

# Recursos Hídricos

Volume 44, N.º 1 | Março 2023

VOLUME ESPECIAL

16º CONGRESSO DA ÁGUA



**ASSOCIAÇÃO  
PORTUGUESA DOS  
RECURSOS HÍDRICOS**

**Título**

Revista Recursos Hídricos

**Data de publicação**

24 de abril de 2024

**Data do número**

Março 2023

**Proprietário**

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

**Diretor**

Susana Neto

**Subdirector**

Rui Rodrigues

**Diretores Associados**

Cláudia Brandão

Amparo Sereno

José Maria Santos

**Conselho Editorial**

António Betâmio de Almeida

António Guerreiro de Brito

António Pinheiro

Bernardo Silva

Catarina Roseta Palma

Dália Loureiro

Fernando Veloso Gomes

Francisco Ferreira

Francisco Nunes Correia

Francisco Taveira Pinto

Jaime Melo Baptista

João Pedroso de Lima

Jorge Matos

José Manuel Ginçalves

José Maria Santos

José Matos

Manuela Moreira da Silva

Maria José Vale

Maria Paula Mendesa

Paulo Canelas de Castro

Rafaela Matos

Rodrigo Maia

Rodrigo Oliveira

Rui Ferreira

Teresa Ferreira

**Membros da Comissão Diretiva**

Jorge Cardoso Gonçalves (Presidente)

Ana Estela Barbosa (Vice-Presidente)

Carla Rolo Antunes (Vice-Presidente)

Carina Almeida (Vogal)

Tiago Ferradosa (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

# ÍNDICE

EDITORIAL DA COMISSÃO REDATORIAL .....	5
EDITORIAIS CONVIDADOS .....	7
CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO .....	13
<i>A decomposição de matéria vegetal como ferramenta para avaliar a integridade funcional de rios e ribeiros – avançando para uma monitorização integrada da condição ecológica do ecossistema</i>	
Verónica Ferreira, Manuel A. S. Graça .....	13
<i>Overtopping at Vagueira sea defence using the SWASH model</i>	
João Correia, Maria Graça Neves, Ana Catarina Zózimo, Gonçalo Rosa .....	27
<i>Guia metodológico para a determinação de regimes de caudais ecológicos em Portugal</i>	
Francisco Godinho, Ana Telhado, Paulo Pinheiro, Verónica Pinto, Filipa Reis, Felisbina Quadrado, Bernardo Oliveira e António Pinheiro .....	39
<i>Monitorização de RNA de Norovírus, Rotavírus e do vírus da hepatite A em água natural e para consumo do sistema de abastecimento da EPAL e AdVT</i>	
Daniel Salvador, Célia Neto e Rui Neves Carneiro.....	47
<i>Guia metodológico para a reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde</i>	
Filipa Ferreira, António Albuquerque, Domingos Castro, Marize Gominho, José Saldanha Matos.....	55
<i>Governança participativa na definição da estratégia de adaptação futura do litoral de Ovar</i>	
Márcia Lima, Filipe Alves, Fábio Matos, André Vizinho, Carlos Coelho.....	63
RELATOS DO 16º CONGRESSO DA ÁGUA .....	75



## NÚMERO ESPECIAL DEDICADO AO 16º CONGRESSO DA ÁGUA DA APRH EM 2023

No seguimento da retoma dos números em atraso da revista Recursos Hídricos, temos o enorme gosto em publicar o Volume 44 N.º1 de 2023 que configura o Número Especial do 16º Congresso da Água que se realizou em Março de 2023.

Este Número Especial é estruturado em três partes. A primeira integra dois Editoriais Convidados, assinados pelo Presidente da Comissão Diretiva cessante e pelo novo Presidente da CD eleito durante o 16º Congresso da Água, Professor Carlos Coelho e Engenheiro Jorge Cardoso Gonçalves, respetivamente.

