger than 45°, the wave overtopping will eventually become zero.

Only limited research is available on the influence of oblique wave attack on wave run-up and wave overtopping due to the complexity and the high costs of model testing in wave basins. Most of the relevant research was performed in flumes and consequently on the influence of long crested waves. Only few investigations are available on the influence of short-crested waves.

One of these investigations aiming to fill the gap on the effect of oblique waves on the run-up and

overtopping, was the experimental work of Pohl *et al.*, 2014 and Bornschein *et al.*, 2014, under the framework of HYDRALAB-project CornerDike, to study the influence of a curved-axis dike on the spatial distribution of wave run-up and wave overtopping.

The main goal of that experimental work was to adjust the prediction formulas, which seem to fairly converge with measured overtopping for small incidence angles only. In fact, for tested incidence angles between 0 and 112.5°, the wave run-up and overtopping do decrease with increasing angles of incidence but, did not become zero as predicted.

On the other hand, the influence of the corner curved axis was also studied, revealing that the distance from the corner of the dike and the subsequent influence of diffraction at the corner do contribute to a decrease of the overtopping.

Despite these advances on wave run-up and overtopping characterization and predicting formulae for impermeable slopes, some gaps remain in what concerns the characterization of these phenomena on rough, permeable slopes, as well as the study of the influence of the roundhead on them.

The existing data gaps triggered the RODBreak experiment, whose main goal is to contribute to a better understanding of the wave run-up, overtopping and damage in rubble-mound breakwaters, under extreme wave conditions, including different obliquity and directional spreading.

Under extreme wave conditions (wave steepness of 0.055) with different incident wave angles (from 40° to 90°), a total of 49 tests were performed in the wave basin of LUH, where a stretch of a rubble-mound breakwater was implemented. For each test, several measurements were carried out, including run-up measurements with five capacitive wave probes 0.87 m long, that were placed along the model slope, 3 at the breakwater trunk and 2 at the breakwater roundhead.

The objective of the present work is to analyse, for a rough permeable slope under the action of sea-waves with a steepness of 0.055, the run-up heights obtained in the tests and their variation with wave obliquity and directional spreading (long and short-crested waves).

2. PHYSICAL MODEL, INSTRUMENTATION AND WAVE CONDITIONS

A stretch of a rubble mound breakwater (head and part of the adjoining trunk, with a slope of 1(V):2(H)) was built in the wave basin of the LUH to assess, under

extreme wave conditions (wave steepness of 0.055) with different incident wave angles (from 40° to 90°), the structure behaviour in what concerns wave run-up, wave overtopping and damage progression of the armour layer. Two types of armour elements (rock and Antifer cubes) were tested. The trunk of the breakwater is 7.5 m long and the head has the same cross section as the exposed part of breakwater. The total model length is 9.0 m, the model height is 0.82 m and its width is 3.0 m.

Figure 1 presents the physical model as well as a profile with detailed model dimensions.

Test series comprised long and short crested waves. Two water depths of 0.60 m and 0.68 m and five incidence wave angles (40°, 55°, 65°, 75° and 90°) were considered for long crested waves, while for short crested waves only one water depth (0.60 m) was considered and 2 incident wave angles (40° and 65°), with a directional spreading of 50°. Given one water depth and one incident direction, each daily test sequence consisted of at least 4 tests for different wave conditions acting on the model ($H_s = 0.100$ m, 0.150 m, 0.175 m and 0.200 m and the corresponding peak periods $T_p = 1.19$ s, 1.45 s, 1.57 s and 1.68 s). A total of 52 tests were made.

Table 1 summarizes the test parameters of the four-test sequences analyzed in the present paper,

where d is the water depth, H_{m0} is the spectral significant wave height, T_p is the spectral peak period, all measured in front of the wave generator. β is the angle of wave attack and σ is the directional spreading width.

Incident and reflected sea waves were measured with three arrays made of six acoustic wave gauges (Array 3.1, 3.2 and 3.3).

A wave gauge array (array 3.3) was deployed in front of the wave maker, another in front of the breakwater head, (array 3.2) aligned with the breakwater crest, and one approximately at the middle of the breakwater trunk (array 3.1) in front of the entrance to the second overtopping reservoir.

In front of the entrance to the first and third overtopping reservoirs, two isolated acoustic wave gauges (G1.1.1 and G1.1.3) were deployed. A third acoustic wave gauge was deployed in front the breakwater head (gauge G1.1.3).

Overtopping reservoirs with weighing cells were used to measure the water volume that overtopped a stretch of the crest of the breakwater. That water then fell into the reservoir, and its volume could then be measured with the weighing cells. Water-level gauges were also installed in the overtopping reservoirs for redundancy in the measurement of the overtopping volume.

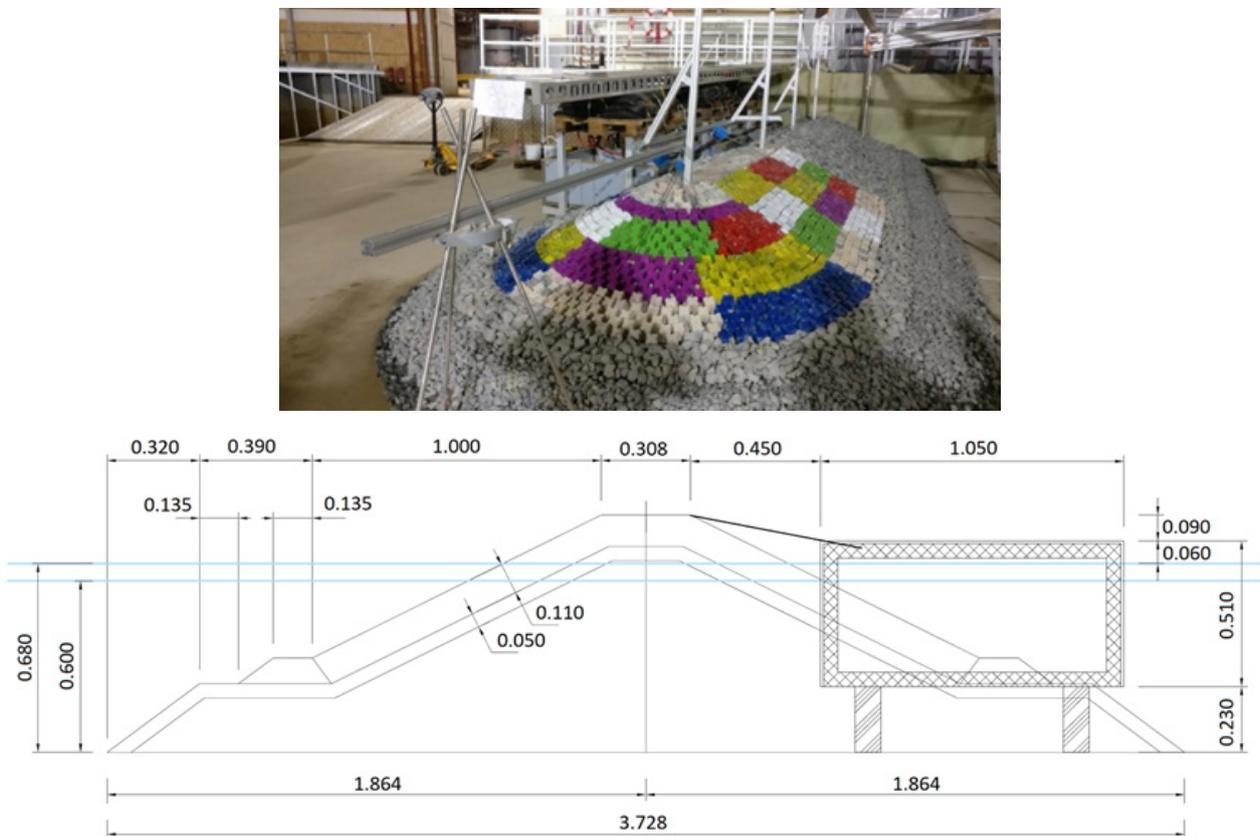


Figure 1. Breakwater model.

Table 1. Test parameters.

Test	d (m)	H _{m0} (m)	T _p (s)	β (°)	σ (°)
13	0.60	0.100	1.19	40	0
14		0.150	1.45		
15		0.175	1.57		
16		0.200	1.68		
17	0.60	0.100	1.19	65	0
18		0.150	1.45		
19		0.175	1.57		
20		0.200	1.68		
21	0.60	0.100	1.19	90	0
22		0.150	1.45		
23		0.175	1.57		
24		0.200	1.68		
25		0.250	1.88		
27	0.68	0.100	1.19	40	0
28		0.150	1.45		
29		0.175	1.57		
30		0.200	1.68		
31	0.68	0.100	1.19	65	0
32		0.150	1.45		
33		0.175	1.57		
34		0.200	1.68		
35	0.60	0.100	1.19	40	50
36		0.150	1.45		
37		0.175	1.57		
38		0.200	1.68		
39		0.250	1.88		
40	0.60	0.100	1.19	65	50
41		0.150	1.45		
42		0.175	1.57		
43		0.200	1.68		
44		0.250	1.88		
45	0.60	0.100	1.19	55	0
46		0.150	1.45		
47		0.175	1.57		
48		0.200	1.68		
49	0.60	0.100	1.19	75	0
50		0.150	1.45		
51		0.175	1.57		
52		0.200	1.68		
58	0.68	0.100	1.19	55	0
59		0.150	1.45		
60		0.175	1.57		
61		0.200	1.68		
62		0.250	1.88		
64	0.68	0.100	1.19	40	50
65		0.150	1.45		
66		0.175	1.57		
67		0.200	1.68		
68		0.250	1.88		

To measure the wave run-up, five capacitive wave gauges (G4.1.1, G4.1.2, G4.1.3, G4.1.4 and G4.1.5) were deployed on the armour layer of the breakwater trunk and head. Note that the armour layer where G4.1.1 and G4.1.2 (trunk) are located is made of rock units, while G4.1.4 and G4.1.5 are located on the head of the breakwater, with an armour layer made by regularly placed Antifer cubes. The same is valid for the G4.1.3 gauge which is located at the trunk stretch whose armour layer made of Antifer cubes.

An alternative to measure the run-up consisted in a chequered staff on the slope of the breakwater trunk. By analysing the frames of the video recorded with a camera over the staff, the length of the staff wetted by each wave can be measured, hence the run-up estimated.

Figure 2 presents the plan view of the breakwater model, as well as the different equipment categories, according to the variables measured: sea waves; run-up and overtopping.

The present work focuses on the wave run-up height measurements using the capacitive wave gauges.

3. RESULTS

To analyse the wave run-up along the breakwater, the wave gauges data from G4.1.2 and G4.1.4 were analysed. Those wave gauges were chosen since they are located at the trunk and the head of the breakwater, respectively. To characterize the wave parameters (H_{m0} and $T_{m-1,0}$) in front of those wave gauges, a spectral analysis was conducted (Spans *et al.*, 2019) based on the data from arrays 3.1 and 3.2 located on the vicinity of wave run-up gauges G4.1.2 and G4.1.4, respectively (see Fig. 2).

The wave run-up height is defined as the vertical difference between the highest point of wave run-up and the still water level (SWL). To obtain the wave run-up, a temporal analysis was carried out in the time series of the free surface elevation measured at each test at the wave gauges G4.1.2 and G4.1.4 (located at middle of the trunk and at the head of the breakwater, perpendicularly to the breakwater crest).

The angle between the wave gauge and the armour layer slope was considered following the procedure presented in Götz (2019). Extreme values found in some measurements, mainly caused by water splashes, were removed in order to prevent those values to be considered as maximum run-up and possibly causing calculation distortions. The MatLab algorithm for run-up computation enable to visualize the corrected run-up time series.

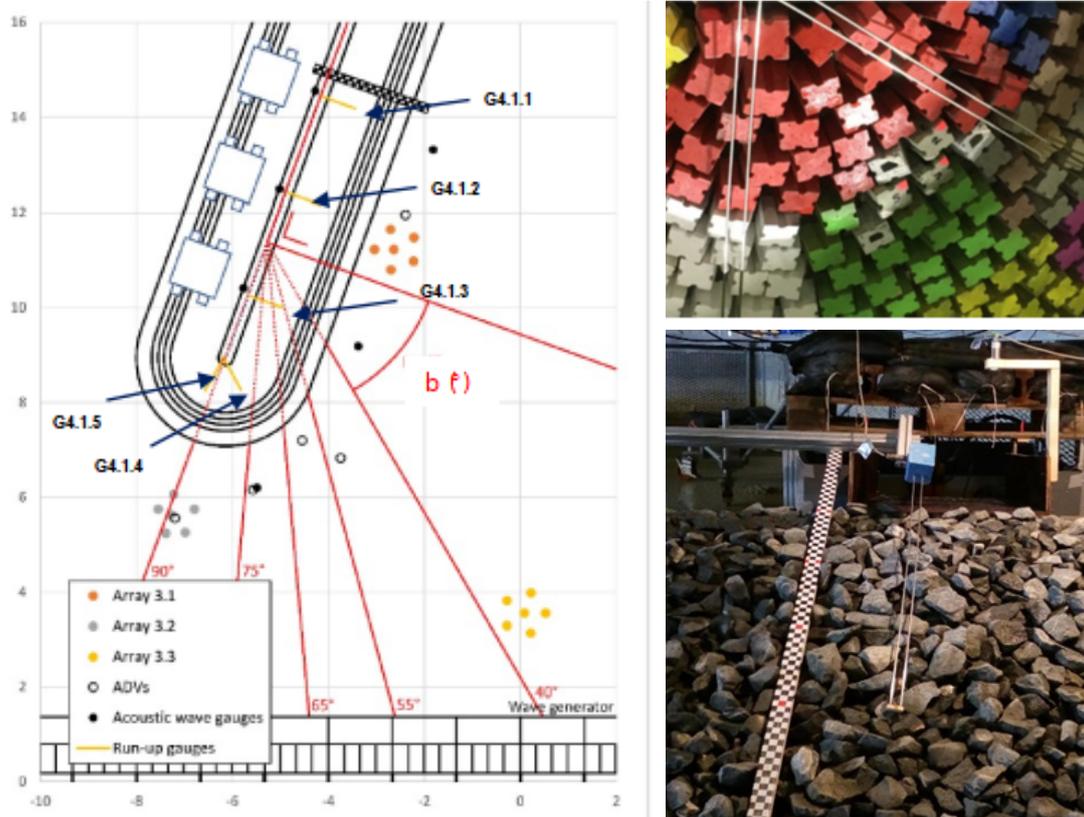


Figure 2. Plan view of the model and equipment and wave directions.

From the ordered series of run-up values for a given incident sea state, it was determined $Ru_{2\%}$, which is the wave run-up level that is exceeded by 2% of the incoming waves. Ru_{max} (the maximum run-up height) and Ru_{med} (the average run-up height) were also calculated.

In the present work, the data analysis is focused on the 2% run-up height, as it is considered a good quantity for the design of dike height. If only 2% of run-up waves of the sea state reach the crest of the breakwater, potentially inducing overtopping, this number of waves is considered so small that no special measures have to be taken to strengthen this part of the breakwater.

The analysis made aimed to evaluate, for wave gauges G4.1.2 and G4.1.4, the influence of the angle of wave attack and of the directional spreading on the wave run-up height. The results obtained on those different sections of the breakwater, provided some insights on how the distance from the head of the breakwater can contribute for the wave run-up decrease.

4.1 Variability of the relative run-up

Figure 3 presents, for gauges 4.1.2 and 4.1.4, the relative run-up, given by $Ru_{2\%}/Hm_0$ as a function of the breaker parameter. This dimensionless run-up parameter $Ru_{2\%}/Hm_0$ enables to compare the $Ru_{2\%}$

for different conditions, regardless the significant wave height, Hm_0 . The breaker parameter, also known as surf similarity or Iribarren number is defined as $\xi_{m-1,0} = \tan\alpha / (Hm_0/L_{m-1,0})^{1/2}$, where α is the slope of the front face of the structure and $L_{m-1,0}$ being the deep water wave length $gT_{m-1,0}^2 / (2\pi)$. The breaker parameter $\xi_{m-1,0}$ permits to infer on the trend of run-up height for various wave periods. The results are presented for the five different wave angles of attack with long-crested waves, as well as with short-crested waves for the angles of attack of $\beta = 40^\circ$ and $\beta = 65^\circ$.

According to Figure 3, the breaker parameter values are between 2.25 and 3.03, for G 4.1.2 and between 2.16 and 2.46 for G4.1.4, which is mostly according to the theory presented in EurOtop, where, for rubble-mound breakwaters, with steep slopes (1:1.5 or 1:2), the range of the breaker parameter ($\xi_{m-1,0}$) is often between 2 and 4.

In the present study, for the proposed wave steepness (0.055) and slope angle ($\tan\alpha=0.5$), the breaker parameter was expected to be around 2.13. Nevertheless, the breaker parameter presented some spread, mainly due to the wave transformation caused by the structure. The standard deviation for G.4.1.4 was of 0.076, while for G.4.1.2 was of 0.16, mostly due to tests conducted with $\beta = 90^\circ$, whose breaker parameter ranged between 2.61 and 3.03.

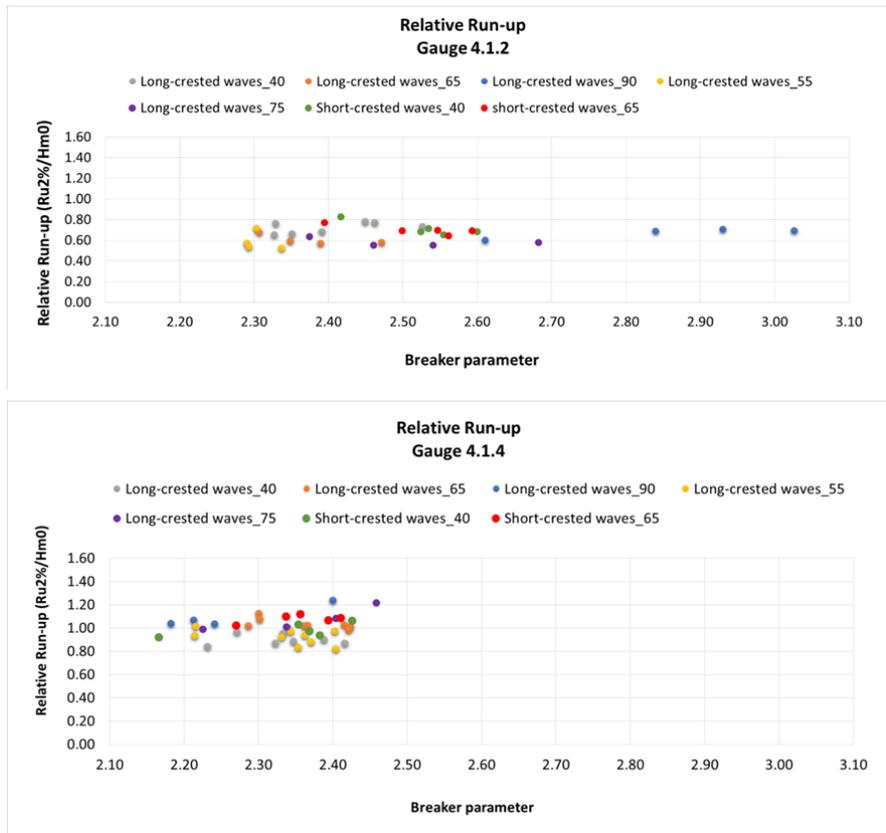


Figure 3. Relative run-up for G 4.1.2 and G 4.1.4.

The influence of the head of the breakwater may have contributed to this higher standard deviation. In what concerns the relative run-up values, for G4.1.2, at the trunk, the values are between 0.53 and 0.82 whereas at the head, gauge G4.1.4, they are between 0.82 and 1.3. Relative run-up heights at G4.1.2 were significantly lower than in G4.1.4. This can be caused by the different type of armour units (rock or Antifer cubes) and the influence of the head of the breakwater. A rock armour slope dissipates significantly more energy than a regularly placed Antifer armour, as the roughness of the armour layer can decrease the wave run-up height. The influence of the distance from the breakwater’s head on the wave transformation can also justify the decrease of relative run-up.

It was also noticeable that relative run-up values obtained at G4.1.2 for the test series conducted with $\beta = 90^\circ$ and $\beta = 75^\circ$ are of the same order (average of 0.63) and presented low variability with a standard deviation of 0.06.

Figure 4 presents the comparison between tests conducted with long-crested waves (test series T13-T16 and T17-T20) and short-crested waves (test series T35-T39 and T40-T44). For both gauges, results obtained in tests with short-crested waves (hollow markers) presented less variability than in tests with long-crested waves.

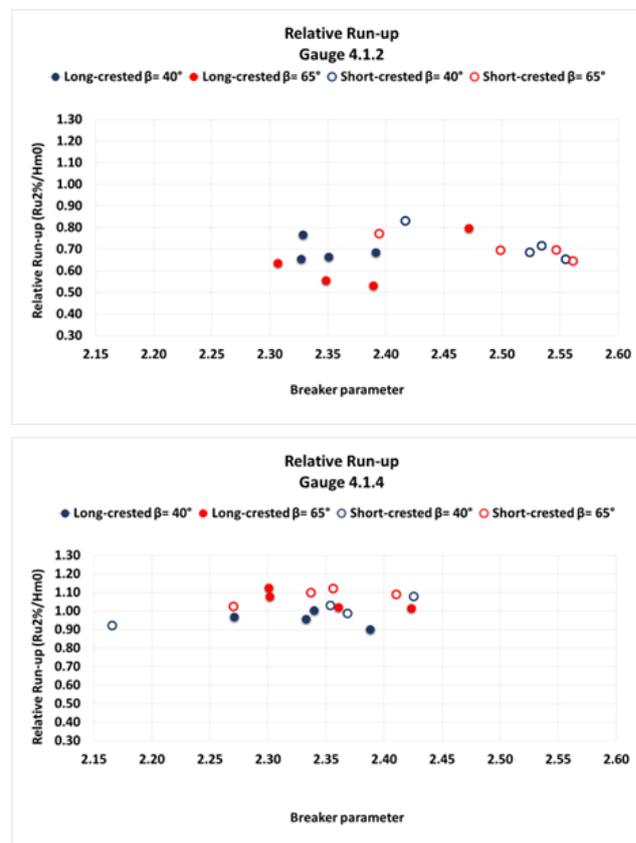


Figure 4. Comparison between tests conducted with long and short-crested waves. Relative run-up for G 4.1.2 and G 4.1.4.