A segunda parte do Número Especial apresenta seis artigos científicos que decorrem de seis apresentações durante o 16º Congresso da Água e que foram convidados a submeter os seus trabalhos nesta Revista. Assim apresentamos os artigos: “A decomposição de matéria vegetal como ferramenta para avaliar a integridade funcional de rios e ribeiros – avançando para uma monitorização integrada da condição ecológica do ecossistema”, da autoria de Verónica Ferreira e Manuel A. S. Graça; “Cálculo do galgamento na estrutura de defesa aderente da Vagueira utilizando o modelo SWASH”, de João Correia, Maria Graça Neves, Ana Catarina Zózimo e Gonçalo Rosa; “Guia metodológico para a determinação de regimes de caudais ecológicos em Portugal. Objetivos e estrutura essencial”, da autoria

de Francisco Godinho, Ana Telhado, Paulo Pinheiro, Verónica Pinto, Filipa Reis, Felisbina Quadrado e António Pinheiro; “Guia Metodológico para a Reutilização de Águas Residuais Tratadas em Cabo Verde”, de Filipa Ferreira, António Albuquerque, Domingos Castro, Marize Gominho e José Saldanha Matos; “Monitorização do RNA de Norovírus, Rotavírus e do vírus da hepatite A em água natural e para consumo do sistema de abastecimento da EPAL e AdVT”, da autoria de Daniel Salvador, Célia Neto e Rui Carneiro; e “Governança Participativa na Definição da Estratégia de Adaptação Futura do Litoral de Ovar”, dos autores Márcia Lima, Filipa Alves, Fábio Matos, André Vizinho e Carlos Coelho.

Na terceira parte, apresentam-se as Recomendações do 16º Congresso da Água.

Neste Número especial que honra a realização de mais um grande Congresso da Água da APRH, agradecemos a todos os que trabalharam para a sua organização e realização, desde a Comissão Diretiva até ao Secretariado, passando por todas as Comissões Especializadas e por todos os membros do Conselho Científico e convidados a presidir às mesas. Felicitamos ainda os autores e agradecemos aos colegas revisores dos artigos selecionados que agora são publicados.

Com as nossas melhores saudações associativas e editoriais,

**A Direção da Recursos Hídricos**



## BALANÇO DO 16º CONGRESSO DA ÁGUA E DO BIÊNIO 2021/23

O 16º Congresso da Água, organizado pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), decorreu de 21 a 24 de março, no Centro de Congressos do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, em Lisboa. Contou com mais de 250 participantes, mais de 100 apresentações orais e 20 posters técnicos. Este evento correspondeu também ao culminar de 2 anos de trabalho da Comissão Diretiva (CD) que presidi, com o envolvimento ativo de muitos colegas. Atendendo aos contributos recebidos ao longo deste processo, que se concluiu com a organização do 16º Congresso da Água, gostaria de agradecer à Comissão Organizadora, à Comissão Científica, às Comissões Especializadas e Núcleos Regionais, oradores convidados, patrocinadores, secretariado, estudantes que colaboraram no apoio às salas e naturalmente, todos os participantes.

O 16.º Congresso da Água foi dedicado ao tema “Viver com a Água”. São muitos os assuntos que evidenciam a importância dos recursos hídricos e da forma como vivemos com a água. Por este motivo, na 16ª edição do congresso, as Comissões Especializadas da APRH estiveram em destaque, propondo temas que mostram a transversalidade dos assuntos da água e a importância de atuar de forma integrada, trazendo para reflexão e discussão temas atuais e de interesse de todos. Durante 3 dias houve oportunidade de acompanhar 18 sessões técnicas de apresentação oral de trabalhos, 5 sessões plenárias com mesas redondas abordando tópicos que foram ao encontro do tema central da edição do congresso e três mesas redondas organizadas pelos Núcleos Regionais da APRH, dando atenção às especificidades de cada região.