4.2 Influence of the spreading width

In the following figures, the relative run-up is compared, for tests conducted with angles of wave attack of 40° and 65° and spreading widths of 0° and 50° . Values above the line means that the relative run-up is larger for spreading width 50° . Values below the line means that the relative run-up is larger for spreading width 0° . Table 2 presents, for both wave gauges and for wave angle attack of 40° and 65° , the average relative run-up absolute differences between spreading widths of 0° and 50° . According to the results presented in Figure 5, tests with spreading width of 50° present higher relative run-up than with 0° (most of the markers are above the line). For G4.1.2 this trend is more noticeable for $\beta = 65^\circ$ than with $\beta = 40^\circ$.

For wave gauge G4.1.4, the difference was not so expressive (half of the markers are above the line and the other half are below), probably due to the diffraction around the head of the breakwater.

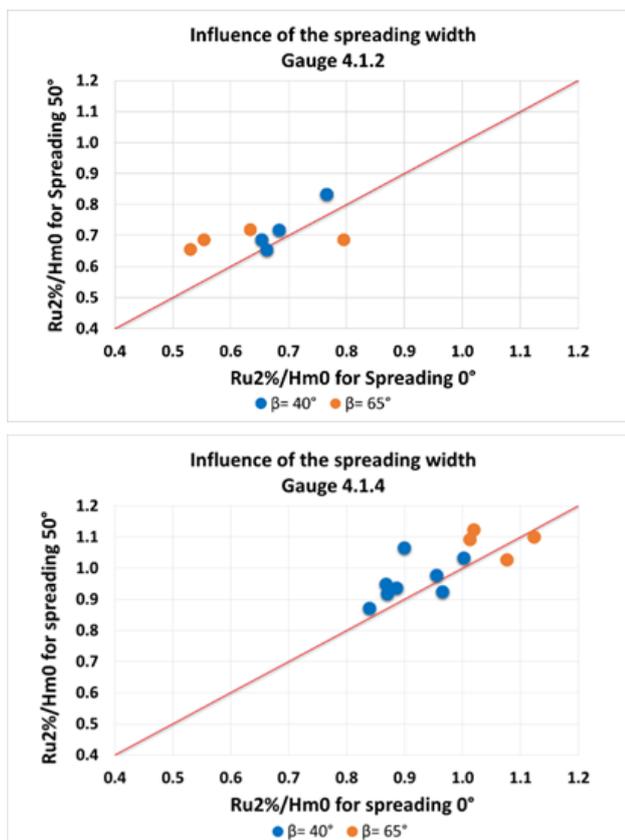


Figure 5. Influence of the spreading width on $Ru_{2\%}$ for G 4.1.2 and G 4.1.4.

Table 2. Average relative run-up differences between spreading widths of 0° and 50°

Angle of attack ($^\circ$)	Relative Run-up average differences between spreading widths 0° and 50°	
	G4.1.2	G4.1.4
40	0.053	0.057
65	0.084	0.047

4.1.2 Influence of the angle of attack

In this section, aiming to infer on the influence of the angle of attack on the run-up height, one proceeds to a similar analysis as for the influence of the spreading width, but in this case, values of relative run-up obtained with the angle of attack $\beta = 40^\circ$ are compared with the values obtained with angles associated with an higher obliquity, $\beta = 55^\circ$, $\beta = 65^\circ$, $\beta = 75^\circ$ and $\beta = 90^\circ$ (Figure 6 and Figure 7). Table 3 presents, for both wave gauges, the average relative run-up absolute differences between angles of attack.

Regarding G4.1.2, Figure 6, one can observe that relative run-up decreases for higher angles of attack (most of the markers are below the line) except for 90° . Once again, the diffraction on the head of the breakwater may have influence on those results.

For short-crested waves the angle of wave attack seems to have less influence. This is mainly caused by the fact that within the wave field, there are individual waves whose directions are different from the main direction β .

Regarding G4.1.4, Figure 7, it can be observed that relative run-up increases for higher angles of attack. As for G4.1.2., one can find lower differences between tests conducted with short-crested waves.

Table 3. Average relative run-up differences between angles of attack for wave gauges G4.1.2 and G4.1.4.

Angles	Relative Run-up average differences	
	G4.1.2	G4.1.2
$\beta = 40^\circ$ vs $\beta = 55^\circ$ long-crested waves	0.138	0.047
$\beta = 40^\circ$ vs $\beta = 65^\circ$ long-crested waves	0.152	0.124
$\beta = 40^\circ$ vs $\beta = 65^\circ$ short-crested waves	0.022	0.081
$\beta = 40^\circ$ vs $\beta = 75^\circ$ long-crested waves	0.108	0.120
$\beta = 40^\circ$ vs $\beta = 90^\circ$ long-crested waves	0.064	0.138

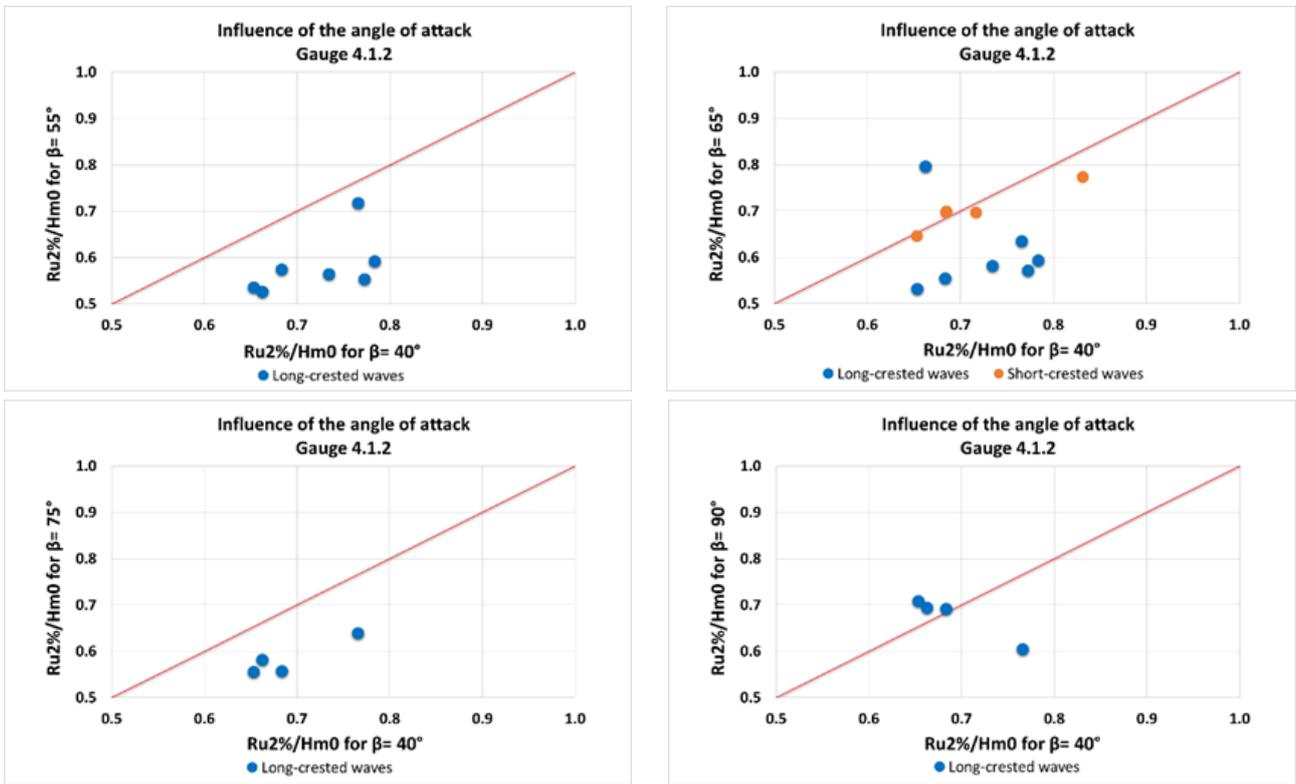


Figure 6. Influence of the angle of attack on $Ru2\%$ for G 4.1.2

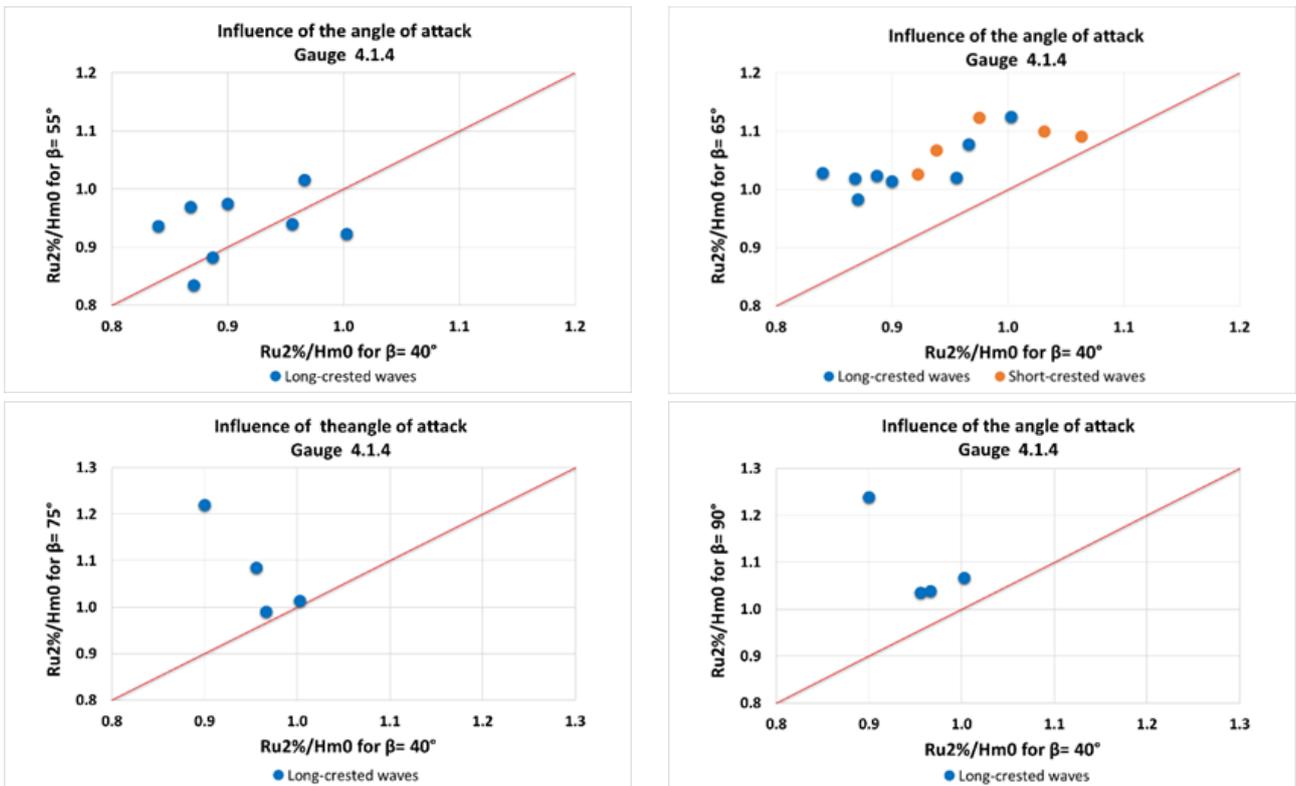


Figure 7. Influence of the angle of attack on $Ru2\%$ for G4.1.4.

4. DISCUSSION

The presented study was based upon a set of tests conducted with oblique extreme wave conditions, with incident wave attack angles ranging between 40° and 90°, with long and short-crested waves.

This paper focused on the analysis of the measured wave run-up values obtained during those tests and on their variability, as well as the influence of the wave obliquity and directional spreading. The conclusions arisen from the analysed data are:

- In what concerns the **relative run-up variability**, in the present study, for the proposed wave steepness (0.055) and slope angle ($\tan\alpha=0.5$), the breaker parameter was expected to be around 2.13. The spread of the breaker parameter on both gauges lead to higher standard deviation at G4.1.2, mostly due to tests conducted with $\beta=90^\circ$ (The influence of the head of the breakwater may have contributed to this higher standard deviation).

The relative run-up at G4.1.2 was significantly lower than in G4.1.4. This can be explained both due to the influence of the head of the breakwater and because of the type of armour units. A rock armour slope dissipates significantly more energy than a regularly placed Antifer armour, as the roughness of the armour layer can decrease the wave run-up height.

The influence of the distance from the breakwater's head on the wave transformation can also justify the decrease of relative run-up and should be investigated. For both wave gauges, results obtained in tests with short-crested waves (hollow markers) presented, in a general way, less variability than in tests with long-crested waves.

- Regarding the **influence of the spreading width**, in a general way, tests with spreading width of 50° present higher relative run-up than with 0°. At the trunk (G4.1.2) this trend is more noticeable for tests with $\beta=65^\circ$ than with $\beta=40^\circ$. This is in agreement with the results presented by Oosterlo (2013) in a report following the Cornerdike project where, for the higher angles of incidence, a higher overtopping was found when the incident sea waves had large spreading widths.

At the roundhead (G4.1.4), the difference was not so expressive, probably due to the wave transformation at the head of the breakwater.

- Regarding the **influence of the angle of attack**, it was observed that in the breakwater trunk (G4.1.2), relative run-up decreases for higher

angles of attack except for 90°. The influence of the head of the breakwater on those results should be investigated in a more detailed study. Results at G4.1.4 (roundhead) revealed that relative run-up increased for higher angles of attack.

For both wave gauges, in tests with short-crested waves the angle of wave attack seems to have less influence. This is mainly caused by the fact that within a wave field, there are individual waves whose directions are different from the main direction β , and consequently diminishing the importance of the angle of attack.

- Future work will comprise the analysis of wave gauges G4.1.1 and G4.1.3 located at the trunk, in order to infer on the variability of the wave run-up with the distance from the head of the breakwater and with different armour layer roughness.

ACKNOWLEDGMENTS

This project has received funding from the H2020 research and innovation programme under grant agreement No 654110, HYDRALAB+. The project To-SEAlert, Ref. PTDC/EAM-OCE/31207/2017 and BSafe4Sea, Ref. PTDC/ECI-ECG/31090/2017 are also acknowledged.

REFERENCES

- Bornschein, A., Pohl, R., Wolf, V., Schüttrumpf, H., Scheres, B., Troch, P., Riha, J., Spano, M., Van der Meer, J. (2014). Wave run-up and wave overtopping under very oblique wave attack (CORNERDIKE-project). Proc. HYDRALAB IV Joint User Meeting, Lisbon, July.
- Götz, M. (2019). Wave Run-Up at Mole Structures. Master Thesis, Technische Universität Dresden.
- IPCC, Climate change (2014). Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III, in: R.K. Pachauri, L.A. Meyer (Eds.), Fifth Assessment Report of the Inter. Panel on Climate Change, IPCC, Geneva, 2014
- J.Q.H. Nørgaard, T. Lykke Andersen, H.F. Burcharth, G.J. Steendam (2013). Analysis of overtopping flow on sea dikes in oblique and short-crested waves, Coast. Eng. 76, 43–54.
- Oosterlo, Patrick. (2013). Influence of very oblique waves on wave overtopping. Bachelor thesis, TUDelft, doi: 10.13140/RG.2.1.2685.7847.
- Pohl, R., Bornschein, A. u.a. (2014): Effect of very oblique Waves on Wave Run-Up and Wave Overtopping,

CORNERDIKE (HYIV-DHI-05). Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen; Heft 52, ISBN 978-3-86780-392-2.

Spans, J.H.; Santos, J.A.; Fortes, C.J.E.M.; Pinheiro, L., 2019 - Analysis of the incident sea-waves and of the consequent run-up in the RODBreak experiment. SCACR2019, 9-11 de setembro, Bari, Itália. 152-157pp ISBN 978-88-97181-73-6. Editora: EdiBios.

Van der Meer, J.W., Allsop, N.W.H., Bruce, T., De Rouck, J., Kortenhaus, A., Pullen, T., Schüttrumpf, H., Troch, P. and Zanuttigh, B. EurOtop (2018). Manual on Wave Overtopping of Sea Defences and Related Structures. An Overtopping Manual Largely Based on European Research, but for Worldwide Application, www.overtopping-manual.com

Modelação física da resposta à agitação incidente de um trecho do quebra-mar do porto da Ericeira

Physical modeling of incident waves on a breakwater stretch of Ericeira port

João Alfredo SANTOS^{1,4}, Rute LEMOS², C.J.E.M. FORTES², Maria Graça NEVES^{2,3}, Liliana PINHEIRO², Marco PINTO³, Carolina SANCHES², Joana GUEIFÃO³, Ana Catarina ZÓZIMO²

¹ ISEL – Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, Rua Conselheiro Emídio Navarro, 1, 1959-007 Lisboa, jasantos@dec.isel.ipl.pt

² LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, rlemos@lnec.pt, jfortes@lnec.pt, gneves@lnec.pt, lpinheiro@lnec.pt, carol.mvs_94@hotmail.com, aczozimo@lnec.pt

³ FCT/UNL, Campus da Caparica 2829-516 Caparica, Portugal, fmm.pereira@campus.fct.unl.pt, j.gueifao@campus.fct.unl.pt

⁴ CENTEC – Centre for Marine Technology and Ocean Engineering, Instituto Superior Técnico, Avenida Rovisco Pais, 1, 1049-001 Lisboa, jasantos@dec.isel.ipl.pt

RESUMO: Para caracterizar a resposta de um trecho do quebra-mar de taludes do porto da Ericeira à agitação marítima nele incidente, realizaram-se no canal de ondas irregulares do LNEC um conjunto de ensaios com um modelo reduzido desse mesmo trecho. Nesta comunicação descreve-se a instalação experimental, incluindo os diversos instrumentos utilizados para medir as séries temporais das várias grandezas de interesse e o programa de ensaios, apresentando-se as grandezas medidas num subconjunto dos ensaios considerado mais interessante. Nestas grandezas incluem-se a elevação da superfície livre associada à agitação incidente, o espraçamento ao longo do talude, o volume de água de água galgado, a pressão em vários pontos da superestrutura e a erosão do manto protetor utilizando um sensor cujo funcionamento se baseia na tecnologia *Time of Flight*.

Palavras-Chave: agitação marítima; espraçamento; galgamento; superestrutura; dano.

ABSTRACT: To characterize the response to the sea waves of a stretch of rubble-mound breakwater of the Ericeira port, a set of scale model tests with such a stretch were carried out in the LNEC irregular wave flume. This paper presents the experimental set up, including the equipment used to measure the time series of the several quantities of interest as well as the test programme and the measured quantities in a subset of the tests considered most interesting. These quantities include the free-surface elevation associated to the incident sea waves, the run up along the armour layer slope, the overtopped volume, the pressure at several points of the superstructure and the erosion of the armour layer using a sensor based on the *Time of Flight* technology.

Keywords: Wave; runup; overtopping; superstructure; damage.

1. INTRODUÇÃO

Na costa de Portugal continental, os quebra-mares de talude são a estrutura de proteção portuária mais comum. Essa é a razão para o estudo em modelo físico reduzido da resposta à agitação marítima, em termos do espriamento, galgamento, esforços na superestrutura e erosão do manto protetor, de um trecho do quebra-mar do porto da Ericeira. Com efeito, embora já existam modelos numéricos capazes de estimar de forma razoável aquelas respostas, importa sempre afinar e confirmar a bondade dessas previsões comparando-as com valores medidos em ensaios com modelo físico reduzido, onde é possível selecionar a gama de condições de agitação marítima a testar. Neste artigo descreve-se a instalação experimental, incluindo os diversos instrumentos utilizados para medir as séries temporais das várias grandezas de interesse e o programa de ensaios, apresentando-se as grandezas medidas num subconjunto dos ensaios considerado mais interessante. Assim, depois deste capítulo de introdução, apresenta-se a instalação experimental e os equipamentos utilizados. Depois, descreve-se o programa de ensaios seguido e alguns detalhes da sua implementação.

2. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

No canal de ondas irregulares n.º 1 do LNEC (COI1) representou-se, à escala 1:50, o fundo frente à secção correspondente ao cais acostável do molhe do porto da Ericeira, bem como a própria secção, como mostrado na Fig. 1a, 1b. Este é um canal com 0.8 m de largura, 50 m de comprimento capaz de absorver com o movimento da pá as ondas refletidas pela estrutura testada.

Depois do fundo horizontal - correspondente à cota -27,0 m (ZH) - tem-se um talude com a inclinação de 1,6% e 26,0 m de comprimento (1300 m no protótipo) a que se segue um talude com a inclinação de 4,3% que termina 0,45 m acima do fundo do canal, que corresponde à cota -4,5 m (ZH) no protótipo, no plano da fundação do quebra-mar. O manto protetor tem uma espessura de 0,09 m (4,50 m no protótipo), é composto por duas camadas de tetrápodes com 2,4 N (300 kN no protótipo) e o seu declive é 2:3. O ponto mais alto da superestrutura está 0,27 m acima do plano da fundação, o que corresponde a uma cota no protótipo de + 9,00 m (ZH). Na Fig. 1a os níveis indicados referem-se ao protótipo, enquanto as distâncias indicadas são do modelo.