O congresso decorreu em formato presencial e *online*, permitindo a participação remota e tornando o evento mais enriquecedor do ponto de vista técnico e científico, proporcionando a mais diversificada troca de experiências e perspetivas sobre os recursos hídricos. Os trabalhos técnicos foram compilados num livro de resumos, para suporte à disseminação e partilha do conhecimento na área dos recursos hídricos. Alguns dos trabalhos foram selecionados para que fossem mais desenvolvidos de forma a ser apresentados no formato de artigo, neste número da Recursos Hídricos. As principais linhas de força resultantes das Sessões Técnicas relacionaram-se com a dimensão transdisciplinar dos problemas de gestão da água, a necessidade de melhoria do planeamento e governação da água em todas as suas vertentes, o

*nexus* água-energia, o agravamento dos fenómenos de risco, a melhoria da conservação dos valores ambientais, os novos avanços científicos e tecnológicos e a monitorização e gestão de dados. As Sessões Plenárias abordaram os temas “Viver no Tejo”, “Investimentos estratégicos – futuros”, “Monitorização e inovação”, “Ser sustentável – viver o futuro” e “O planeamento e gestão no séc. XXI - *esg environmental social cooperation governance*”, pelo que, atendendo à importância de bem gerir a água, promoveram uma reflexão sobre o futuro.

A APRH celebrou em 2022 os seus 45 anos de história. Nesta caminhada, a APRH envolveu profissionais de diversas formações e campos de atividade, procurando estar próxima da sociedade civil, contribuir para disseminação de conhecimento e apoiar a gestão dos Recursos Hídricos. As diversas atividades desenvolvidas ao longo de 2021-2023 visaram o desenvolvimento dos 4 eixos/objetivos principais apresentados na candidatura da Comissão Diretiva: funcionalidade; sustentabilidade; atratividade; disseminação. Realizaram-se vários eventos e iniciativas no âmbito da missão da APRH, de divulgação e partilha do conhecimento sobre os temas da água, constituindo um fórum para profissionais de diversas formações e campos de atividade associados aos recursos hídricos. Estas iniciativas foram programadas e organizadas pelos núcleos regionais e pelas comissões especializadas da APRH, estando os seus relatos e apresentações disponibilizadas no site da APRH. Na cooperação com a sociedade civil, pode destacar-se também a presença de representantes da APRH para eventos de esclarecimento, reflexão ou discussão de assuntos relacionados com os recursos hídricos. A abertura da APRH à sociedade permitiu que a associação não se posicionasse apenas nos campos técnico e científico, mas também do lado da pedagogia e da educação para a preservação dos recursos hídricos.

No biênio 2021-2023, através da newsletter semanal, a APRH reforçou a disseminação de informação, indo ao encontro dos interesses dos associados, abordando temas e divulgando notícias relacionados com os recursos hídricos. A newsletter contou com a colaboração das várias comissões especializadas na publicação de alguns artigos sobre várias temáticas ligadas aos recursos hídricos. A APRH procedeu à remodelação do seu site, atualizando conteúdos, simplificando acessos, eliminando redundâncias e tornando a imagem mais atrativa e atual. Procedeu-se à atualização do glossário disponibilizado no site da APRH, que recorreu a contributos das Comissões Especializadas da APRH. O novo site permite igualmente a

atualização dos perfis dos associados, singulares e coletivos, sendo um veículo de disseminação de perfis profissionais na área da hidráulica, recursos hídricos e ambiente. Neste site são, igualmente, partilhados os novos meios de divulgação sobre os objetivos, a organização e as atividades da APRH (vídeo institucional e o folheto informativo, desenvolvidos durante o biénio 2021-2023).