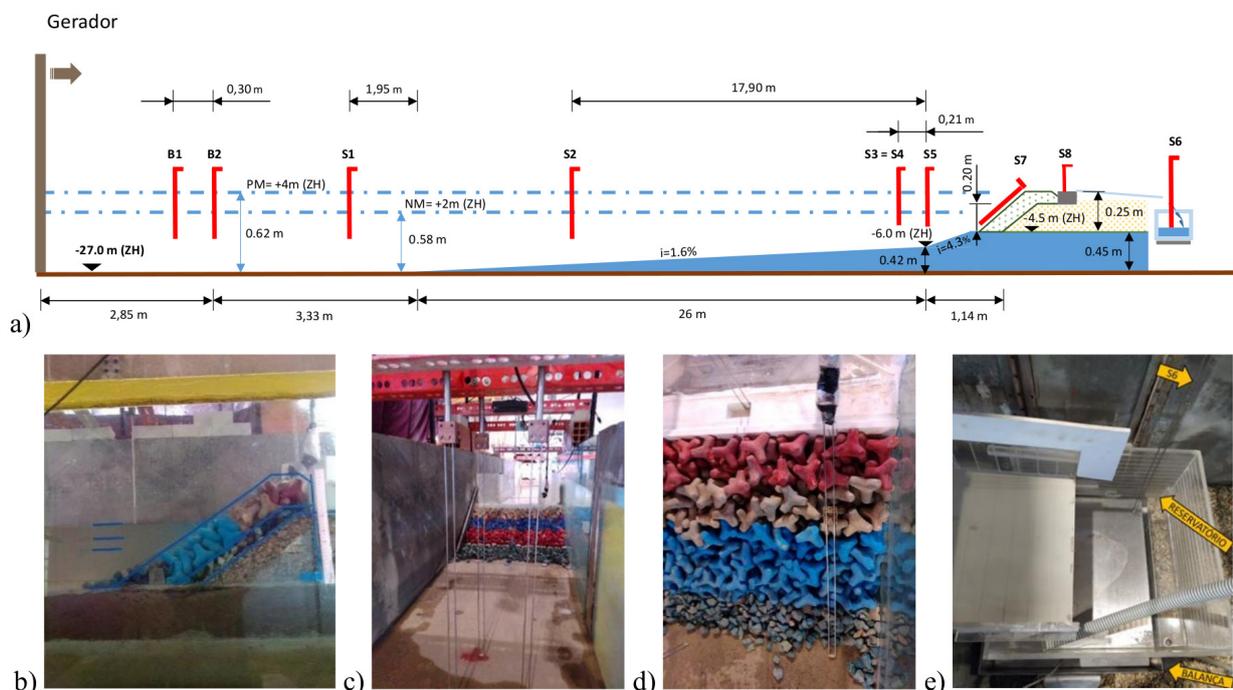


Figura 1. a) Esquema do modelo físico e do equipamento de medição no canal; b) Perfil transversal do quebra-mar; c) Sondas S3 a S5; d) Sonda de espriamento; e) Descarregador e reservatório para galgamentos.

Os estados de agitação gerados nos ensaios correspondiam a uma zona com o fundo à cota -27,00 m (ZH) sendo a agitação marítima nessa zona do canal medida com as sondas B1 e B2, Fig. 1a. As sondas S1 a S5 caracterizavam a agitação ao longo do canal, enquanto a sonda S6 media o nível da água no reservatório dos galgamentos e a sonda S7 o espriamento no talude do manto protetor, Fig. 1c, 1d e 1e. A sonda S8 identificava as ocorrências de galgamento. Todas estas sondas eram resistivas, sendo a frequência de aquisição das sondas B1 e B2 40 Hz e a das sondas S1 a S8 128 Hz.

A balança digital sob o reservatório de galgamento funcionava com uma frequência de amostragem de 1 Hz, Fig. 1e.. O descarregador que conduzia o volume de água galgado para o reservatório de galgamento tinha a secção de entrada na aresta da superestrutura 0,25 m acima da fundação da secção no modelo, correspondente à cota +8,0 m (ZH), e a sua largura variava de 0,75 m a 0,30 m ao longo de 0,6 m.

Para avaliar as forças exercidas pela agitação marítima na superestrutura do molhe, houve um conjunto de ensaios em que o sólido que representava no modelo aquela parte do perfil foi substituído por um dispositivo de dimensões idênticas, i.e., com 0,13 m de profundidade, 0,09 m de altura e que ocupa toda a largura do canal. Nas faces desta estrutura foram colocados 7 sensores

de pressão, Fig. 2. Estes sensores têm um diâmetro de 27 mm, tendo sido colocados 3 na face vertical da superestrutura exposta à agitação incidente, Sp1 a Sp3, e 4 no fundo da superestrutura, Sp4 a Sp7. Os sensores de pressão utilizados são da Honeywell (modelo ABH015PGC1B3), com sinal não amplificado e compensação de temperatura, saída variável entre 0 mV e 100 mV \pm 1 mV e tempo de resposta inferior a 0,5 ms. A frequência de amostragem nestes sensores foi de 128 Hz. Em qualquer das faces, a distância entre os centros dos sensores na direção da largura do canal era 80 mm. A caracterização da evolução do dano foi realizada através do levantamento da envolvente do manto com o sensor de movimento Kinect colocado cerca de 2,0 m acima do fundo do canal, Fig 3a. Estes levantamentos foram realizados sem água no canal, no início e no fim de cada série de ensaios, e com água no final de cada ensaio intermédio. De modo a referenciar as nuvens de pontos resultantes dos levantamentos, utilizaram-se 12 pontos de controlo, Fig. 3b, materializados com botões coloridos colocados no fundo do canal, frente ao pé do talude do manto protetor, no cimo dos cubos que servem de apoio aos elementos do manto e na superestrutura. As coordenadas destes pontos de controlo foram obtidas com uma Estação Total antes do início das séries de ensaios e são apresentadas na Tabela 1.

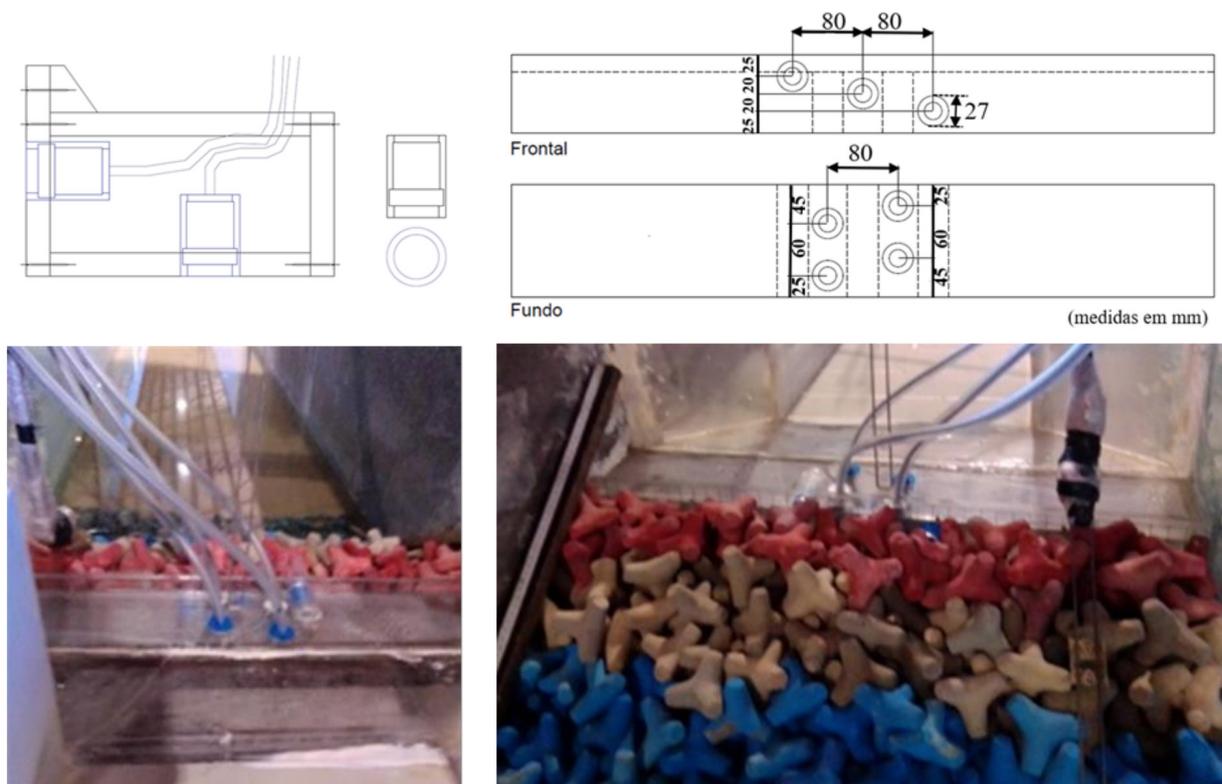


Figura 2. Disposição dos sensores de pressão Sp1 a Sp8 na superestrutura do modelo físico da secção.



Figura 3. a) Sensor de movimento Kinect. b) Pontos de controle.

Tabela 1. Coordenadas dos pontos de controle no modelo do quebra-mar testado

Zona do modelo	Ponto	Coordenadas		
		X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
Superestrutura	1	59	1008	292
	2	198	1069	284
	3	391	1017	289
	4	593	1081	285
	5	759	1008	284
Cubos do pé do talude	6	256	505	67
	7	440	510	66
Fundo em frente à estrutura	8	10	271	12
	9	189	291	13
	10	394	263	13
	11	626	287	13
	12	773	257	12

3. ENSAIOS REALIZADOS

Foram realizados 3 conjuntos de testes distintos: Com o primeiro, pretendeu-se caracterizar o espraiamento e o galgamento, enquanto com o segundo conjunto de testes mediram-se as pressões na superestrutura, tendo o terceiro conjunto de testes como objetivo caracterizar a evolução do dano do manto protector. Em qualquer dos conjuntos de testes mencionados, as condições de agitação marítima testadas foram estabelecidas com base no regime de agitação marítima na zona de estudo (Zózimo *et al.* 2021). Todos os estados de agitação gerados tinham uma configuração espectral empírica do tipo JONSWAP com um fator de pico de 3,3.

Os testes foram realizados para três profundidades diferentes na zona mais funda do canal, na ausência de ondas: 0,55 m, 0,58 m e 0,62 m, correspondentes no protótipo aos níveis de maré, baixa-mar, BM, (+0,3 m ZH), nível médio, NM, (+2,0 m ZH) e preia-mar, PM, (+4,0 m ZH). Nos subcapítulos seguintes utilizam-se estas designações para os níveis de maré em vez daquelas profundidades.

3.1 Espraiamento e galgamento

Realizaram-se ensaios com agitação irregular, com a duração de 1000 ondas, para os três níveis de maré. Foram gerados estados de agitação com períodos de pico, T_p , de 1,70 s, 1,98 s e 2,26 s (12 s, 14 s e 16 s no protótipo), e alturas significativas, H_s , de 0,08 m, 0,10 m, 0,12 m, 0,14 m e 0,17 m (respetivamente 4, 5, 6, 7 e 8,5 m no protótipo). A Tabela 2 mostra como foram combinadas aquelas características dos estados de agitação, bem como o número de testes realizados em cada uma daquelas combinações. A avaliação do espraiamento foi realizada através de uma sonda colocada ao longo do talude (S7), Fig. 1d, enquanto para o galgamento foram usadas duas técnicas de modo a melhor confirmar os resultados obtidos: a pesagem da água galgada e a medição do nível dentro do reservatório através da sonda resistiva S6 (Fig. 1e).

Durante os ensaios, a medição do espraiamento foi limitada nas situações de maior galgamento uma vez que água ultrapassava claramente a sonda instalada no talude. Nessas situações considerou-se o máximo do espraiamento igual ao desnível entre a cota do coroamento e o nível de repouso. Por outro lado, a medição do galgamento também teve limitações, uma vez que nas situações de

grande galgamento, a bomba instalada no interior do reservatório não conseguia extrair a água com velocidade superior aquela que entrava no reservatório.

A Fig. 4 apresenta as séries temporais do espraimento a) medido na sonda S7, e do galgamento b) para o nível PM e agitação incidente de $T_p=1,70$ s e $H_s=0,12$ m.

Tabela 2. Número de testes realizados em cada condição de agitação marítima para avaliação do espraimento e do galgamento.

Nível de maré	BM			NM			PM		
T_p (s) H_s (m)	1,70	1,98	2,26	1,70	1,98	2,26	1,70	1,98	2,26
0,08	3	7	8	-	-	-	-	-	-
0,10	7	10	7	-	-	-	-	-	-
0,12	9	14	8	-	-	-	1	-	-
0,14	8	5	2	-	-	-	-	-	-
0,16	-	-	-	6	5	6	2	2	2
0,17	8	6	2	-	-	-	-	-	-

Na Fig. 5 apresenta-se, para o nível de preia-mar e para 3 valores diferentes do período da agitação incidente, a evolução do caudal médio galgado, representado por barras verticais, e do valor espraimento que é excedido por apenas 2% das ondas incidentes, representado por círculos, com a

altura significativa do estado de agitação. A figura confirma, para o mesmo valor do período de pico, o aumento do valor característico do espraimento com a altura significativa do estado de agitação incidente no quebra-mar. Mais, o aumento do período de pico do estado de agitação implica também um aumento do valor característico do espraimento, sendo também claro que tal aumento está limitado ao desnível entre o coroamento da estrutura e o nível de repouso (0,12 m). O caudal médio galgado no estado de agitação por metro de desenvolvimento do coroamento da estrutura segue a mesma evolução já indicada para o valor característico do galgamento.

3.2 Pressão na superestrutura

Reproduziram-se nestes ensaios as condições dos ensaios de espraimento e galgamento que conduziram a pequenos valores de caudal galgado, já que o objetivo era analisar as pressões na superestrutura. Assim foram realizados ensaios com as profundidades correspondentes ao nível médio (0,58 m) e de preia-mar (0,62 m). Realizaram-se ensaios com agitação irregular e com ondas regulares, sendo que neste último caso a duração de cada teste era a correspondente a apenas 100 ondas. Nos ensaios com agitação irregular os estados de agitação gerados tinham períodos de pico de 1,70 s e 1,98 s (12 s e 14 s no protótipo) e para cada um desses períodos de pico as alturas de onda significativas consideradas foram 0,08m e 0,10 m

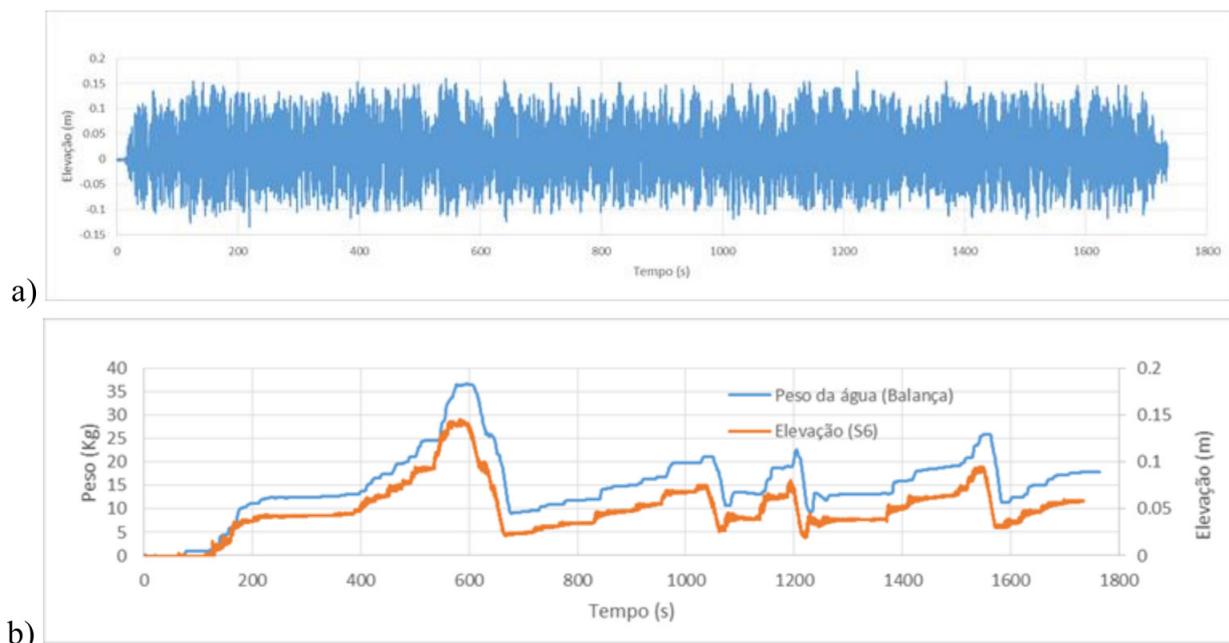


Figura 4. a) Série temporal da elevação do espraimento (sonda S7). b) Séries temporais da elevação da superfície livre no reservatório (S6) e da pesagem de água galgada. Nível de PM, $T_p=1,70$ s, $H_s=0,12$ m.

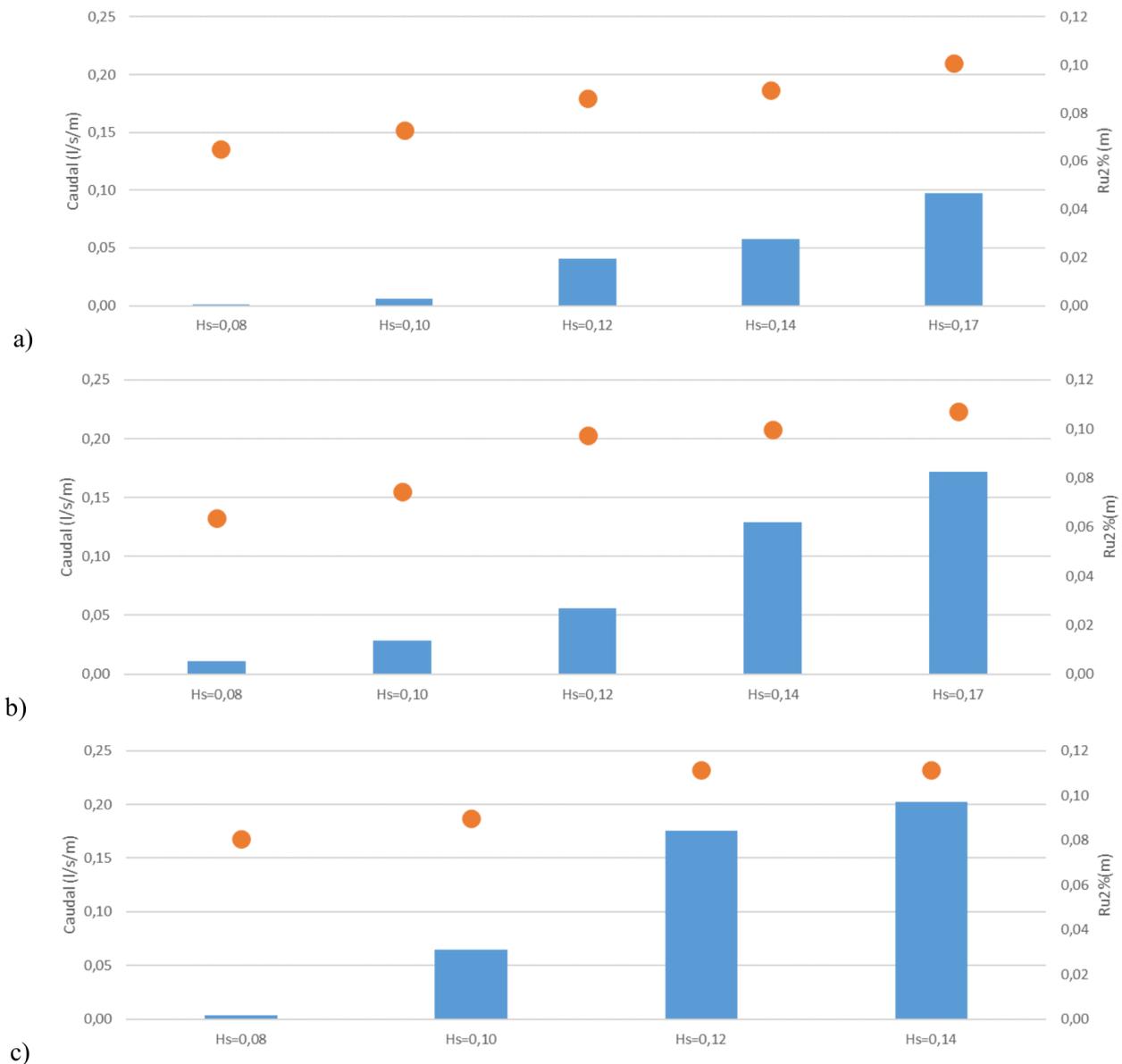


Figura 5. Evolução, para o nível de maré de preia-mar, do caudal médio galgado (barras) e do espraçamento excedido apenas por 2% das ondas incidentes (círculos) com a altura significativa do estado de agitação incidente quando o período de pico desse estado de agitação é a) 1,70 s; b) 1,98 s; c) 2,26 s.

(4 m e 5 m) para a profundidade correspondente ao nível de preia-mar, enquanto para o nível médio foi considerada apenas a altura de onda significativa de 0,16 m (8 m). Nos ensaios com ondas regulares estas tinham períodos, T , de 1,70 s e 1,98 s (12 s e 14 s) e alturas de onda, H , de 0,08 m e 0,12 m (4 m e 6 m), para o nível PM, e de 0,11 m a 0,14 m (5.5 m a 7 m), para o nível NM. Na Tabela 3 apresenta-se um resumo das características dos ensaios realizados. Todos os ensaios foram repetidos.

Foram medidas as pressões na superestrutura, o espraçamento e o galgamento, além da elevação da superfície livre no pé da estrutura e nas sondas

ao longo do canal. Apresenta-se na Fig. 6 a série temporal das pressões no sensor da face da estrutura colocado à cota mais alta, Sp1, para $H_s=0,10$ m, $T_p=1,70$ s, e profundidade correspondente a PM. Nestas condições de teste o sensor da base da superestrutura colocado a 0,45 m da parte frontal da estrutura, Sp4, não funcionou, pelo qual não se pode obter uma informação mais detalhada das pressões na base da estrutura. Em duas condições de teste com ondas regulares o sensor da parede frontal colocado numa cota mais baixa, Sp3, não funcionou corretamente.

Tabela 3. Características dos ensaios de pressão realizados.

Tp (s)	Hs (m)	Nível de maré	T (s)	H (m)	Nível de maré
1,70	0,08	PM	1,70	0,10	PM
1,70	0,10	PM		0,11	NM e PM
1,70	0,16	NM		0,12	NM e PM
1,98	0,08	PM	1,98	0,14	NM
1,98	0,10	PM		0,08	PM
1,98	0,16	NM		0,10	PM
				0,11	NM e PM
				0,12	NM
				0,14	NM

Os resultados dos ensaios de pressão correspondem a valores da componente da pressão induzida pelas ondas em metros de coluna de água (mca). Os sinais medidos em cada sensor foram analisados no domínio do tempo de forma a obter os valores da pressão máxima (positiva, Pmax), e ainda da média dos 1/10*n e dos 1/3*n valores mais altos do registo

de pressões, P1/10 e P1/3 respectivamente, sendo n o número total de eventos de pressão do registo. A título de exemplo apresenta-se na Fig. 7 os resultados das pressões obtidas para o ensaio realizado em preia-mar com Hs=4 m, Tp=12 s. Como se pode observar, as pressões na parede frontal da superestrutura são superiores às pressões na base da superestrutura, com máximos de pressão de 0,20 mca na parede frontal e de 0,15 mca na base. O número de eventos de pressão não é muito elevado, isto é, nem todas as ondas atingem a superestrutura, daí que P1/10 seja igual a Pmax em alguns sensores. Isto deve-se ao facto de a base da superestrutura estar 0,01m acima do nível de preia-mar e da superestrutura estar totalmente protegida pelo manto principal, fazendo com que esteja bastante protegida da acção da agitação. O valor máximo das pressões frontais ocorre a 0,045 m da base da superestrutura, reduzindo-se à medida que nos aproximamos da base da estrutura e do coramento da mesma. Já no que toca às subpressões e como esperado, elas reduzem-se à medida que nos afastamos da parede frontal.

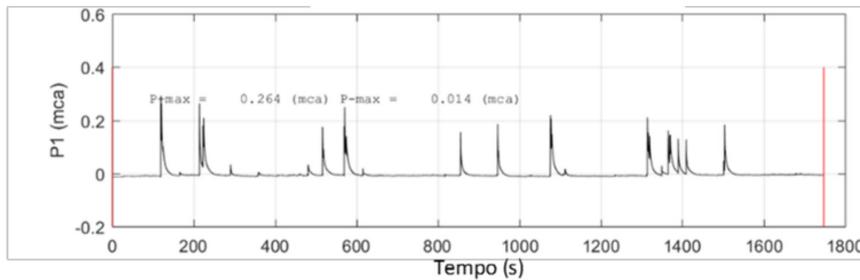


Figura 6. Série temporal das pressões no sensor SP1, para Hs=5 m, Tp=12 s, NM=+4,0 m (ZH).

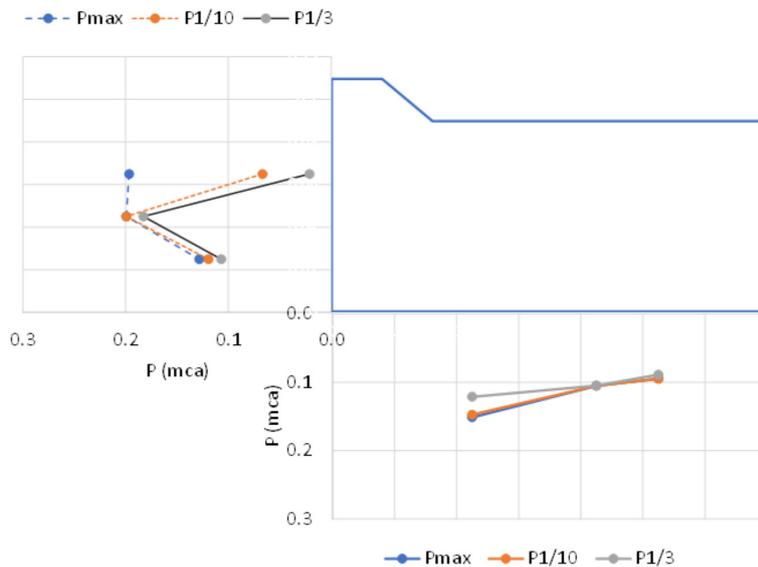


Figura 7. Valores das pressões para Hs=4 m, Tp=14 s, NM=+4,0 m (ZH).

3.3 Evolução do dano

Uma das grandezas que permite avaliar a evolução do dano no manto resistente de quebra-mares de taludes em ensaios em modelo físico é o volume erodido por ação da agitação marítima, o qual pode determinar-se a partir de levantamentos consecutivos da envolvente do manto. Melby (1999) apresentou uma fórmula para previsão da evolução do dano em quebra-mares de taludes com base nas características da agitação neles incidente, em ensaios de longa duração de modo a avaliar a velocidade de degradação dos mantos quando expostos prolongadamente a agitação extraordinária. O objetivo foi obter uma formulação de previsão da evolução do dano do manto resistente de um quebra-mar de taludes numa determinada fase da vida útil da estrutura.

Neste trabalho procurou-se reproduzir a sequência de ensaios de Melby, tendo sido considerados 2 níveis de maré: o nível médio, que origina uma profundidade no pé do talude de 0,13 m e uma profundidade de 0,58 m na zona mais profunda do canal e o nível de preia-mar, para o qual a profundidade no pé do talude é 0,17 m e a maior profundidade no canal é 0,62 m.

Na série A, estados de agitação iguais, cada um com a duração de 1000 ondas, atuavam na estrutura até estabilizar a erosão no manto. Nessa altura passava-se para o estado de agitação seguinte, de energia crescente. Começou-se com o nível médio e depois passou-se para o nível de preia-mar. Nas séries B e C o número de estados de agitação iguais incidentes na estrutura estava definido a priori. Na série B começava-se com o nível médio de maré, depois subia-se para o nível de preia-mar enquanto na série C se passava o oposto.

Nos testes exploratórios realizados antes do início dos testes verificou-se a ausência de quaisquer danos no manto protetor para as condições de agitação testadas. Para se obter um manto protetor menos estável para a agitação incidente, decidiu-se, apenas nesta série de testes, substituir as duas camadas de tetrápodes de 2,4 N (300 kN) por um manto misto com uma camada com tetrápodes de 1,08N (135 kN) em cima dos quais foi colocada outra camada com tetrápodes ainda mais leves, 0,84 N (105 kN). Nesta série de testes incluiu-se ainda estados de agitação com a altura significativa de 0,16 m e de 0,19 m (respetivamente 8,0 m e 9,5 m no protótipo). A Tabela 4 sumariza as condições de teste consideradas.

Com vista à avaliação do volume erodido ao longo das séries de ensaios, no início de cada série foi feito, com o sensor Kinect, um levantamento tridimensional da superfície do modelo, sem água

no canal. No final de cada um dos ensaios foi feito um levantamento com água no modelo. Todas as nuvens de pontos obtidas ao longo dos ensaios foram posteriormente georeferenciadas através dos pontos de controlo obtidos com a estação total. Na Fig. 8 apresentam-se os levantamentos efetuados com o sensor Kinect no início e no final da série A (após a atuação de $H_s=0,17$ m, $T_p=1,98$ s e profundidade no pé do talude de 0,17 m, correspondente ao nível de maré PM) com estabilização dos estragos. Na reconstrução do manto no final da série é evidente a perturbação no levantamento provocada pela sonda S7, a sonda dedicada à medição do espriamento. Para evitar os valores anómalos associados, omitiu-se da análise realizada a faixa do manto sobre a qual esta sonda foi colocada, com cerca de 0,10 m de largura.

Tabela 4. Níveis de maré e condições de agitação dos ensaios de estabilidade.

Série	Ensaio	T_p (s)	H_s (m)	Profundidade no pé do talude ht (m)	Duração do ensaio para 1000 ondas (min)	Número de ensaios
A	1	1,70	0,12	0,13	28	Até estabilizar o dano
	2	1,70	0,16	0,13	28	
	3	1,70	0,19	0,13	28	
	4	1,98	0,12	0,17	33	
	5	1,98	0,14	0,17	33	
	6	1,98	0,17	0,17	33	
B	1	1,70	0,12	0,13	28	1
	2	1,70	0,16	0,13	28	4
	3	1,70	0,19	0,13	28	4
	5	1,98	0,14	0,17	33	4
	6	1,98	0,17	0,17	33	4
	4	1,98	0,12	0,17	33	2
C	5	1,98	0,14	0,17	33	4
	6	1,98	0,17	0,17	33	4
	2	1,70	0,16	0,13	28	4
C	3	1,70	0,19	0,13	28	4

As nuvens de pontos obtidas com água foram posteriormente alinhadas com a nuvem a seco, com vista a corrigir a parte submersa do levantamento, uma vez que a luz infra-vermelha do sensor tem pouca capacidade de atravessar profundidades de água superiores a 0,05 m. Este alinhamento fino foi realizado utilizando o algoritmo Iterative Closest Point, ICP (Chen & Medioni, 1991) disponível no software de uso livre CloudCompare (Girardeau-Montaut, 2006).

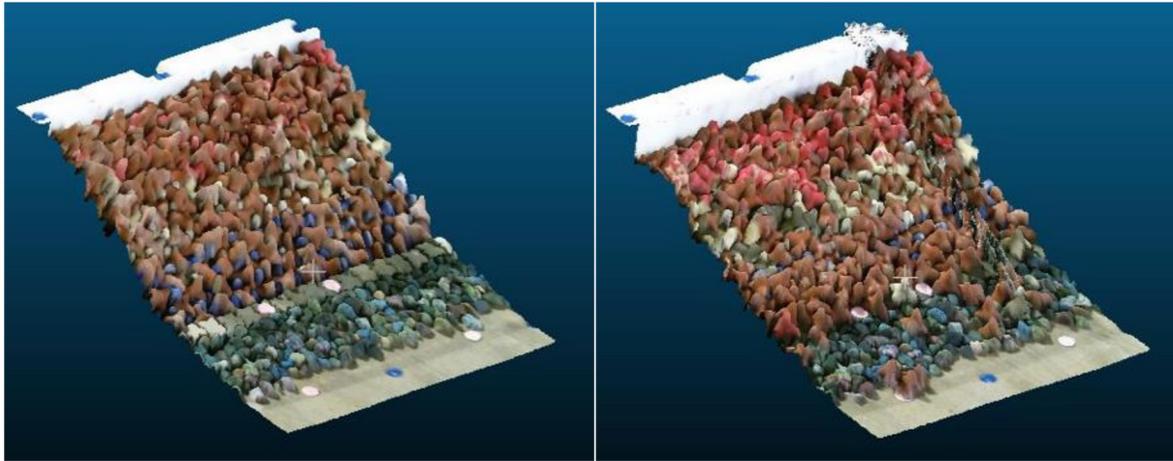


Figura 8. Aspetto de levantamentos realizados no início e no final da série A.

A comparação entre nuvens de pontos foi feita através do cálculo da diferença de volumes, o qual, por sua vez, tem por base as diferenças de distância entre as duas nuvens. Os “clusters” resultantes da discretização da nuvem de pontos numa malha cujas sub-unidades resultantes são tão mais pequenas (e o cálculo do volume mais fiável) quanto menor for o espaçamento da malha. No presente estudo utilizou-se um espaçamento de 1 mm.

O software, de uso livre, utilizado em todos os passos do pós-processamento das nuvens de pontos foi o *CloudCompare* (Girardeau-Montaut, 2006).

A Fig. 9 apresenta o mapa de diferenças entre as duas nuvens no início e no fim da série A. As regiões com a cor azul são aquelas onde ocorreu erosão, enquanto as com a cor vermelha são as onde ocorreu acreção. Na região mostrada, o total de erosão foi $3,1 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ e o de acreção foi $2,9 \times 10^{-3} \text{ m}^3$. Na Fig. 10 apresenta-se um perfil da envolvente do manto aproximadamente a meio da largura do canal obtido a partir das mesmas nuvens de pontos.

4. CONCLUSÕES

No presente trabalho foram apresentados exemplos de um conjunto de ensaios realizados em modelo físico bidimensional de um quebra-mar de taludes. Estes ensaios compreenderam a avaliação do espraçamento, galgamento, forças na superestrutura e evolução do dano, utilizando diferentes técnicas de medição. Destes ensaios resultou um grande conjunto de dados cujo tratamento, ainda que parcial, permitiu tirar algumas conclusões quanto à viabilidade das técnicas, bem como as suas vantagens e desvantagens.

A avaliação do espraçamento foi realizada através de uma sonda colocada ao longo do talude. Sempre

que ocorre galgamento o espraçamento máximo medido fica limitado ao desnível entre a cota de coroamento e o nível de repouso no canal.

Para a avaliação do galgamento utilizaram-se duas técnicas distintas de modo a confirmar os resultados obtidos: a pesagem da água galgada e a medição da superfície livre dentro do reservatório, utilizando uma sonda resistiva. Quando o volume de galgamento era muito elevado, ambas as técnicas tiveram também limitações, uma vez que a bomba instalada no interior do reservatório não conseguia extrair a água com velocidade superior aquela que entrava no reservatório.

Nas medições da pressão observou-se que o número de eventos de pressão não é muito elevado pois nem todas as ondas atingem a superestrutura. O valor máximo das pressões frontais ocorre a 0,045 m da base da superestrutura, reduzindo-se à medida que nos aproximamos da base da estrutura e do coroamento da mesma. Já no que toca às subpressões e como esperado, elas reduzem-se à medida que nos afastamos da parede frontal.

Finalmente, no que diz respeito à avaliação da evolução do dano, a utilização do sensor Kinect mostrou-se bastante eficaz na obtenção de modelos tridimensionais de superfície, possibilitando a extração de perfis e a obtenção de indicadores do dano, tais como a área erodida e a profundidade erodida. A comparação entre as nuvens de pontos inicial final permitiu determinar os volumes de erosão e de acreção entre ambos os levantamentos. O único contratempo encontrado na aplicação desta técnica, foi a previsível distorção introduzida pela sonda de medição do espraçamento no levantamento tridimensional, o qual resultou na necessidade de excluir uma faixa de cerca de 0,05 m do levantamento.

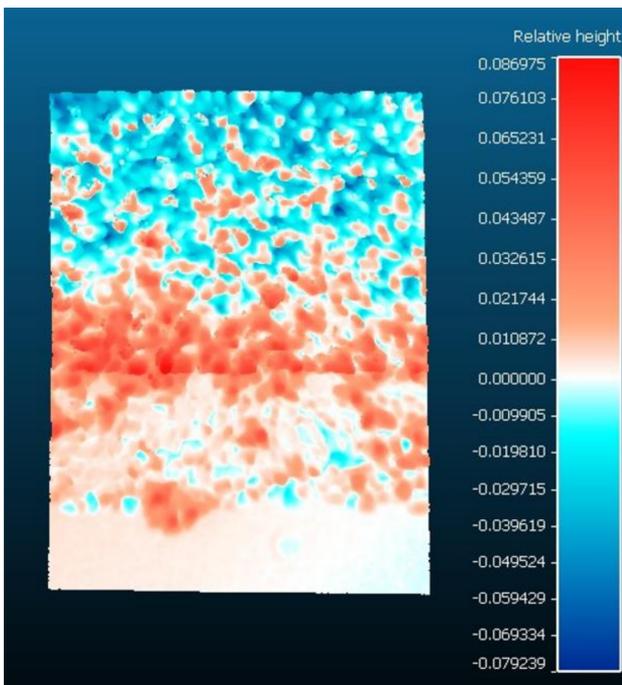


Figura 9. Mapa de diferenças entre o levantamento inicial e final da série A.

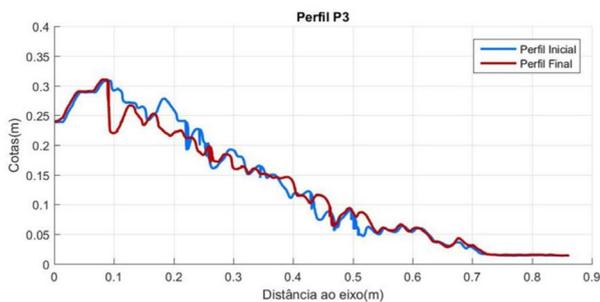


Figura 10. Perfis das envolventes do manto a meio da largura do canal obtido a partir das nuvens de pontos levantadas no início e no fim da série A.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito dos projetos To-SEAlert – Galgamento e inundação em zonas costeiras e portuárias: Ferramentas para um sistema de previsão e alerta, planeamento de emergência e de gestão do risco, ref. PTDC/EAM-OCE/31207/2017 e BSafe4Sea - Controlo da Segurança de Quebramares através da Análise de um Sistema de Previsão e Apoio à Decisão, ref. PTDC/ECI-EGC/31090/2017, ambos financiados pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia. Agradece-se aos técnicos César Costa, Rosa Emília Soares e Simões Pedro a ajuda nos ensaios, bem como ao Doutor Fernando Soares da FCIências.ID o empréstimo do Kinect utilizado nos ensaios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Chen Y. & Medioni G. 1991. Object modelling by registration of multiple range images. International Conference on Robotics and Automation, Sacramento, California.

Girardeau-Montaut D. 2006. Détection de changement sur des données géométriques tridimensionnelles. PhD thesis (French).

Melby, J.A. 1999. Damage Progression on Rubble-Mound Breakwaters. Technical Report CHL-99-17, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, USA.

Zózimo A.C., Fortes C.J.E.M., Reis M.T., Pinheiro L.V., Smithers N. & Serrazina V. 2021. Protótipo do TO-SEALERT para o porto da Ericeira. 15.º Congresso da Água, 22 a 26 de março.

Abordagem integrada de escoamentos rodoviários em cenários de alterações climáticas

Integrated management of road runoff under climate change scenarios

Ana Estela BARBOSA¹ e João Nuno FERNANDES²

¹ Laboratório Nacional de Engenharia Civil, aestela@lnec.pt

² Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. Brasil, jnfernandes@lnec.pt

RESUMO: A gestão da água em cenários de alterações climáticas é uma oportunidade para rever metodologias, criando soluções inovadoras e promotoras de resiliência e sustentabilidade. A concentração de poluentes em massas de água encontra-se associada à integração de variáveis hidrológicas e das origens e características da poluição pontual e difusa. Através de um exemplo concreto aplicado às estradas - uma fonte de poluição difusa - este trabalho pretende alertar para a necessidade de rever abordagens da gestão de recursos hídricos. Com base na revisão da literatura e na consulta a especialistas, quatro ferramentas para a previsão de poluentes em escoamentos de estradas, estabelecidas nos EUA e na Europa, foram selecionadas e testadas em 22 estradas, de 7 países europeus. Os resultados para as concentrações médias do lugar para os SST, Zn, Cu, Pb e Cd demonstraram que nenhuma das ferramentas foi eficaz na previsão das concentrações destes poluentes, exceto para o país onde a dita ferramenta foi calibrada. Mesmo para casos de estudo em regiões ou países com ferramentas de previsão é recomendável a realização de monitorizações periódicas para validação das concentrações. Este exemplo, a experiência dos autores e a revisão da literatura realçam a necessidade de rever expectativas e abordagens de controlo de fontes de poluição, incluindo também a incerteza gerada pelos cenários de alterações climáticas. Ainda há caminho a percorrer para melhorar a gestão de situações críticas, tanto em termos da disponibilidade de informação adequada à tomada de decisão, como à compreensão por parte dos utilizadores dos pressupostos e incertezas destas projeções. A boa comunicação e dinâmica colaborativa entre investigadores, *stakeholders* e decisores é também fundamental para promover melhorias na gestão de recursos hídricos.

Palavras-Chave: Poluição difusa; escoamentos rodoviários; ferramentas de previsão; gestão da qualidade da água; alterações climáticas

ABSTRACT: *The water management under climate change scenarios is an opportunity to review methodologies in order to create innovative solutions that promote resilience and sustainability. The concentration of pollutants in water bodies is associated with the integration of hydrological variables and the origins and characteristics of point and diffuse pollution. Through a concrete example applied to roads - a source of diffuse pollution - this work aims at alerting to the need of revisit approaches to water resources management. Based on literature review and consultation of experts, four tools from the USA and Europe were selected and tested at 22 road sites, from 7 European countries. The results for the site median concentrations of TSS, Zn, Cu, Pb and Cd showed that none of the tools could predict the road runoff pollutant concentrations, except for the country where it has been calibrated. Even for case studies in regions or countries with prediction tools, periodic monitoring is recommended to validate concentrations. This example, the authors' experience and the literature review highlight the need to review expectations and approaches to control pollution sources, including the uncertainty generated by climate change scenarios. There are still steps ahead to improve water management in the context of climate change, both in terms of the availability of information necessary for decision making and regarding the understanding by users of the assumptions and uncertainties of these projections. The good communication and collaborative dynamics between researchers, stakeholders and decision-makers is also essential to promote the necessary improvements in the management of water resources.*

Keywords: *Diffuse pollution; road runoff; prediction tools; water quality management; climate change*

1. INTRODUÇÃO

Cenários de alterações climáticas (CAC) consistem em aumentos de temperaturas e de eventos extremos de precipitação embora os valores médios anuais possam não ter grandes mudanças. A adaptação a esses cenários envolve a compreensão de fenómenos complexos que têm lugar em distintas escalas temporais e espaciais (Beier *et al.*, 2016). No caso da gestão da água, os impactos das alterações climáticas são intensificados por existirem cumulativamente pressões adicionais tais como a crescente urbanização e uma maior exigência de água para outros usos, como a irrigação, produção de energia elétrica e indústria. Neste contexto, é importante definir estratégias de gestão inovadoras por forma a encontrar soluções sustentáveis, sendo uma oportunidade para resolver questões pendentes e inovar no sentido de um futuro mais resiliente e sustentável. A importância de uma boa comunicação entre investigadores, *stakeholders* e decisores é fundamental. Em diferentes países, estudos multidisciplinares envolvendo ciências sociais, indicam que uma maior flexibilidade e experimentalismo na investigação e na tomada de decisão são cruciais para lidar com as questões das alterações climáticas (Barbosa e Matos, 2017).

Em regiões mediterrânicas como Portugal, a gestão da água e dos ecossistemas aquáticos em CAC requer abordagens atentas. A análise da concentração de poluentes em massas de água encontra-se, quase sempre, associada à integração de variáveis hidrológicas e das origens de poluição pontuais e difusas. Sendo um facto que, em climas mediterrânicos, a variação dos parâmetros hidrológicos é já por si elevada, a consideração de CAC leva ao aumento de cenários possíveis e de incertezas.