Refere-se também o projeto PANDDA – Os cidadãos como Promotores da Sustentabilidade da Água, promovido e coordenado pela APRH, entre setembro e novembro de 2021, com o apoio de dois parceiros institucionais, a Câmara Municipal de Reguengos de Monsaraz e os Serviços Municipalizados de Torres Vedras. Neste projeto, 85 famílias comprometeram-se a reduzir o seu consumo de água em ambiente doméstico. Desta forma, o PANDDA promoveu uma saudável competição e troca de experiências entre as famílias, o sentido de responsabilidade ambiental, além da poupança económica. Através do PANDDA, a APRH potenciou a consciência da importância dos comportamentos diários, individuais e familiares, na sustentabilidade do uso da água. O projeto permitiu desenvolver materiais educativos intemporais - como o vídeo e o Manual PANDDA - e ainda dois novos materiais de apresentação e comunicação da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, que permitem modernizar a imagem da APRH e continuar a fomentar a divulgação da missão e das atividades da associação. Em jeito de conclusão, como balanço dos dois anos de mandato, realça-se e agradece-se toda a colaboração e o trabalho desenvolvido pelos elementos da Comissão Diretiva e do secretariado da APRH, bem como pelos membros da Mesa da Assembleia Geral e do Conselho Fiscal. Enaltece-se o trabalho das Comissões Especializadas e dos Núcleos Regionais, peças fundamentais na estrutura da APRH. Durante o biénio 2021-2023, a APRH desenvolveu muitas atividades através destes órgãos, que coincidiram com a celebração dos 45 anos desta associação e culminaram no 16º Congresso da Água, sob o lema “Viver com a Água”.

### **Carlos Coelho**

Presidente da Comissão Organizadora do  
16º Congresso da Água  
Presidente da Comissão Diretiva da APRH 2021/23

## APRH – UM LEGADO COM FUTURO

A Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH) é uma associação científica e técnica, sem fins lucrativos, que conta com mais de 45 anos de história. Nesta caminhada, a APRH envolveu profissionais de diversas formações e campos de atividade, procurando estar próxima da sociedade civil, contribuir para disseminação de conhecimento e apoiar a gestão dos Recursos Hídricos.

A estratégia proposta para o biênio 2023-24 apresenta uma abordagem integrada, ponderando a natureza multidisciplinar das questões da água e a crescente importância das perspetivas colaborativas e integradoras dos vários setores da sociedade civil. Para cumprir os objetivos e a missão da APRH, propomos seis eixos estratégicos de atuação:

- Funcionalidade, otimizando os processos de organização interna e fomentando a articulação entre Colaboradores, Comissão Diretiva, Núcleos Regionais, Comissões Especializadas e Associados;
- Sustentabilidade, assegurando a estabilidade financeira, garantindo meios e equipamentos necessários ao eficiente funcionamento da APRH, bem como a sua permanente atualização tecnológica;
- Atratividade, apresentando uma imagem moderna e apelativa, que permita uma fácil comunicação e proximidade com a sociedade;
- Disseminação, apoiando a divulgação de informação, a reflexão e a discussão sobre os assuntos de atualidade nos diferentes domínios da água;
- Capacitação, contribuindo ativamente para promoção do conhecimento técnico-científico junto dos associados;
- Posicionamento, mantendo a presença da APRH nos diversos fóruns e reforçando o posicionamento público sobre temas relevantes para a política da água em Portugal.

A Organização das Nações Unidas (ONU) alerta para um mundo longe de alcançar o objetivo de água e saneamento geridos com segurança para todos, com milhões de pessoas sem acesso a água potável e saneamento. A poluição, o aumento da procura de água e o uso intensivo têm afetado significativamente as massas de água. Têm-se sucedido catástrofes naturais relacionadas com água – cheias, tempestades, secas, deslizamentos e ondas. Os surtos de doenças e a escassez de água, com particular incidência em determinadas partes

do globo, condicionam a liberdade, a justiça e o equilíbrio global.

Reconhecendo os Recursos Hídricos como “património comum”, neste mandato (co) organizam-se um conjunto de iniciativas que pretendem fomentar a discussão dos desafios globais, promover ações relacionadas com a gestão do ambiente e das infraestruturas construídas e ajudar na reflexão sobre o Futuro dos Recursos Hídricos.

Como realizações concretas, pretende-se dar continuidade aos eventos nacionais (Congresso da Água e ações dos Núcleos Regionais e das Comissões Especializadas) e internacionais (SILUSBA – Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa e SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental) com tradição, e fazer acontecer novas iniciativas como a Academia da Água APRH, o Encontro Nacional de Especialistas e Decisores, o Encontro Ibérico dos Serviços de Águas, a Conferência “Água – Desafios do futuro” e outras a projetar.