Um estudo nacional avaliou os potenciais impactes das escorrências do IP6 na qualidade da água da albufeira de S. Domingos (na zona de Peniche, usada para abastecimento público) tendo-se evidenciado que as descargas não apresentam impactos significativos devido ao efeito de diluição proporcionado pelo volume da albufeira (Vieira *et al.*, 2013). Todavia, foi demonstrado que as estradas podem, de forma subtil, afetar o estado de massas de água confinada. Considera-se que os métodos de gestão e proteção das massas de água superficiais e subterrâneas deverão ser revistos de forma a integrar novos conhecimentos científicos em CAC e proporcionar aos decisores ferramentas objetivas e consistentes.

Esta comunicação aborda especificamente o tema das escorrências rodoviárias através da análise

da aplicação de diferentes modelos a casos de estudo na Europa. Faz-se ainda uma abordagem de utilização de informação disponível online sobre projeções de cenários climáticos. Assim, discute-se a validade e pertinência de utilizar ferramentas para previsão de concentrações de poluentes nas escorrências de estradas, bem como o recurso a informação disponível online sobre projeções climáticas.

2. AS CARACTERÍSTICAS DAS ESCORRÊNCIAS RODOVIÁRIAS

A composição e concentração de poluentes em águas de escorrência de estradas são afetadas por vários fatores, como por exemplo o regime de precipitação, o tipo de tráfego ou o material do pavimento (e.g. Huber *et al.* 2016, Bakr, 2020). Procurar estabelecer relações de causa e efeito no que diz respeito ao tipo e concentração de poluentes é complexo e frequentemente inconclusivo. Mesmo entre os fatores de influência óbvios, como o tráfego diário, existem resultados contraditórios entre os vários estudos. Estas contradições surgem devido à variação significativa nas concentrações de poluentes entre os locais de estudo e dentro de cada local, entre diferentes eventos de escoamento ou efeitos adicionais que são difíceis de ser considerados.

De acordo com Kayhanian *et al.* (2012), os constituintes das águas de escorrência de estradas podem ser divididos em:

- (1) Parâmetros convencionais de qualidade da água (como sólidos suspensos totais, SST);
- (2) Metais (e.g. cádmio, Cd; cobre, Cu; chumbo, Pb ou zinco, Zn);
- (3) Nutrientes (por exemplo, nitratos ou azoto Kjeldal total);
- (4) Constituintes menos comuns, tais como: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos ou herbicidas.

A variabilidade e a dificuldade de estimar a concentração de poluentes de águas de escorrência de estradas foi apresentada por Van Duijnhoven *et al.* (2013) ao efetuar monitorizações para várias estradas na Holanda e ao verificar que estabelecer um padrão a nível nacional seria inviável. No mesmo país, Tromp (2005) e van den Berg (2009) constataram que as concentrações de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, Cu e Zn no escoamento rodoviário eram superiores aos padrões nacionais de qualidade da água.

Após uma extensa campanha de monitorização realizada no Reino Unido, Crabtree *et al.* (2006)

concluíram que existe uma forte correlação entre a concentração de poluentes e a intensidade da precipitação. Na Irlanda, Higgins *et al.* (2008) e Desta *et al.* (2007) identificaram resultados semelhantes incluindo ainda o volume precipitado e o período seco antecedente como fatores relevantes, que influenciam as características das águas de escorrência de estradas.

Gan *et al.* (2008) identificaram os óleos e gorduras, SST e metais pesados como os poluentes dominantes nas águas de escorrência de estradas de uma região da China. Os autores compararam o escoamento de estradas de locais urbanos e rurais e descobriram que as concentrações de poluentes em estradas urbanas são até 73% superiores. Nesse estudo, o volume precipitado e o período seco antecedente foram as variáveis que mais influenciaram as concentrações observadas.

O conhecimento das características da poluição de escorrências rodoviárias é crucial para a avaliação de seus possíveis impactos nas massas de água e nos ecossistemas associados, bem como para fundamentar a necessidade de construção de sistemas de tratamento para mitigação de impactos. O método mais preciso para avaliar a qualidade da água das escorrências é a monitorização de escoamentos das estradas, incluindo amostragem automática de eventos de precipitação e escoamentos, análises caracterizadoras da qualidade das amostras e cálculo das Concentrações Médias de Eventos (CME), Concentração Média do Local (CML) e cargas de poluentes.

Geralmente, considera-se aceitável que a monitorização de pelo menos 10 eventos de precipitação independentes seja suficiente para se calcular uma CML robusta para um determinado local. O trabalho de monitorização requer recursos humanos e materiais consideráveis e está sujeito a variáveis não controladas, como problemas com equipamento, ausência de eventos de chuva apropriados, etc. Neste sentido, as ferramentas de previsão de concentração / carga de poluentes podem ser um método importante para a proteção do meio ambiente e dos recursos hídricos. A robustez das ferramentas de previsão é validada por registos de monitorização consistentes que servem tanto para o seu desenvolvimento como calibração.

Importa destacar que a Concentração Média do Local pode carecer, ela própria, de revisão ao longo do tempo. Um exemplo clássico prende-se com a mudança nas propriedades dos combustíveis que causou, pela redução do chumbo, um impacto significativo nas características das águas de escorrência de estradas.

Barbosa *et al.* (2011) efetuaram a comparação das CML para o mesmo local da auto-estrada A1, em Portugal, relativas a monitorizações efetuadas em dois anos diferentes (2002 e 2009). O trabalho foi realizado pela mesma equipa, utilizando os mesmos equipamentos e metodologias, sendo os eventos de precipitação diferentes em volume, intensidade e duração da chuvada. As diferenças observadas na gama de valores obtidos, apresentados no Quadro 1, é um exemplo prático que confirma que, mesmo para um determinado local com informações de monitorização consistentes, a CML será sempre um valor aproximado e indicativo, não devendo ser considerado um valor exato e imutável.

Quadro 1. Comparação dos resultados de monitorização para dois anos diferentes para a autoestrada A1 (Barbosa *et al.*, 2011)

	A1 TMA* = 30299 Monit. 2002	A1 TMA* = 27746 Monit. 2009
Total de amostras	5-93	37-73
Total de eventos	6	11
pH	6.3 – 7.4	5.8 – 7.2
Condutividade (µS/cm)	124 – 357	58.0 – 288.0
SST (mg/l)	10.0 – 872	0.3 – 350.0
Fe (mg/l)	0.086 – 3.030	0.024 – 7.192
Zn (µg/l)	62 – 736	13 – 834
Cu (µg/l)	27 – 76	6 – 51
Pb (µg/l)	2 – 58	2 – 58
Cd (µg/l)	< 0.5	0.09-0.32
Óleos e gorduras (mg/l)	3.2 – 40	0.04 – 16.00

* Tráfego diário médio anual

3. METODOLOGIA

3.1 Pesquisa na literatura internacional de ferramentas e dados de monitorização sobre escorrências rodoviárias

Para a identificação das ferramentas existentes, bem como de dados de monitorização de escorrências rodoviárias que posteriormente pudessem ser utilizados para testar as ferramentas selecionadas efetuou-se, no âmbito do projeto PROPER (*Road Runoff Pollution Management and Mitigation of Environmental Risks*), uma pesquisa na literatura internacional e a consulta a especialistas. A pesquisa identificou mais de uma centena de publicações. Para garantir a objetividade do estudo, foi implementado um procedimento de avaliação qualitativa de cada referência para auxiliar na seleção das informações relevantes, de acordo com a seguinte escala: i)

Pouco relevante; ii) Relevante; iii) Relevante com dados de monitorização; iv) Relevante com dados de monitorização e ferramentas de previsão; e v) Altamente relevante. No final, um conjunto de 103 referências bibliográficas contendo ferramentas de previsão e/ou dados de monitorização foram selecionadas como relevantes.

A caracterização dessas 103 referências quanto ao tipo e ao ano de publicação revelou que 80% eram artigos e relatórios científicos, redigidos em inglês. A maioria das publicações é posterior ao ano de 2001.

3.2 Seleção de ferramentas para a previsão da qualidade de escoamentos

Com base neste trabalho de pesquisa, foram identificadas seis ferramentas de previsão de concentrações de poluentes com potencial para a fase de avaliação experimental. Estabeleceram-se três critérios para determinar se estas ferramentas pré-selecionadas seriam adequadas a uma utilização geral, por *stakeholders* na Europa, a saber: (i) a necessidade de dados de input (de fácil obtenção); ii) a facilidade de utilização (interface simples) e (ii) a consistência dos resultados (de preferência que a CML seja diretamente calculada). Cada um destes critérios foi avaliado com base numa pontuação de 1 a 3 conforme esquematizado na Fig. 1. O Quadro 2 mostra a pontuação obtida em cada critério e a pontuação global para cada uma das seis ferramentas.

Com base nos resultados apresentados no Quadro 2, selecionaram-se as quatro ferramentas com maior pontuação para serem testadas experimentalmente, nomeadamente:

- HAWRAT (desenvolvido para o Reino Unido)
- SELDM (desenvolvido para os EUA)
- PREQUALE (desenvolvida para Portugal)
- Equação de Kayhanian et al. (desenvolvida para a Califórnia, EUA).

Pontuação	Dados de input	Utilização	Outputs	Pontuação global
1	Dados de difícil acesso	Utilização difícil	Output inconsistente	Somatório da pontuação dos 3 critérios
↓	↓	↓	↓	
3	Dados de fácil acesso	Utilização amigável	Output consistente	

Figura 1. Sistema de pontuação para seleção das ferramentas a testar experimentalmente.

3.3 Caracterização de dados de monitorização de estradas europeias para teste das ferramentas

Para testar as quatro ferramentas selecionadas, foram angariados e organizados dados de monitorização de 22 estradas, localizadas em 7 países diferentes da Europa, nomeadamente em Portugal, França, Holanda, Suíça, Inglaterra, Irlanda e Noruega. Estes dados resultaram da pesquisa descrita em 3.1. A localização destes casos de estudo é apresentada na Fig. 2, onde se evidenciam as diferentes regiões de precipitação da Europa. As 22 estradas estão localizadas em diferentes regiões do território europeu, com uma precipitação média anual que varia entre 500 e 2000 mm. Os dados de França representam a mesma estrada e local, com dois pavimentos diferentes (asfalto poroso e convencional) pelo que foram considerados como 2 de casos de estudo diferentes. Estes 22 locais cobrem uma ampla gama de condições, como, por exemplo: (i) áreas de drenagem entre 290 m² e 58680 m² e (ii) Tráfego Diário Médio Anual de 2918 a 78000 veículos. A menor fração impermeável de uma bacia hidrográfica rodoviária monitorizada diz respeito a uma estrada portuguesa (A1), com cerca de 41% da área impermeável. Os dois países que forneceram mais casos de estudo foram Portugal e Inglaterra (6 casos cada um).

Quadro 2. Avaliação quantitativa das seis ferramentas pré-selecionadas.

Critérios	Ferramentas pré-selecionadas					
	PREQUALE (Barbosa et al., 2011)	HAWRAT (Crabtree et al., 2008)	Kayhanian et al. (2007)	SELDM (Granato, 2013)	Higgins (2007)	RSS (Gardiner et al., 2016)
Dados de input	3	3	2	1	2	1
Utilização	3	3	3	2	2	2
Output	1	2	2	3	1	2
Global	7	8	7	6	5	5

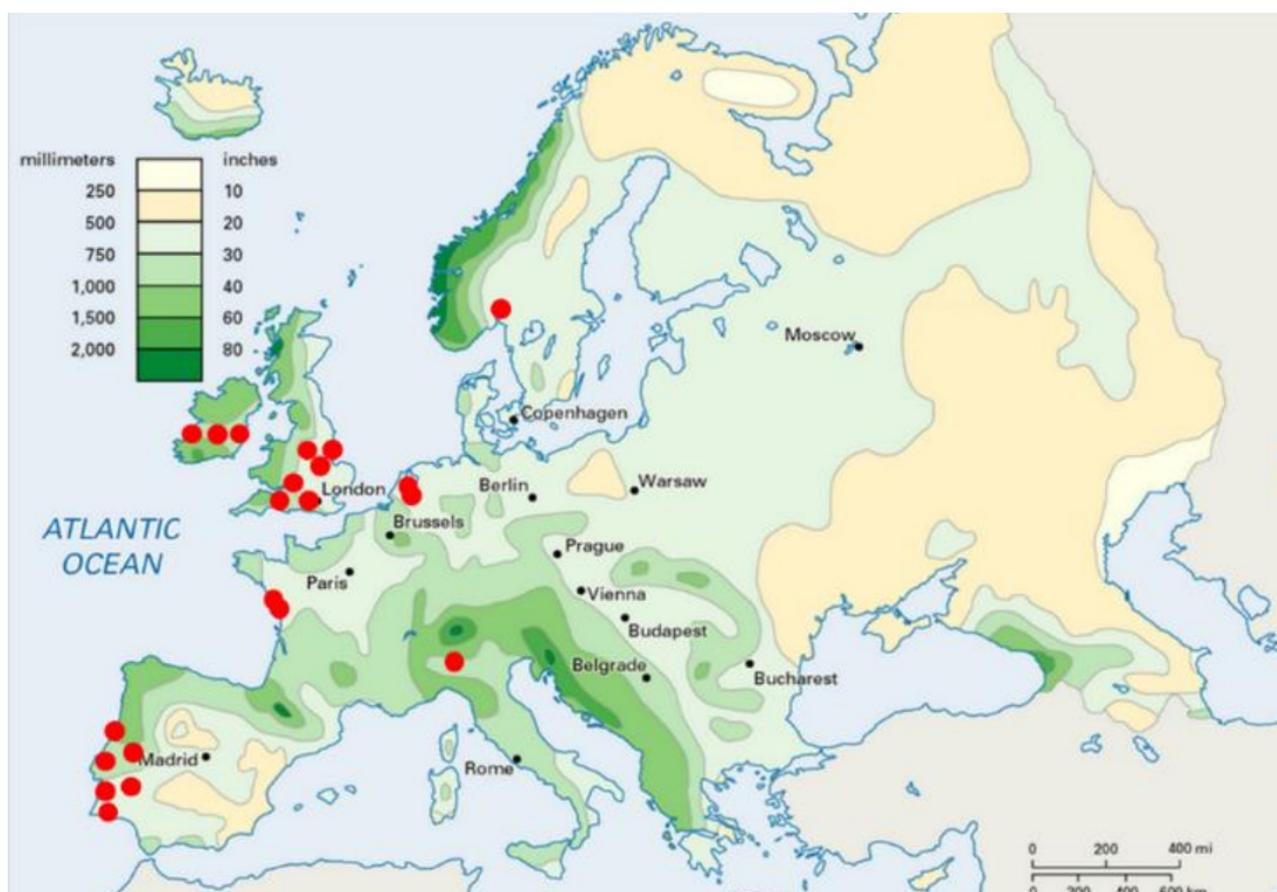


Figura 2. Localização dos casos de estudo (pontos a vermelho).

Quadro 3. Caracterização das 22 estradas/ casos de estudo.

Código	País	Id da estrada	Área de drenagem (m ²)	Fração impermeável (0-1)	Precipitação anual (Panual) ¹ (mm)	Tráfego diário médio anual (TDMA) (nº veículos)	Extensão drenagem (m)	Declive (%)	PME ² (mm)
P1	Portugal	A 1	22800	0.41	646	27746	814	2.95	7.80
P2		A 2	1287	1	528	16344	117	7.70*	6.00
P3		A 6	5580	1	744	2918	465	3.00*	5.50
P4		A 22	15422	0.85	518	24000	612	3.40*	7.00
P5		A 25	287.5	1	1014	15673	25	2.50	6.00
P6		IP 6	7280	1	709	6539	520	3.30*	6.00
N1	Holanda	A 27 permeável	48590	0.5	776	63000	1600	0.20*	3.67
N2		A 27 impermeável	30510	1	776	63000	2700	0.20*	6.00
N3	Noruega	E 6	22000	1	834	42000	1630*	3.40*	2.50
F1	França	A 11 permeável	3200	0.5	786	24103	275	2.50	9.00
F2		A 11 impermeável	3200	1	786	24103	275	2.50	9.00
I1	Irlanda	M 7 - Kildare	14184	1	731	27500	1200	0.94	3.80
I2		M 7 - Monasterevin	11368	1	731	27500	480	0.50	3.80
I3		M 7 - Portlaoise	9600	1	731	27500	800	0.50	3.80
E1	Inglaterra	M 4 - Brinkworth	8755	1	745	70000	724	1.10*	2.08
E2		M 4 - River Ray	4348	1	745	35000	303	0.66*	1.48
E3		M 40	58680	1	615	78000	1800	2.40*	3.27
E4		A 417	20232	1	843	24000	735	3.10*	1.55
E5		A 34 - Gallos Brook	2760	1	660	64000	250	0.80*	1.19
E6		A 34 - RioEnborne	19425	0.5	635	36000	1050	0.19*	5.90
S1	Suíça	A12 - Bümplizstrasse	42084	1	986	38985	1625	0.43*	2.15
S2		A1 - Gabelbach	12200	1	986	39500	4300	1.67*	2.60

¹ Estimado através da funcionalidade Google Earth Pro

² Precipitação Média por Evento (PME). As curvas de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) usadas como auxiliar para o cálculo da PME para as diversas estradas estão disponíveis em: Brandão *et al.*, 2001; Korving *et al.*, 2009; <http://eklima.met.no>; EDF-DTG e Cemagref, 1993 e <https://www.met.ie>.

As informações disponíveis para algumas das 22 estradas não eram suficientes para cumprir todos os requisitos de input das ferramentas. Desta forma, foram assumidos pressupostos para permitir o teste das ferramentas, conforme explicado a seguir.

As regiões climáticas estabelecidas no HAWRAT referem-se à divisão do Reino Unido em quatro áreas de acordo com a temperatura (quente ou fria) e as condições de humidade (húmido ou seco). Seguindo as especificações do HAWRAT, uma região climática foi atribuída a cada uma das 22 estradas, aplicando o mesmo princípio definido pelos autores para o Reino Unido.

A área de drenagem e o comprimento do canal de drenagem eram conhecidos na maioria dos casos. Para um caso (E2, Quadro 3), o valor foi estimado multiplicando o comprimento da estrada pela sua largura. Quando o comprimento e o declive da estrada eram desconhecidos, eles foram calculados por meio do Google Earth - os casos em que essa abordagem foi usada são indicados com "*" na coluna "Declive" do Quadro 2.

A fração impermeável para as estradas N1, F2 e E6 foi assumida como sendo 0.5, uma vez que os relatórios do estudo apenas informam que as rodovias possuem asfalto permeável (Brongers, 2010, Higgins 2007 e Moy e Crabtree 2002).

A precipitação anual foi baseada na média dos registos anuais de precipitação para cada local. As curvas de intensidade-duração-frequência (IDF) foram utilizadas para calcular a precipitação média por evento (PME para o PREQUALE). Para alguns casos, essas curvas não estavam disponíveis e a PME foi estimada como a média do volume de precipitação para os eventos identificados na série temporal de precipitação.

A implementação das ferramentas de previsão exigiu métodos e abordagens diferentes. O SELDM possui interface gráfica e todos os cálculos foram feitos no próprio software. O PREQUALE é uma equação multiparamétrica que calcula diretamente a CML e foi facilmente implementada numa folha Excel. O mesmo foi feito para a equação de Kayhanian *et al.* (2007) embora neste caso os resultados sejam estimativas de CME. O HAWRAT é, em si mesmo, uma folha de cálculo estabelecida para o contexto do Reino Unido. Assim, essa folha foi usada diretamente para as 6 estradas localizadas em Inglaterra (E1 a E6). Para a utilização desta ferramenta nos demais 16 locais, implementou-se as equações HAWRAT numa folha Excel criada para esse fim.

Para cada caso de estudo apresentado no Quadro 3, as CMLs foram calculadas pela média das CMEs, tanto para os eventos monitorizados quanto para

os estimados. A exceção foi o caso da ferramenta PREQUALE que fornece diretamente a CML. Após comparar os parâmetros de monitoração de qualidade das escorrências disponíveis para os 22 casos com a lista de poluentes prevista pelas 4 ferramentas em estudo, foram selecionados 5 constituintes para a avaliação, nomeadamente: sólidos suspensos totais (SST), cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb) e cádmio (Cd). Esses poluentes são relevantes e considerados poluente-chave na caracterização das escorrências de estradas, sendo mencionados na maioria das referências bibliográficas.

4. APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS

A comparação entre a CML obtida através de monitorização e a calculada através da implementação dos 4 modelos encontra-se na Fig. 3, para as 22 estradas e os 5 poluentes selecionados como parâmetros chave neste estudo. Os resultados demonstraram que nenhuma das quatro ferramentas testadas é capaz de prever as concentrações de poluentes no escoamento de cada estrada (Fernandes e Barbosa, 2019).

5. DISCUSSÃO

5.1 Discussão dos resultados e da eficácia das ferramentas

Tendo em conta que o uso corrente destas ferramentas por parte de utilizadores finais é diferente do seu uso para trabalhos de investigação, uma questão relevante a ser discutida é a facilidade do seu uso e a disponibilidade dos dados de entrada.

Em relação ao PREQUALE quase todos os dados encontram-se facilmente disponíveis. Nesse caso, apenas a precipitação média precisa de cálculos adicionais e de uma curva IDF calibrada para o local. A aplicação do HAWRAT é bastante simples para locais situados no Reino Unido, ao passo que fora deste contexto geográfico é necessário muito trabalho extra, nomeadamente a obtenção de séries horárias de precipitação. Verificou-se ainda que o HAWRAT é bastante sensível ao mês do evento de precipitação (que pretende representar a sua sazonalidade). Da mesma forma, a implementação do SELDM fora dos EUA é complicada e trabalhosa, mais uma vez devido à necessidade de obter os dados das variáveis climáticas e inseri-los manualmente.

O segundo critério para avaliar as ferramentas foi a consistência dos resultados obtidos, em

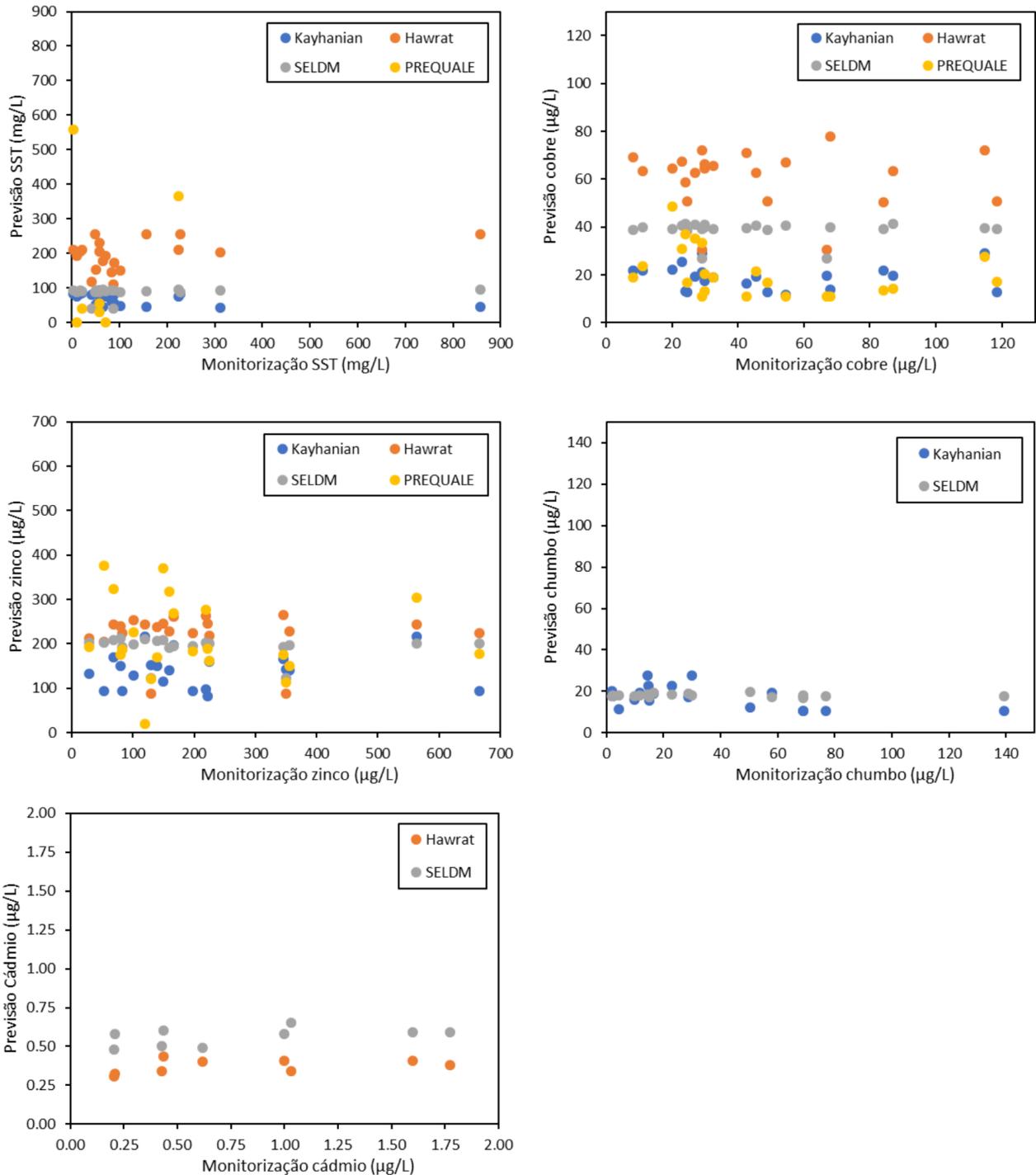


Figura 3. Comparação da CML monitorizada e da estimada pelas ferramentas para (a) SST; (b) cobre; (c) zinco; (d) chumbo e (e) cádmio.

comparação com os dados de monitorização. Os resultados apresentados na Fig. 3 apoiam a tese de que não é viável que uma ferramenta seja adequada para prever as concentrações de poluentes em águas de escorrência de estradas para uso global. A estimativa de concentrações de poluentes está correlacionada com o conjunto de dados que apoiou o estabelecimento das ferramentas e à respetiva variabilidade temporal. Assim, embora possa parecer útil, a tarefa de estabelecer uma

concentração média “constante” para um local específico de determinada estrada será inviável tendo em conta, entre outros, a variabilidade dos eventos de precipitação, o volume de tráfego ou o uso do solo circundante. Relativamente à precipitação, há ainda a considerar a sua variabilidade em cenários de alterações climáticas. Adicionalmente, as concentrações de poluentes são também influenciadas por mudanças causadas pelo desenvolvimento de novos motores e materiais

dos pavimentos. Desta forma, o conhecimento preciso da CML, um valor variável no tempo, só pode ser alcançado por trabalho de monitorização periódico, não se esperando que uma ferramenta determinística, que tenha sido calibrada e validada para um determinado local, região ou país, possa ser amplamente utilizada no contexto de um continente, ou internacionalmente.

5.2 As fontes de poluição difusa e os cenários de alterações climáticas

É sabido que os desafios de adaptação às alterações climáticas são, em última análise, enfrentados por quem está no terreno a assegurar a gestão de recursos hídricos, em situações correntes e críticas, a sua monitorização e o controlo de fontes de poluição. Esses atores necessitam de ser capacitados com ferramentas e informações que permitam o planeamento e a adequada decisão estratégica.

Está-se numa fase de acentuado desenvolvimento de modelos de previsão de cenários climáticos, bem como numa aprendizagem da sociedade de como os utilizar, incluindo a compreensão dos pressupostos e limitações associados à projeção de cenários futuros. Há que ter claro que entre a informação meteorológica - facultada a uma escala de semanas, até um mês - e projeções mais alargadas, encontram-se previsões sazonais, decadais e multi-decadais. Cada horizonte temporal apoia determinados tipos de decisões e está imbuído de distintos pressupostos e incertezas. Soares *et al.* (2018) referem a importância de informar adequadamente os setores sensíveis ao clima, de forma a potenciar o planeamento e a tomada de decisões. Estes autores, com base numa pesquisa online e entrevistas com potenciais utilizadores identificam os requisitos da informação para diversos setores, entre eles a agricultura, a silvicultura, a energia e a água. Os resultados revelaram que os aspetos mais importantes são: o formato das informações climáticas, a compatibilidade destes dados com os sistemas de cada organização utilizadora da informação, e ainda a credibilidade dos provedores da informação (Soares *et al.*, 2018).

No momento presente ainda não existem serviços climáticos que possam ser consultados a qualquer momento e que facultem a informação necessária sobre projeções climáticas, no formato e linguagem adequados às necessidades dos utilizadores. Entre as plataformas de acesso livre com informação climática - tanto de dados históricos como futuros - podem citar-se, como exemplo, o *Copernicus Climate Change Service (C3S)* (<https://climate.copernicus.eu/>) da União Europeia

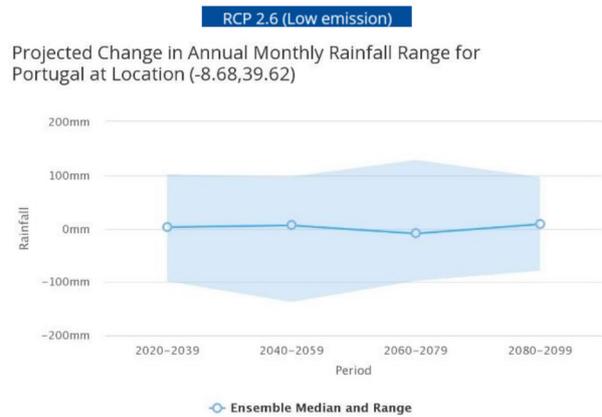
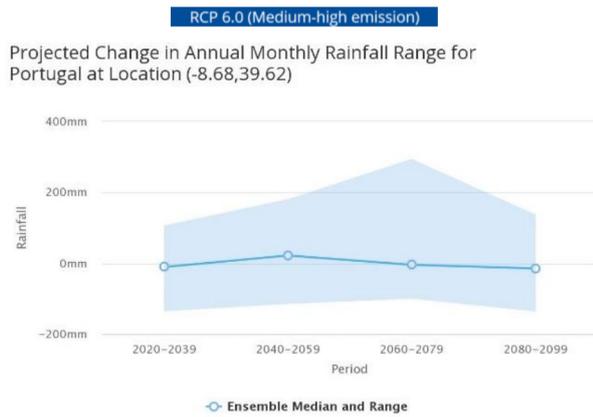
e o *Climate Knowledge Portal* do Banco Mundial (<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>).

A título ilustrativo das potencialidades atuais da utilização deste tipo de plataforma para avaliar impactos das alterações de precipitação na gestão de fontes de poluição difusa, fez-se uma pesquisa no site do Banco Mundial para a região de Fátima, Portugal. A escolha recaiu sobre este local por terem sido efetuadas pelos autores monitorizações das escorrências da auto-estrada A1 (cf. Quadro 1 e Fig. 2) nos anos de 2002 e 2009. Na monitorização efetuada em maio de 2002, os eventos de precipitação tiveram volumes entre 1.4 e 12.2 mm. A segunda monitorização teve lugar de abril a junho de 2009, registando-se volumes de precipitação de 2.0 a 17.6 mm.

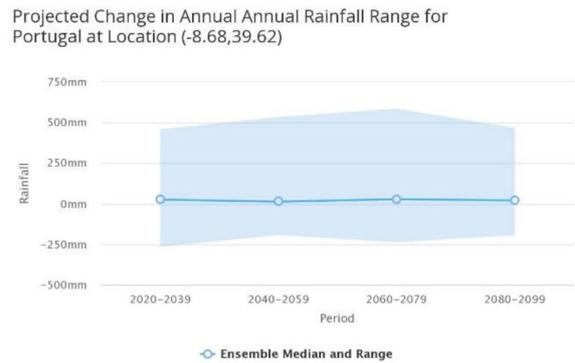
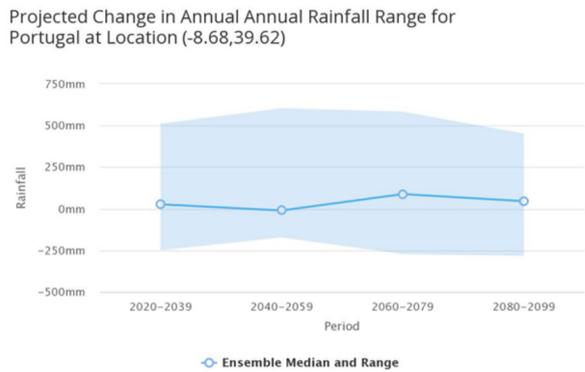
Ao entrar no portal (<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/country/portugal/climate-data-projections>), há que selecionar o país e o local - este último através do posicionamento do cursor no mapa do país selecionado (Fátima: localização com as coordenadas -8.68, 39.62).

O segundo passo foi a escolha dos cenários de emissão e dos indicadores. Para o caso do presente exercício foram escolhidos dois cenários de emissões, para efeitos comparativos: o RCP6.0 (emissões médias-altas) e o RCP2.6 (emissões baixas). Relativamente aos indicadores, selecionaram-se os seguintes três: i) Projeção da alteração da precipitação média mensal (*Projected Change in Annual Monthly Rainfall Range*); ii) Projeção da alteração da gama de precipitação anual (*Projected Change in the Annual Rainfall Range*) e iii) Projeção da alteração da sazonalidade da precipitação (*Projected Change in the Rainfall Seasonality*). Notar que este último é um indicador que o Banco Mundial destina ao setor da agricultura. Estes indicadores foram escolhidos no sentido de percebermos potenciais efeitos das alterações da precipitação sobre fontes de poluição difusas. Apresentam-se na Fig. 4 os seis gráficos extraídos desta consulta para a média do "ensemble" (conjunto de cenários gerados) e para horizontes temporais agrupadas a 19 anos, até 2099. A sua observação permite elaborar os seguintes comentários:

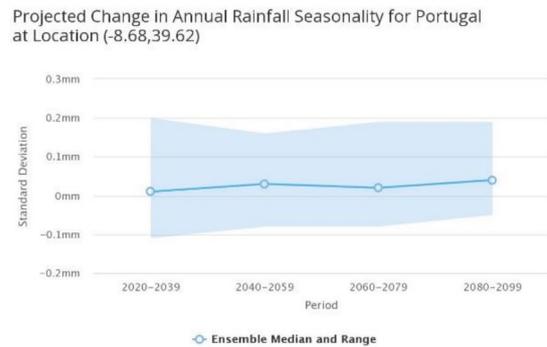
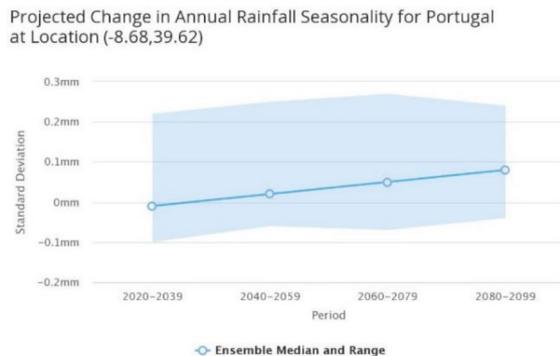
- É visível a diferença entre os gráficos da esquerda e da direita, sendo patente e expectável que os cenários de emissões baixas (RCP 2.6) provocam menores alterações futuras que o RCP 6.0, para qualquer dos indicadores;
- As alterações projetadas até 2040-2059 não diferem significativamente do cenário atual. A partir dessa data, para os indicadores ii) e iii) e cenário RCP 6.0 verificam-se variações com algum significado;



a) Projecção da alteração da precipitação média mensal- gráficos em cima, para os dois cenários de emissões



b) Projecção da alteração da gama de precipitação anual - gráficos em cima, para os dois cenários de emissões



c) Projecção da alteração da sazonalidade da precipitação - gráficos em cima, para os dois cenários de emissões

Figura 4. Gráficos de projeções climáticas para a precipitação em Fátima, Portugal (<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/country/portugal/climate-data-projections>).

- Apenas o indicador de alteração da sazonalidade de precipitação aparenta uma tendência constante de subida, desde 2020-2039 até 2080-2099;
- A análise qualitativa corrobora que são esperadas alterações na sazonalidade e na concentração da precipitação em eventos de maior intensidade, sem que se esperem alterações significativas dos valores médios anuais.
- A consulta online permite saber o valor de cada

- ponto do gráfico através do posicionamento do cursor sobre o mesmo. Por exemplo, para o indicador i), o valor da mediana do ensemble para 2060-2079, RCP=6.0, é de -9,37mm. Da mesma forma se tem acesso aos valores da gama de variação; para este mesmo ponto essa variação (percentil 10 a 90) varia entre -98.03mm e 128,58mm;
- Como se observa dos gráficos, a leitura do *ensemble* proporciona uma base de decisão que é bem distinta das gamas de valores

que as diferentes projeções abarcam (área sombreada a azul).

6. CONCLUSÕES

Vários estudos confirmam que as escorrências de estradas podem causar impactos cumulativos e agudos na qualidade química e no estado ecológico das massas de água recetoras (por exemplo, Vieira *et al.*, 2013; Kayhanian *et al.*, 2003). De acordo com Hvitved-Jacobsen *et al.* (2010), os efeitos agudos resultantes da descarga de águas pluviais ocorrem a escalas temporais de menos de 1 hora até 1 dia e estão relacionados com impactos hidráulicos, a descarga de matéria orgânica biodegradável ou de sólidos em suspensão. O conhecimento das características da poluição das escorrências rodoviárias, juntamente com a avaliação da vulnerabilidade dos sistemas hídricos fundamentam a decisão de implementar medidas de mitigação de impactos e proteção do meio recetor, como a construção de sistemas de tratamento (ex. Barbosa e Fernandes 2009).

Com base na revisão da literatura e na consulta de especialistas, quatro ferramentas dos EUA e da Europa foram usadas na previsão de Concentrações Médias do Local (CML) de 22 estradas, em 7 países europeus, incluindo Portugal. Os resultados para as CML de SST, Zn, Cu, Pb e Cd mostraram que nenhuma das ferramentas foi eficaz, exceto o PREQUALE e o HAWRAT, para as estradas dos respetivos países onde foram calibradas. As ferramentas SELDM e HAWRAT foram ainda consideradas pouco amigáveis para uma utilização corrente.

Este trabalho evidencia que não existem ferramentas imediatas, simples e eficazes para lidar com as fontes de poluição rodoviária. Assim, não é recomendável tomar decisões de gestão da poluição de escorrências rodoviárias utilizando ferramentas de previsão que não foram estabelecidas para o local / região ou país ou que estão desatualizadas. É importante notar que apenas uma monitorização periódica permite que uma dada CML possa ser validada ou atualizada.

Por outro lado, há que avaliar adequadamente a vulnerabilidade das massas de águas superficiais e subterrâneas que recebam descargas de estradas (p.ex., Revitt *et al.*, 2018). Tendo em conta não só a elevada variabilidade hidrológica típica dos climas Mediterrânicos, como os CAC, a concentração de poluentes em massas de água deve ser sempre avaliada ao longo de um período de tempo significativo. É relevante atender a registos históricos de qualidade da água, como no estudo de Vieira *et al.* (2013) que usou 12 anos de registos históricos de qualidade da água da albufeira de S. Domingos. O estudo concluiu que a diluição

de poluentes rodoviários no volume de água da albufeira mitigava impactos; permanece a questão de possíveis alterações em CAC.

As características específicas do local ou região climática das massas hídricas, bem como as práticas administrativas e de governança dos países deverão ser tidas em conta para estabelecer um método objetivo e simples para controlar os impactos da poluição de escorrências de estradas no meio hídrico e ecossistemas. A importância de uma boa comunicação e dinâmica colaborativa entre investigadores, *stakeholders* e decisores é também fundamental (Barbosa e Matos, 2017).

Para a previsão de situações críticas para as massas de água, em cenários de alterações climáticas, constata-se que ainda há caminho a percorrer em termos de disponibilidade da informação adequada à tomada de decisão. Projeções de cenários climáticos disponíveis, por exemplo no portal do Banco Mundial, requerem uma capacidade de seleção dos cenários de emissão, dos indicadores relevantes e ainda, identificar qual a base da tomada de decisão: se os valores medianos do conjunto de projeções (*ensemble*) ou as projeções extremas.

Entende-se que o trabalho aqui apresentado é importante em termos de conclusões, abrindo perspectivas para a prática futura e abordagens inovadoras para a gestão de fontes de poluição difusa.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração do Eng. Duarte Galhardo na análise das ferramentas de previsão, no âmbito da sua tese de mestrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bakr, A.R., Fua, G.Y., Hedeem, D., 2020. Water quality impacts of bridge stormwater runoff from scupper drains on receiving waters: A review. *Science of the Total Environment*, 726 (2020) 138068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138068>

Barbosa A.E., Matos R., 2017. Water Management in a changing climate: Research at the service of society. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage 11-15 September, Prague, Czech Republic.

Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., 2009. Assessment of treatment systems for highway runoff pollution control in Portugal. *Water Science and Technology* 59(9), 1733-1742.

Barbosa A.E., Telhado A., Caliço J., Fernandes J., Vieira J., Almeida L., Whitehead M., Ramísio P., Antunes P.,

- Baguinho R., 2011. Guidelines for integrated road runoff pollution management in Portugal, G-Terra Project, Portugal.
- Beier P., Hansen L.J., Helbrecht L., Behar D. 2016. A How-to Guide for Coproduction of Actionable Science. Conservation Letters, 9 pp. doi/10.1111/conl.12300
- Brandão, C., Rodrigues, R., Costa, J. P. 2001. Análise de fenómenos extremos. Precipitações intensas em Portugal Continental. Instituto Nacional da Água, Lisboa, Portugal.
- Brongers, I. 2011. Jaarverslag 2010 monitoring WVO-vergunning A27. Report. Ministry of the Infrastructures and the Environment. Government of the Netherlands.
- Cemagref 1993. Etude des Courbes Intensite-Duree-Frequence de Precipitations dans les Alpes. EDF-DTG, Rhône-Alpes.
- Crabtree B., Dempsey P., Johnson I., Whitehead M., 2008. The development of a risk assessment approach to manage pollution from highway runoff. Proc. 11th Int. Conf. Urban Drainage. Edinburgh, Scotland UK, IWA Publishing.
- Crabtree, B., Moy, F., Whitehead, M., Roe, A., 2006. Monitoring pollutants in highway runoff. Water and Environment Journal 20(4), 287-294.
- Desta, M., Bruen, M., Higgins, N., Johnston, P., 2007. Highway Runoff Quality in Ireland, Journal of Environmental Monitoring 9(4), 366-371.
- Fernandes J.N., Barbosa A.E., 2019 Assessment of tools to predict road runoff water quality. Report D1.4 of the Project Road Runoff Pollution Management and Mitigation of Environmental Risks (PROPER). CEDR project. 29 pp.
- Gan H., Zhuo M., Li D., Zhou Y., 2007. Quality characterisation and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China, Environmental Monitoring and Assessment, 140, 147-159
- Gardiner, L.R., Moores J., Osborne, A. e Semadeni-Davies, A., 2016. Risk assessment of road stormwater runoff. New Zealand Transport Agency research report 585, 146 pp.
- Granato G.E., 2013. Stochastic empirical loading and dilution model (SELDM) version 1.0.0, U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 4, chap. C3, 112 pp.
- Higgins, N., 2007. Analysis of Highway Runoff in Ireland. Trinity College. Department of Civil, Structural and Environmental Engineering, 2007, 443 pages.
- Higgins N., Johnson P., Gill L, Bruen M., Desta M., 2008. Highway Runoff in Ireland and Management with a French Drain System. Proc.11th Int. Conf. Urban Drainage, Edinburgh, Scotland
- Huber M., Welker A., Helmreich B., 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. Science of the Total Environment, 541, 895-919
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, A.H., 2010. Urban and Highway Stormwater Pollution. Concepts and Engineering. CRC Press. Taylor and Francis Group. 347 pages.
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkropp, C., Borroum, S., 2003. Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. Journal of Environmental Engineering 129(11), 975-990.
- Kayhanian M., Suverkropp C., Ruby A., Tsay K., 2007. Characterisation and prediction of highway runoff constituent event mean concentration, Journal of Environmental Management, vol. 85(2), 279-295.
- Kayhanian M., Fruchtmann B., Gulliver J., Montanaro C., Ranieri E., Wuertz S., 2012. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. Water Research 46(20), 6609-6624.
- Korving, H., Noortwijk, J., Van Gelder, P., Clemens, F., 2009. Risk-based design of sewer system rehabilitation. Structure and Infrastructure Engineering. 5(3). 215-227. <https://doi.org/10.1080/15732470601114299>
- Moy, F., Crabtree, R. 2002. Monitoring of pollution from highway runoff. A34-River Enborne. Environment Agency R&D Report
- Revitt M., Ellis B., Lundy L., Fernandes J.N., Barbosa A.E. 2018. D2.2 Construction, operation and maintenance of roads: parameters to assess surface and ground water vulnerabilities and associated risks. <http://proper-cedr.eu/onewebmedia/D2.2%20final%20revised.pdf>
- Soares M.B., Alexander M., Dessai, S. 2018.) Sectoral use of climate information in Europe: A synoptic overview. Climate Services 9 (5-20). <http://dx.doi.org/10.1016/j.cliser.2017.06.001>.