O reforço do papel da APRH junto da CPLP – Comunidade dos Países de Língua Portuguesa, a aproximação aos “jovens da água”, o estabelecimento de parcerias e o posicionamento estratégico da Associação em temas relevantes da atualidade também integram as prioridades deste mandato.

No atual contexto de complexidade e exigência na gestão dos Recursos Hídricos (águas subterrâneas, rios, ribeiras, mares e oceanos), do território (áreas urbanas e rurais, florestas e zonas costeiras), dos ecossistemas, dos serviços de águas e da agricultura, a APRH poderá desempenhar um papel fundamental na promoção do conhecimento, na discussão de alternativas e na procura de respostas. Encaro o desafio de dirigir a APRH com espírito de missão, convidando todas e todos a associarem-se, a partilharem ideias e a contribuírem neste projeto que se vai construindo. Vamos procurar manter a APRH ativa, presente e disponível para contribuir de forma efetiva para a gestão dos Recursos Hídricos.

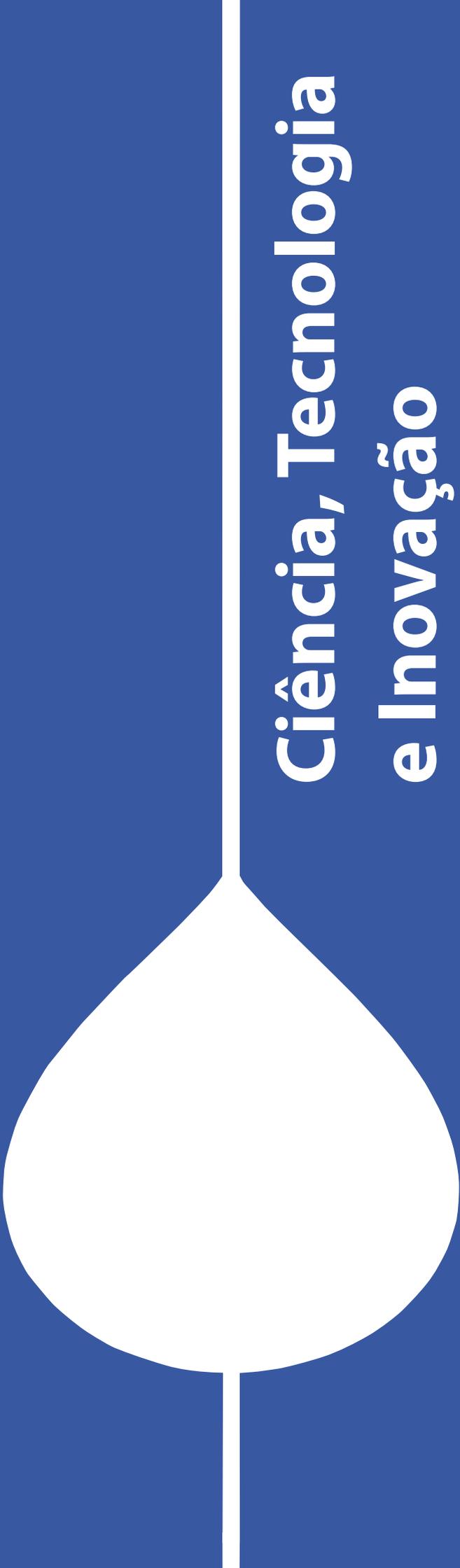
No futuro, a APRH deverá ter a capacidade de inovar e promover uma contínua renovação de ideias e pessoas, valorizando o passado e mantendo o carácter que tem definido a sua forma de atuar.

A “água” será um dos temas mais relevantes das próximas décadas. Proteger, utilizar e gerir de forma justa e sustentável a Água são responsabilidades de todos. Com energia, com entusiasmo e com inquietação, vamos continuar a lutar pelo Futuro da Água!