Tromp 2005. Helofyteninfiltratiesystemen voor zuivering van wegwater. Onderzoek naar het milieurendement van een Helofyteninfiltratiesloot langs de A1 in 't Gooi. Utrecht University, July, 2005

van den Berg, G.A., Hunneman, H., Langemeijer, H.D., 2009. Emissie van verontreinigingen door run-off en verwaaiing van dunne deklagen. Pilot Noordoostpolder. KWR 09.072. December 2009.

van Duijnhoven, N. and den Hamer, D., 2013. Case studie afstromend wegwater. Vergelijking

metingen met de EmissieRegistratie. Deltares Report 1208038-000-ZWS-0005.

Vieira R., Fernandes J. N., Barbosa A.E. 2013. Evaluation of the impacts of road runoff in a Mediterranean reservoir in Portugal, Environ Monit Assess 185: 7659-7673. DOI 10.1007/s10661-013-3126-2.

Fontes de dados climáticos: snirh.apambiente.pt; www.climatedata.eu; fr.climate-data.org; www.meteoffice.gov.uk; www.meteosuisse.admin.ch.

Influência da vegetação nas transferências de quantidade de movimento laterais

Influence of vegetation on lateral momentum transfers

Cátia TABORDA¹, Cristina FAEL¹, César SANTOS¹, Ana RICARDO², Rui FERREIRA³

¹ Universidade de Beira Interior - CMADE, Rua Marquês D'Avila e Bolama, 6201-001 Covilhã, csbt@ubi.pt, cmsf@ubi.pt, a34474@ubi.pt

² CERIS, Avenida Rovisco Pais 1, 1049-003 Lisboa, ana.ricardo@tecnico.ulisboa.pt (Associado)

³ CERIS - Instituto Superior Técnico, Avenida Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, ruimferreira@tecnico.ulisboa.pt (Associado)

RESUMO: Nesta comunicação analisam-se os resultados experimentais obtidos num canal parcialmente vegetado, constituído por um corredor de matriz escalonada emergente rígida, visando estudar a influência da vegetação nas transferências laterais de massa e quantidade de movimento. É ainda quantificada a espessura da camada de mistura, através de modelos teóricos, dado que desempenha um papel significativo nessas transferências. A análise é complementada com o estudo da presença das estruturas coerentes de larga escala que promovem a transferência de massa e de quantidade de movimento através do escoamento turbulento que ocorre entre o canal central e o corredor vegetado.

Palavras-Chave: canal parcialmente vegetado; vegetação emersa rígida; interface; transferências laterais.

ABSTRACT: *In this paper, the experimental results obtained in a partially vegetated channel, consisting of an area with emergent and rigid stems in a staggered pattern, are analyzed in order to study the influence of vegetation on the lateral mass and momentum transfers. The mixing layer width is also quantified, using theoretical models, as it plays a significant role in these transfers. The analysis is complemented with the study of the presence of coherent large-scale structures that promote the mass and momentum transfers through the turbulent flow that occurs between the central channel and the vegetated area.*

Keywords: *partially vegetated channel; rigid emergent vegetation; interface; lateral transfers.*

1. INTRODUÇÃO

A presença de vegetação nas margens de cursos de água, além de contribuir para manter a biodiversidade ambiental, pode ter como função a sua estabilização ou a sedimentação do material sólido transportado pelo escoamento. Esta vegetação pode ser flexível ou rígida, submersa ou parcialmente submersa e ainda com ou sem folhagem. Quando constituída por árvores ou arbustos de diferentes tipos e diversos espaçamentos, apresenta um comportamento praticamente rígido, com uma seção transversal aproximadamente circular (Ghisalberti & Nepf 2006, Maji *et al.*, 2020). Aspeto que leva a que diversos trabalhos experimentais utilizem hastes cilíndricas rígidas representativas de vegetação natural (e.g. Nezu *et al.*, 2005, White & Nepf, 2007; Zhang *et al.*, 2015). Apesar da influência da vegetação depender do tipo de elementos que a compõe, o aspeto mais relevante no estudo de escoamentos em cursos de água parcialmente vegetados é a sua forte interação com o canal principal. A vegetação atua como elemento de rugosidade, diminuindo a velocidade do escoamento e direcionando o escoamento para áreas sem vegetação, gerando uma camada de mistura na sua interface, particularmente turbulenta, com implicações nas transferências de massa e de quantidade de movimento (Dupuis *et al.*, 2017). A existência de estruturas turbulentas confere ao escoamento um carácter tridimensional, impondo novas trajetórias sinuosas ao escoamento, e aumenta a intensidade e difusão turbulenta (Nepf, 1999; White & Nepf, 2003). A compreensão da camada de mistura, do seu desenvolvimento espacial ao longo da secção transversal da linha de água permite ter conhecimento da difusão e deposição de material sólido suspenso, quer ele se trate de nutrientes, cinzas ou poluentes químicos.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Previsão da largura da camada de mistura

A principal característica hidrodinâmica da camada de mistura é a forte diferença de velocidades observável no perfil transversal de velocidade longitudinal, entre a margem vegetada e o canal central. Verifica-se que este tipo de escoamentos desenvolve instabilidades semelhantes às de Kelvin-Helmholtz. Estabelece-se uma camada de mistura cuja largura, dado o confinamento lateral e a resistência associada ao fundo, adquire um valor limite. Esta largura tem sido caracterizada como a largura máxima associado ao declive do perfil

transversal da velocidade (Brown & Roshko, 1974; Raupach *et al.*, 1996; Barbarutsi & Chu, 1998; Poggi *et al.*, 2003). Vários estudos estabeleceram equações de previsão do desenvolvimento transversal das velocidades longitudinais. No entanto, apenas alguns se concentraram em determinar a largura da camada de mistura em canais parcialmente vegetados (White & Nepf, 2007; White & Nepf, 2008). Essas contribuições encontram-se resumidas na Tabela 1.

Tabela 1. Equações da largura da camada de mistura.

Referência	Equação
White & Nepf (2007 e 2008) Perfil de tangente hiperbólica	$u = U_1 + U_s(1 + \tanh(\frac{y - y_0}{\delta_I})); \delta_0 = \frac{U_2 - U_m}{dU/dy _{y_m}}$ <p>em que: U_1 e U_2 são a velocidade média dentro da matriz de vegetação e no canal central contíguo à matriz de vegetação, respetivamente; U_s é a diferença entre a velocidade na interface e na área vegetada; y_0 o ponto de inflexão da camada de corte; δ_1 e δ_0 a largura da camada de corte na zona interna e na zona externa, respetivamente; U_m a velocidade em y_m; y_m o ponto de correspondência entre a região interna e externa; $dU/dy _{y_m}$ o declive no ponto de correspondência</p>
White & Nepf (2007) Gradiente máximo do perfil transversal da velocidade	$\delta_I \approx \max(0, 5(C_D a)^{-1}; 1, 8d); C_D a \frac{U_1^2}{2} = -g \frac{dh}{dx}; \delta_0 \approx \frac{u_*^2 2h}{U_2^2 c_f}$ <p>em que: C_D o coeficiente de arrasto; a área frontal projetada por unidade de volume ($a=nd$) sendo n e d o número de hastes por unidade de área e diâmetro das hastes, respetivamente; g a aceleração da gravidade; dh/dx o gradiente da superfície livre; u_* a velocidade de arrasto na interface; c_f o coeficiente de atrito no leito</p>

2.2 Escalas integrais do escoamento turbulento

Um aspeto recorrente quando se consideram os escoamentos turbulentos é encontrar um comprimento e período de tempo adequados para análise, característico do amplo espectro de escalas no escoamento. Esse aspeto garante que a área ou volume de análise experimental ou numérica seja suficiente para capturar os fenómenos turbulentos e compreender os processos de produção e dissipação de energia (Monim & Yaglom, 1972, O'Neill *et al.*, 2004). Assim, integrando as funções de autocorrelação de velocidade, as escalas de tempo integrais de Euler podem ser calculadas e, assim, permitir a caracterização das macro-escalas do escoamento turbulento. Considerando as flutuações temporais da velocidade, $u'(t)$, pode ser definida a função de autocorrelação temporal normalizada,

$R_t(\tau) = \overline{u'(t) u'(t + \tau)} / \overline{u'(t) u'(t)}$, τ é o tempo de atraso para o qual a autocorrelação do sinal das flutuações de velocidade é avaliada. Pode assumir-se que a escala de tempo integral, T , de turbulência pode ser definida como: $T = \int_0^\tau R(\tau) d\tau$. Uma escala de tempo integral pode fornecer convenientemente informações úteis sobre a presença e coerência de estruturas turbulentas, uma vez que é uma medida do efeito memória no campo de escoamento da persistência de estruturas coerentes de grande escala (Monim & Yaglom, 1972).

Dado que as medições foram realizadas através de uma sonda estacionária numa determinada posição, as escalas integrais espaciais, L , podem ser obtidas assumindo a hipótese de Taylor (Taylor, 1938). Essa hipótese postula que as características dos vórtices podem ser consideradas constantes no tempo e serem transportados com o escoamento, mantendo a dimensão e atributos. Portanto, a escala espacial integral é dada por $L = T U$. Onde U é a velocidade média num determinado ponto. No entanto, essa aproximação só é precisa para valores baixos de intensidade de turbulência, $\sqrt{u'w'}/U \ll 1$ (Pope, 2000).

3. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL E MÉTODOS

3.1 Canal experimental e ensaios

O trabalho experimental foi realizado no Canal de Estruturas Hidráulicas existente no Laboratório de Hidráulica Fluvial e das Estruturas do DECA-UBI. O canal tem 12,60 m de comprimento, 0,85 m de largura e 0,70 m de profundidade. A estrutura do canal é de betão armado, com exceção da parede lateral direita constituída essencialmente por painéis de vidro que permitem a visualização do escoamento. O escoamento é estabelecido a partir do reservatório de jusante, com 3,5 m³ de capacidade, através de um grupo eletrobomba. Na entrada do canal foi instalado um dispositivo de tranquilização do escoamento do tipo favo de abelha que garante uma distribuição uniforme do escoamento e permitem tranquilizar a superfície livre em toda a largura do canal. Na extremidade de jusante do canal existe uma comporta pendular que permite a regulação dos níveis de água no canal.

O corredor com vegetação emergente, constituído por uma matriz escalonada, foi inserido no lado direito do canal (Figura 1), numa extensão de 6,00 m de comprimento e 0,30 m de largura. A matriz foi realizada com tubos cilindros rígidos com 1 cm de diâmetro e 15 cm de altura, com duas densidades, D . Os ensaios experimentais

foram realizados em condições de escoamento em equilíbrio uniforme para uma profundidade do escoamento de 10 cm, valor médio na seção de medição, e para um caudal de 104 m³h⁻¹.

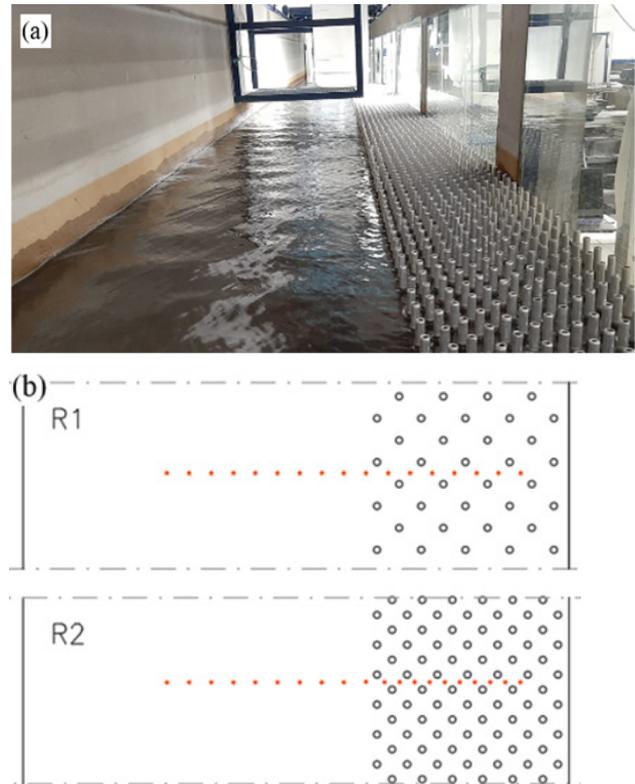


Figura 1. (a) Vista transversal do canal parcialmente vegetado; (b) Esquema representativo das secções de medição.

De modo a garantir uma adequada análise da interface entre a área não vegetada e a área vegetada, foram consideradas 3 seções transversais (I em $x = 6,0$ m, II em $x = 6,5$ m e III em $x = 7,0$ m) e 17 e 20 seções longitudinais, para cada ensaio realizado, R1 e R2, respetivamente. A medição 3D das velocidades instantâneas do escoamento foram realizadas em 111 posições em planta e, ao longo da vertical, distanciadas de 3 mm entre cada posição com recurso a um Velocímetro Doppler Acústico (ADV) com uma frequência de amostragem de 100 Hz. O ADV encontra-se munido de uma sonda downlooking. A duração da recolha de dados foi definida em 3 minutos (18.000 amostras). No tratamento dos dados aplicou-se o filtro proposto por Goring & Nikora (2002) e modificado por Wahl (Wahl, 2003) e implementado no software WinAVD. Na Tabela 2 encontram-se resumidos os principais parâmetros característicos dos ensaios realizados. Onde ϕ representa o volume da fração sólida ($\phi = \pi d^2 n / 4$), U_c a velocidade média longitudinal, ΔU o diferencial de velocidades ($\Delta U = U_2 - U_1$), λ o rácio de velocidades, θ a espessura da quantidade de movimento, $C_{D,a}$ o parâmetro da densidade de

Tabela 2. Parâmetros característicos do escoamento para as duas séries experimentais.

Testes	D [hastes.m ⁻²]	ϕ [-]	U_1 [ms ⁻¹]	U_2 [ms ⁻¹]	U_c [ms ⁻¹]	ΔU [ms ⁻¹]	λ [-]	θ [m]	$C_{p,a}$ [ms ⁻¹]	Re_d [-]	Re_h [-]	Re_θ [-]
R1 I	500	0,039	0,089	0,564	0,327	0,475	0,727	0,038	2,01	860	56400	18050
R1 II	500	0,039	0,069	0,547	0,308	0,478	0,776	0,034	3,36	690	54700	16252
R1 III	500	0,039	0,071	0,553	0,312	0,482	0,773	0,039	3,19	710	55300	18798
R2 I	1034	0,081	0,054	0,570	0,312	0,516	0,826	0,035	7,43	540	57000	18060
R2 II	1034	0,081	0,047	0,571	0,309	0,523	0,847	0,036	9,78	470	57100	18828
R2 III	1034	0,081	0,046	0,567	0,306	0,521	0,851	0,035	10,52	460	56700	18235

arrasto, Re_d o numero de Reynolds na margem vegetada, Re_h no canal central e Re_θ da espessura da quantidade de movimento.

4. CARACTERIZAÇÃO DO ESCOAMENTO

Seguidamente apresentam-se os resultados dos ensaios experimentais, caracterizando a turbulência do escoamento, bem como as transferências de massa e quantidade de movimento que ocorrem entre a área vegetada e o canal central livre. Na Figura 2 apresenta-se a distribuição transversal das velocidades longitudinais para as séries experimentais.

A análise da figura permite constatar que o corredor lateral vegetado influencia fortemente a componente longitudinal das velocidades do escoamento na sua proximidade. As velocidades tomam valores máximos de $\approx 0,58 \text{ ms}^{-1}$, na zona central do canal principal, e valores mínimos de $\approx 0,04 \text{ ms}^{-1}$, no interior do corredor com hastes. Na Figura 2 é visível a influência do aumento da densidade da vegetação na redução da velocidade do escoamento dentro da zona vegetada e o

respetivo aumento de velocidade no canal central. É ainda possível observar-se que o gradiente das velocidades aumenta com a densidade da vegetação, conseqüentemente diminuindo a penetração da camada de mistura.

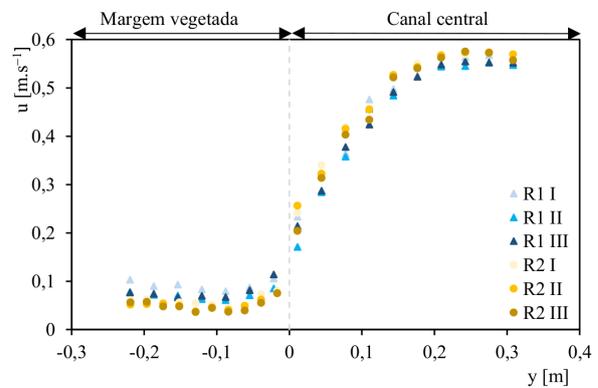


Figura 2. Perfil transversal das velocidades longitudinais das duas séries experimentais.

Na Figura 3 são apresentadas as tensões tangenciais de Reynolds, $\tau_{uv} = [\sum u'(t)]/n$, e as intensidades turbulentas longitudinais, $\sigma_u = [\sum u'(t)^2]/n$.

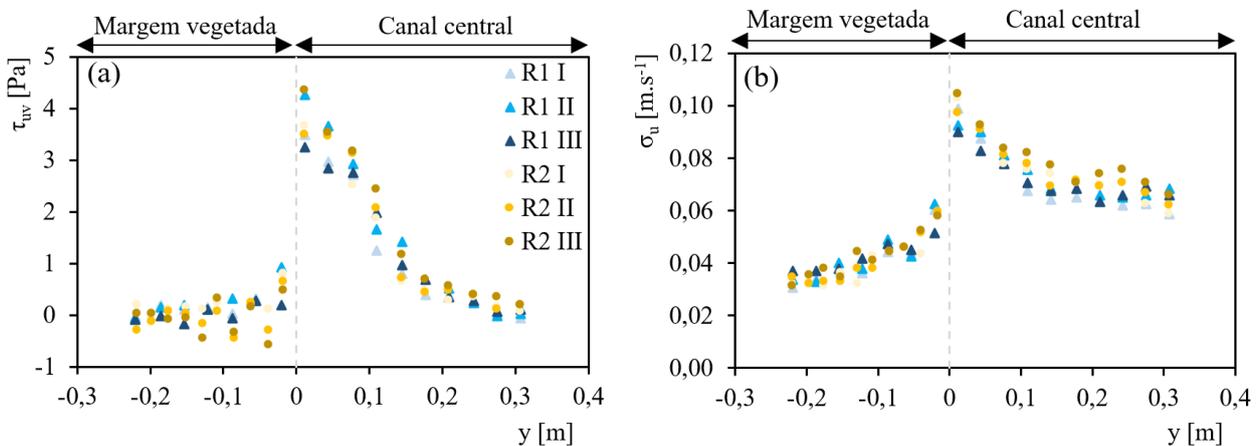


Figura 3. a) Tensões tangenciais de Reynolds, τ_{uv} ; (b) Intensidades turbulentas longitudinais, σ_u .

A análise da Figura 3. a) permite constatar que as tensões tangenciais de Reynolds são aproximadamente nulas no interior do corredor lateral vegetado ($\approx 0,03$ Pa) e apresenta valores positivos no canal central, aumentando a sua intensidade com a aproximação ao corredor vegetado. O valor máximo situa-se na zona da interface ($\approx 4,3$ Pa). As tensões de Reynolds no plano horizontal aferem a transferência de quantidade de movimento nesse plano, e essas transferências desenvolvem-se principalmente na interface onde as tensões aumentam devido ao diferencial de velocidades entre as duas zonas (vegetada vs. canal central). A penetração da zona de deformação da velocidade longitudinal, que está diretamente relacionada com a presença e intensidade das estruturas de grande escala, diminui com o aumento da densidade da vegetação, como já exposto por White & Nepf (2008). Esta distância pode ser estimada pela posição para a qual decai para 10% do valor máximo atingido na interface, à semelhança do realizado por Nepf & Vivoni (2000) e Nezu & Sanjou (2008) para vegetação submersa e por Caroppi *et al.* (2020) para vegetação emersa. Todos os perfis de intensidade turbulenta longitudinal (Fig. 3b) apresentam um pico na interface no lado do canal central. Na zona central da área vegetada e no canal central a intensidade turbulenta decresce até se atingir um gradiente quase nulo.

Na Figura 4 são apresentados os coeficientes de assimetria ou distorção, momento estatístico de 3ª

ordem $Sk_u = ([\sum_{i=1}^n u'(t)^3]/n)/(\sigma_u^2)^{3/2}$, longitudinal

e transversal que permite obter informação sobre a troca de massa e quantidade de movimento entre o canal central e a área vegetada.

A análise da Figura 4 permite observar que a distorção existe quer longitudinalmente quer transversalmente. Esse fato indica que as transferências de massa e quantidade de movimento ocorrem com fenômenos de varrimento para a zona vegetada ($Sk_u > 0$ e $Sk_v < 0$), com mais significância na interface, e com fenômenos de ejeção ($Sk_u < 0$ e $Sk_v > 0$) para o canal principal, onde a velocidade é consideravelmente maior. Esses eventos estão diretamente associados à presença de estruturas coerentes em grande escala (White & Nepf, 2008; Dupuis *et al.*, 2017; Caroppi *et al.*, 2020).

5. IDENTIFICAÇÃO DA DIFUSÃO DA MASSA E QUANTIDADE DE MOVIMENTO

5.1 Espessura da camada de mistura

A largura da camada de mistura horizontal, δ , para as séries experimentais R1 e R2 foi avaliada utilizando os métodos apresentados na Tabela 1. Dois exemplos representativos desses resultados são expostos na Figura 5 e um resumo, em termos percentuais, de todos os casos de estudo pode ser consultado na Tabela 3. Para além dos métodos teóricos, foi incluída nesta análise a quantificação da camada de mistura por observação do desenvolvimento das velocidades longitudinais (linha cor laranja da Figura 5). Para todos os modelos teóricos, o δ diminui quando a densidade da vegetação aumenta. Nesses sistemas, o diferencial de velocidade entre as duas áreas contíguas do canal, resultante do arrasto na vegetação, governa a penetração da camada de mistura na vegetação (White & Nepf, 2007 e 2008; Dupuis *et al.*, 2017 e Caroppi *et al.*, 2020). A análise da Figura 5 permite verificar que a dimensão da camada de mistura não é definida de igual forma pelos diferentes métodos.

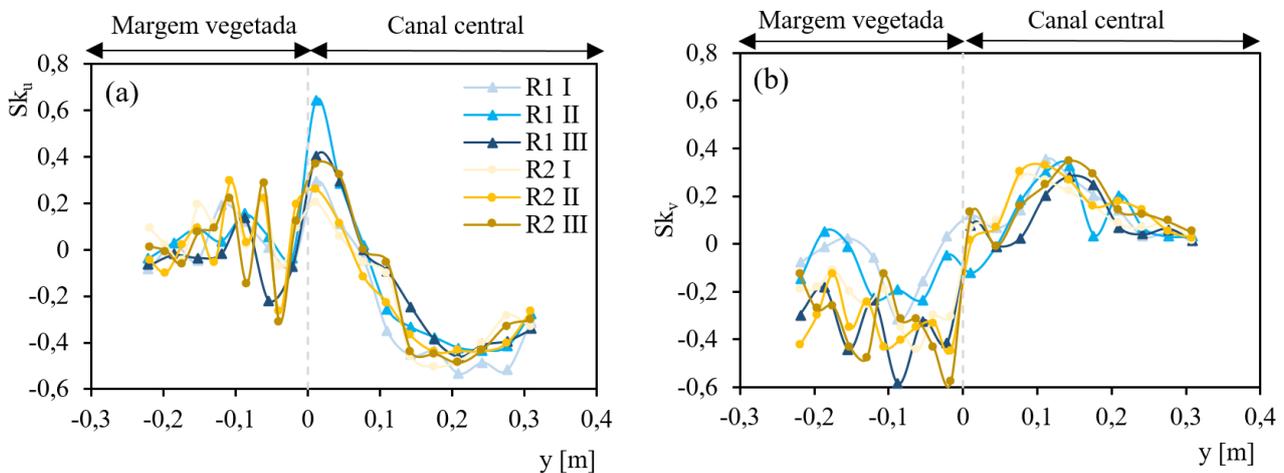


Figura 4. Distorção: (a) Longitudinal, Sk_u ; (b) Transversal, Sk_v .

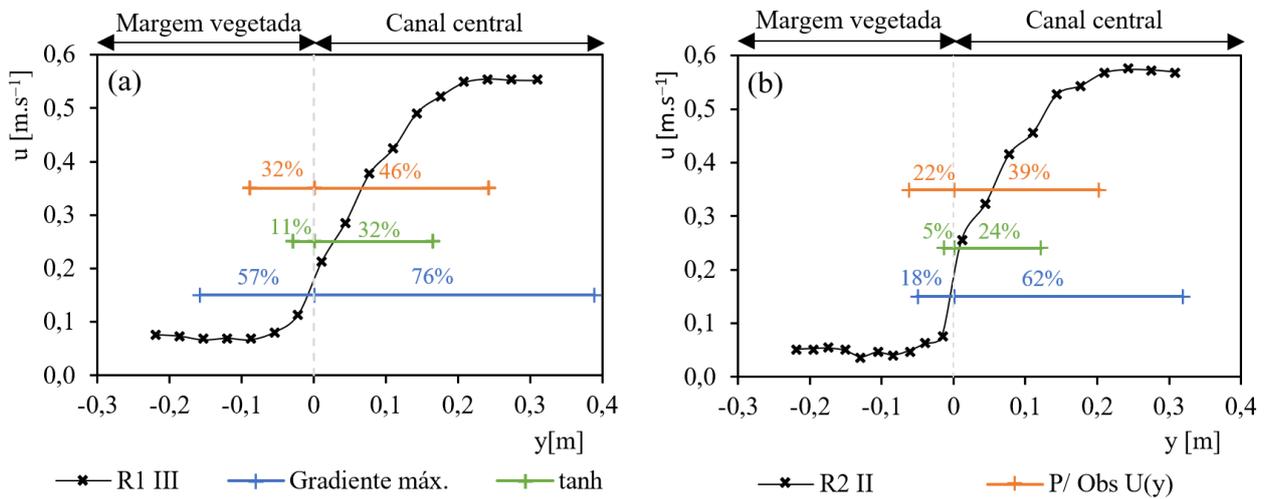


Figura 5. Espessura da camada de mistura através dos diferentes métodos teóricos: (a) Série R1 III; (b) Série R2 II.

Tabela 3. Espessura total da camada de mistura (δ [m]).

Testes	Gradiente máx.	Tanh	P/Obs u(y)
R1 I	86%	30%	37%
R1 II	85%	17%	33%
R1 III	70%	13%	41%
R2 I	50%	37%	33%
R2 II	46%	17%	33%
R2 III	56%	13%	33%

5.2 Macro-escala temporal do escoamento turbulento

Na Figura 6 apresenta-se o desenvolvimento longitudinal da escala temporal lateral das estruturas coerentes ao longo da interface e a função de autocorrelação das velocidades laterais, para ambas as séries experimentais (R1 e R2). A figura permite verificar que as estruturas são coerentes por períodos de maior duração no caso da série experimental R1, com menor densidade de vegetação. Esta ligeira perda de coerência das estruturas para o caso da série experimental R2 pode estar relacionada com o condicionamento gerado por um menor espaçamento entre hastes e com o aparecimento de pequenas estruturas gerando instabilidade tridimensional.

5.3 Envoltório de transferências de massa e quantidade de movimento

Com o intuito de quantificar o tamanho, intensidade e localização das estruturas coerentes que promovem o transporte lateral de massa e quantidade de movimento, o coeficiente de correlação longitudinal-transversal, $r_{uv} = COV_{uv} / (u_{rms} v_{rms})$, das flutuações das velocidades ao longo da secção transversal do canal é apresentado na Figura 7.

Apesar do perfil transversal das velocidades longitudinais e das tensões tangenciais de Reynolds serem muito semelhantes para as duas séries experimentais em estudo, a eficiência do transporte lateral é bastante diferente. Para R1 o valor máximo de $r_{uv} = 0,62$ enquanto para R2 é $r_{uv} = 0,45$. Em todas as séries experimentais atinge o valor máximo onde as tensões tangenciais de Reynolds atingem o máximo, tal como observado para vegetação submersa por Ghisalberti & Nepf (2002). O decréscimo de r_{uv} é muito maior dentro da vegetação para R2, destacando-se a menor capacidade de entrada do vórtice dentro da vegetação.

A influência da vegetação nas estruturas coerentes de larga escala pode ser claramente observada nos espectros de potência das flutuações de velocidade laterais, S'_{yy} . A Figura 8 apresenta os espectros de energia em três posições diferentes da secção transversal. Os espectros das flutuações de velocidade laterais revelam a presença de estruturas coerentes de larga escala bidimensionais pois apresentam densidade espectral de potência localizada na faixa de frequências contendo energia, seguido de uma inclinação adjacente de -3. Para a série R1, os resultados no corredor vegetado sugerem que existe um pico com maior amplitude do que para R2. A ordem de magnitude de S'_{yy} dentro da camada de mistura é superior à verificada fora dela. Então, o pequeno pico que se observa no corredor vegetado para R2 pode corresponder a uma interferência da estrutura coerente adjacente. Desta forma pode-se confirmar os valores propostos através da observação do perfil transversal das velocidades longitudinais para a camada de mistura interior, δ_i .

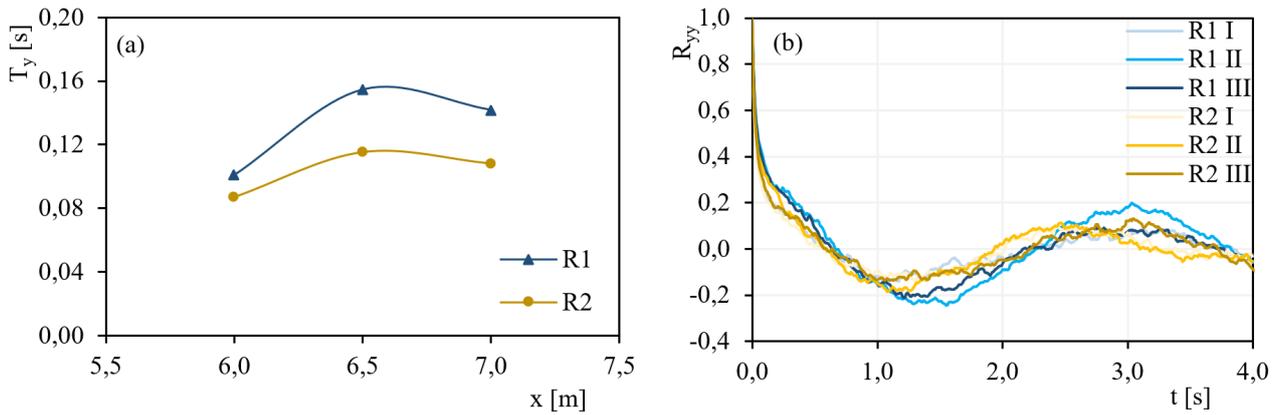


Figura 6. (a) Evolução longitudinal da escala temporal ao longo da interface; (b) Função de autocorrelação das velocidades laterais, R_{yy} , na interface.

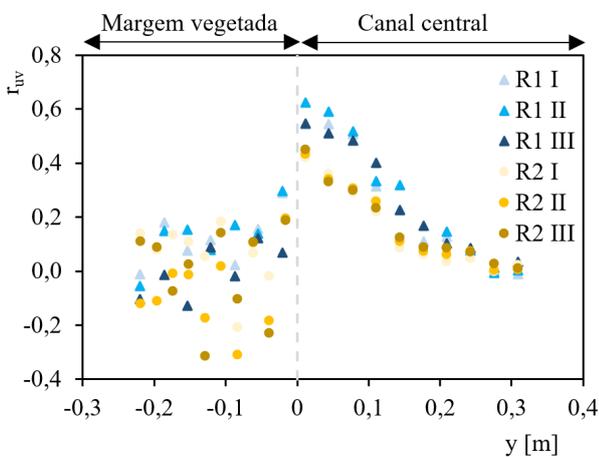


Figura 7. Evolução da escala temporal das estruturas de grande escala ao longo da interface.

Os fluxos de quantidade de movimento vão para lá da camada de mistura, entendida como a zona em que há fluxos da quantidade de movimento do escoamento médio. No canal principal, a diferença de densidade da vegetação lateral já não se faz sentir, uma vez que os espectros são bastante idênticos, o que seria expectável.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu concluir que o corredor lateral vegetado influencia a penetração da camada de corte, estando diretamente relacionada com a presença e intensidade das estruturas de grande escala. Estas estruturas bidimensionais facilitam a transferência de massa e de quantidade de movimento através do escoamento turbulento que ocorre entre o canal central e o corredor vegetado. As estruturas apresentam-se coerentes por períodos de maior duração no caso da vegetação de menor densidade, podendo estar associado à maior capacidade de entrada de vórtices.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através do Projeto PTDC/ECI-EGS/29835/2017 - POCI-01-0145-FEDER-029835, financiado por fundos do FEDER através do COMPETE2020 – Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI) e por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P.

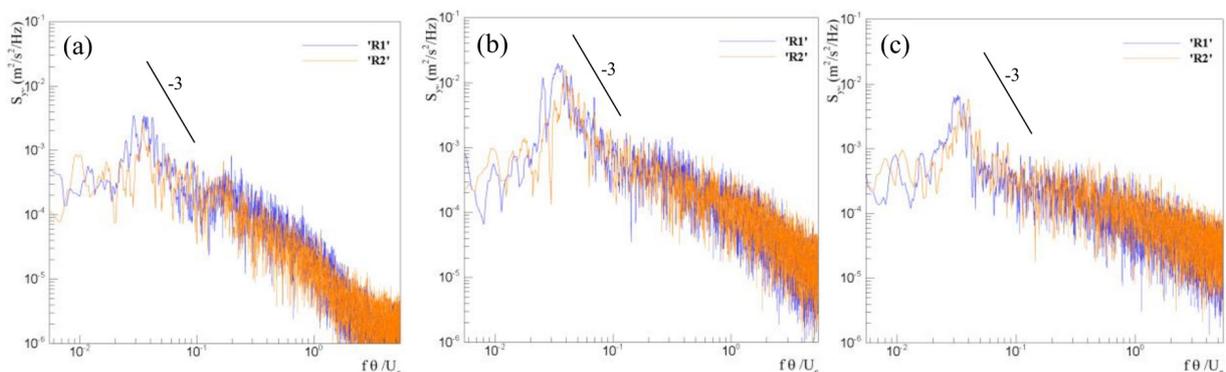


Figura 8. Espectros de potência das flutuações da velocidade lateral: (a) corredor vegetado; (b) interface; (c) canal central.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barbarutsi A, Chu VH (1998) Modeling Transverse Mixing Layer in Shallow Open-Channel Flows. In: *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(7) doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:7(718)
- Brown G, Roshko A (1974). On density effects and large structure in turbulent mixing layers. In: *Journal of Fluid Mechanics*, 64(4), 775-816. doi:10.1017/S002211207400190X
- Caroppi G, Gualtieri P, Fontana N, Giugni M (2020). Effects of vegetation density on shear layer in partly vegetated channels. In: *Journal of Hydro-environment Research*, 30, 82-90. doi:10.1016/j.jher.2020.01.008
- Dupuis, V., Proust, S., Berni, C., Paquier, A., (2017) Mixing layer development in compound channel flows with submerged and emergent rigid vegetation over the floodplains. In: *Exp. Fluids* 58
- Ghisalberti M, Nepf H (2002) Mixing layers and coherent structures in vegetated aquatic flows. In: *Journal of Geophysical Research*, 107(C2), 3011. doi:10.1029/2001JC000871
- Ghisalberti, M., and H. Nepf (2006), The structure of the shear layer over rigid and flexible canopies, In: *Environ. Fluid Mech.*, 6(3), 277 – 301, doi:10.1007/s10652-006-0002-4.
- Goring DG, Nikora VI (2002) Despiking acoustic doppler velocimeter data. In: *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(1), 117–126. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:1(117)
- Maji S, Hanmaiahgari PR, Balachandar R, Pu JH, Ricardo AM, Ferreira RML (2020) A Review on Hydrodynamics of Free Surface Flows in Emergent Vegetated Channels. In: *Water* 2020. 12 (4). 1218. doi:10.3390/w12041218
- Monin, A. S., and A. M. Yaglom (1972) *Statistical Fluid Mechanics: Mechanics of Turbulence*. Vol. 1. MIT Press, 769 pp. doi:10.1126/science.176.4034.503
- Nepf HM (1999) Drag, Turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. In: *Water Resour. Res.* 35, 479–489. doi:10.1029/1998WR900069
- Nepf, H.M. and Vivoni, E.R. (2000) Flow structure in depth-limited, vegetated flow. In: *Journal of Geophysical Research* 105, 28547–28557. doi:10.1029/2000JC900145
- Nezu I, Sanjou M (2008) Turbulence structure and coherent motion in vegetated canopy open-channel flows. In: *Journal of Hydro-environment Research*. 2(2) 62-90. doi:10.1016/j.jher.2008.05.003
- Nezu I (2005) Open-Channel Flow Turbulence and Its Research Prospect in the 21st Century. In: *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(4). doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:4(229)
- O'Neill PL, Nicolaides D, Honnery D, Soria J (2004) Autocorrelation Functions and the Determination of Integral Length with Reference to Experimental and Numerical Data. In: *Proceedings of 15th Australasian Fluid Mechanics Conference*, University of Sydney, Sydney, 13–17 December 2004.
- Poggi D, Porporato A, Ridolfi L, Albertson JD, Katul, GG (2004) The effect of vegetation density on canopy sub-layer turbulence. In: *Boundary Layer Meteorol.*, 111, 565–587. doi:10.1023/B:BOUN.0000016576.05621.73
- Pope S (2000) *Turbulent Flows*. In: Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511840531
- Raupach MR, Finnigan JJ, Brunet Y (1996) Coherent eddies and turbulence in vegetation canopies: The mixing layer analogy. In: *Boundary-Layer Meteorology*, 78, 351–382. doi:10.1007/bf00120941
- Taylor GI (1938) The Spectrum of Turbulence. In: *Proceedings of the Royal Society of London, Series A164*, 476–490. doi:10.1098/rspa.1938.0032
- Wahl TL (2003) Discussion of “Despiking acoustic doppler velocimeter data” by Derek G. Goring and Vladimir I. Nikora. In: *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(6), 484–487, doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:6(484)
- White B, Nepf H (2003) Scalar transport in random cylinder arrays at moderate Reynolds number. In: *Journal of Fluid Mechanics*, 487, 43-79. doi:10.1017/S0022112003004579
- White B, Nepf H (2007) Shear instability and coherent structures in shallow flow adjacent to a porous layer. In: *Journal of Fluid Mechanics*, 593, 1–32. doi:10.1017/S0022112007008415
- White B, Nepf H (2008) A vortex-based model of velocity and shear stress in a partially vegetated shallow channel. In: *Water Resources Research*, 44, W01412. doi:10.1029/2006WR005651
- Zhang H, Wang Z, Dai L, Xu W (2015) Influence of Vegetation on Turbulence Characteristics and Reynolds Shear Stress in Partly Vegetated Channel. In: *ASME, Journal Fluids Engineering*, 137(6): 061201, 1–8. doi:10.1115/1.4029608

NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS

Os autores interessados em publicar artigos científico-técnicos ou discussões de artigos anteriormente publicados na revista Recursos Hídricos deverão respeitar as seguintes normas:

1. O artigo, necessariamente original e preferencialmente redigido em Português, na forma impessoal, tem de ser entregue em suporte informático. O processador de texto a utilizar deverá ser o Word (Microsoft). São também aceites artigos redigidos em Inglês.
2. O título, o nome do(s) autor(es) e o texto do artigo (incluindo quadros e figuras) devem ser compostos e guardados num ficheiro único, devidamente identificado (por exemplo, artigo.doc). Tal ficheiro tem de conter a indicação, de forma clara, das zonas onde se pretendem inserir as figuras, desenhos ou fotografias. O texto do artigo deve ser corrido a uma coluna, com espaçamento normal e com a extensão máxima de quarenta mil caracteres (incluindo espaços).
3. O título do artigo tem de ser redigido em Português e em Inglês.
4. A seguir ao título deve ser indicado o nome do(s) autor(es) e um máximo de três referências aos seus graus académicos ou cargos profissionais, assim como o número de associado, caso seja membro da APRH.
5. O corpo do artigo tem de ser antecedido do resumo, redigido em Português e em Inglês (abstract). O resumo em qualquer um dos anteriores idiomas não deve exceder dois mil e quinhentos caracteres (incluindo espaços).
6. Os elementos gráficos (figuras, desenhos e fotografias) têm também de ser fornecidos separadamente em suporte informático, num único ficheiro ou em ficheiros individuais, mas sempre devidamente identificados (por exemplo, Figuras.doc, Figura1.jpg, etc.). Não existe qualquer restrição quanto à utilização de cor naqueles elementos.
7. As referências bibliográficas no corpo do texto devem ser feitas de acordo com a norma portuguesa NP-405 de 1996, indicando o nome do autor (sem iniciais) seguido do ano de publicação entre parêntesis. No caso de mais de uma referência relativa ao mesmo autor e ao mesmo ano, devem ser usados sufixos a), b), etc.
8. Os artigos devem terminar por uma lista de referências bibliográficas organizada por ordem alfabética do nome (apelido) do primeiro autor, seguido dos nomes dos outros autores, caso os haja, do título da obra, editor, local e ano de publicação (ou referência completa da revista em que foi publicada). De tal lista só podem constar as referências bibliográficas efectivamente citadas no corpo do texto.
9. Só serão aceites discussões de artigos publicados até dois meses após a publicação do número da revista onde esse artigo se insere. As discussões serão enviadas ao autor do artigo, o qual poderá responder sob a forma de réplica. Discussões e réplica, caso exista, serão, tanto quanto possível, publicados conjuntamente.
10. O título das discussões e da réplica por elas originada é o mesmo do artigo original acrescido da indicação Discussão ou Réplica. Seguidamente, deve constar o nome do autor da discussão ou da réplica de acordo com o indicado no ponto 4.
11. À publicação de discussões e de réplicas aplicam-se as normas antes explicitadas para a publicação de artigos
12. Os artigos e as discussões devem ser enviados por correio electrónico para o endereço da APRH (aprh@aprh.pt). O assunto desse correio electrónico deve elucidar sobre o respectivo conteúdo (por exemplo, submissão de artigo ou discussão de artigo). No corpo do correio, o autor ou os autores têm ainda de sugerir três revisores que considerem adequados, face ao teor científico técnico e ao idioma do respectivo artigo.

Secretariado da APRH
A/c LNEC – Av. do Brasil, 101
1700-066 Lisboa
Portugal