**Jorge Cardoso Gonçalves**

Presidente da Comissão Diretiva da APRH





# Ciência, Tecnologia e Inovação



# A decomposição de matéria vegetal como ferramenta para avaliar a integridade funcional de rios e ribeiros – avançando para uma monitorização integrada da condição ecológica do ecossistema

## *Decomposition of plant matter as a tool to assess the functional integrity of streams and rivers – moving towards an integrated assessment of ecosystem ecological integrity*

Verónica Ferreira<sup>1,2\*</sup>, Manuel A. S. Graça<sup>1,3</sup>

\* Autor para a correspondência: veronica@ci.uc.pt

<sup>1</sup> MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, ARNET – Rede de Investigação Aquática, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra

<sup>2</sup> Investigadora Auxiliar

<sup>3</sup> Professor Catedrático, mgraca@ci.uc.pt

**RESUMO:** Os rios e ribeiros prestam inúmeros serviços às populações humanas e por isso a proteção e o restauro da sua integridade ecológica devem ser objetivos societários. A integridade ecológica compreende a integridade estrutural (e.g., a composição das comunidades aquáticas e a qualidade da água) e a integridade funcional (e.g., os processos ecossistémicos). No entanto, a biomonitorização oficial de rios e ribeiros, seguindo as orientações da Diretiva Quadro da Água, baseia-se apenas em indicadores estruturais. Consequentemente, tem havido múltiplos apelos para a inclusão de indicadores funcionais na biomonitorização de rios e ribeiros.

A decomposição de matéria vegetal de origem terrestre é um processo essencialmente biológico, que é afetado direta e indiretamente (via efeitos nas comunidades aquáticas) pelas condições ambientais, e estas podem ser alteradas pelas atividades antropogénicas. O método para avaliar a decomposição de matéria vegetal é relativamente simples: implica colocar uma quantidade conhecida de matéria vegetal (e.g., folhas) em sacos de rede (permeáveis à entrada de água, microrganismos decompositores e, eventualmente, invertebrados detritívoros), incubar os sacos nos rios e ribeiros, recuperá-los após algum tempo e pesar a matéria vegetal remanescente. Os resultados são expressos como taxa de decomposição (uma medida da velocidade a que a matéria vegetal perde massa). Há várias abordagens no uso destes valores para avaliar a integridade funcional do ecossistema. Aqui vamos recorrer à evidência científica para apresentar o potencial da decomposição de matéria vegetal para ser usada como indicador da integridade funcional de rios e ribeiros com o objetivo de promover a incorporação de processos ecossistémicos em programas de biomonitorização.

Há ainda trabalho a fazer com vista à simplificação e standardização do protocolo para aplicação a larga escala, nomeadamente a definição de condições de referência e de classes de qualidade. No entanto, para se poder avançar no desenvolvimento e utilização de um indicador baseado na decomposição de matéria vegetal em programas de biomonitorização será necessário o envolvimento das instituições com responsabilidade na implementação destes programas. A integração de um indicador da integridade funcional de rios e ribeiros nos programas de biomonitorização permitirá uma avaliação integrada da condição ecológica de rios e ribeiros, em linha com a definição de estado ecológico proposta pela Diretiva Quadro da Água.

Palavras-chave: biomonitorização; decomposição de matéria vegetal; integridade ecológica; funções ecossistémicas

**ABSTRACT:** Streams and rivers provide numerous services to human populations and therefore the protection and restoration of their ecological integrity must be societal goals. Ecological integrity comprises both structural integrity (e.g., the composition of aquatic communities and water quality) and functional integrity (e.g., ecosystem processes). However, the official biomonitoring of streams and rivers, following the guidelines of the Water Framework Directive, is based solely on structural indicators. Consequently, there have been multiple calls for the inclusion of functional indicators in the biomonitoring of streams and rivers.

The decomposition of plant matter of terrestrial origin (mainly senescent leaves and woody material) is essentially a biological process, directly and indirectly affected (via effects on aquatic communities) by environmental conditions, and these can be altered by human activities. The method for assessing decomposition rates of plant matter is relatively simple: it involves enclosing a known amount of plant matter (e.g., leaves) in mesh bags (permeable to water flow, decomposing microorganisms, and, eventually, detritivore invertebrates), incubating the bags in streams and rivers, recovering them after some time, and weighing the remaining plant matter. Results are expressed as decomposition rates (a measure of the speed at which plant matter loses mass) and there are several approaches that allow these values to be used to assess the functional integrity of the ecosystem. Here we will resort to scientific evidence to present the potential of the decomposition of plant matter to be used as an indicator of the functional integrity of streams and rivers with the aim of promoting the incorporation of ecosystem processes in biomonitoring programs.

There is still work to be done to simplify and standardize the protocol for large-scale use, including the definition of reference conditions and of quality classes. However, in order to advance towards the development and use of an indicator based on the decomposition of plant matter in biomonitoring programs, it will be necessary to involve the institutions responsible for implementing such programs. The integration of an indicator of the functional integrity of streams and rivers in biomonitoring programs will allow an integrated assessment of the ecological condition of these aquatic ecosystems, in line with the definition of ecological status proposed by the Water Framework Directive.

Keywords: biomonitoring; decomposition of plant matter; ecosystem functioning; stream health

## 1. INTRODUÇÃO

Os rios e ribeiros contêm apenas uma pequena porção da água na Terra (cerca de 0,0002% de toda a água; Shiklomanov, 1993) mas providenciam serviços insubstituíveis às populações humanas nas quatro categorias identificadas pelo Millenium Ecosystem Assessment (2005): serviços de suporte (e.g., ciclo da água e dos nutrientes, produção primária, formação de sedimentos, manutenção da biodiversidade e das produtividades aquática e ripária), serviços de regulação (e.g., regulação da temperatura, drenagem e irrigação naturais, purificação da água), serviços de aprovisionamento (e.g., água de boa qualidade, alimento, energia, recursos ornamentais e recursos genéticos) e serviços culturais (e.g., valores estéticos, inspiração, turismo da natureza, recreação, oportunidades de investigação e de educação) (Ferreira *et al.*, 2023). A elevada dependência das populações humanas em relação aos rios e ribeiros tem, no entanto, colocado estes ecossistemas sob grande pressão o que leva frequentemente à sua degradação (Feio *et al.*, 2023). Em contracorrente, tem havido um crescente reconhecimento da necessidade de proteger e restaurar estes ecossistemas, ações que se têm vindo a tornar objetivos societais.

De fato, a Agenda 2030 – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, das Nações Unidas (<https://unescoportugal.mne.gov.pt/pt/temas/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel/os-17-ods>), contempla a proteção e o restauro das

águas doces interiores em 2 dos 17 objetivos. O objetivo 6 visa “garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos”, e especificamente “melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando os despejos e minimizando a libertação de produtos químicos e materiais perigosos” (objetivo 6.3) e “proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água” (objetivo 6.6). O objetivo 15 visa “proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, travar e reverter a degradação dos solos e travar a perda de biodiversidade”, e especificamente “assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interior, e os seus serviços” (objetivo 15.1).

O objetivo último da proteção e do restauro dos ecossistemas é a sua integridade ecológica. A integridade ecológica de um ecossistema aquático compreende (i) a sua integridade estrutural, que diz respeito ao bom estado das características físicas do ecossistema (e.g., qualidade da água e do canal) e das comunidades aquáticas (e.g., dos microrganismos aos peixes), e (ii) a sua integridade funcional, que diz respeito ao bom estado dos processos como aqueles que controlam o fluxo de matéria (e.g., organismos, nutrientes, matéria orgânica, sedimentos) e de energia dentro do ecossistema aquático e entre este e os ecossistemas adjacentes (e.g., a floresta ripária ou zonas a jusante) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Os elementos estruturais considerados pela Diretiva Quadro da Água (Comissão Europeia, 2000) apenas permitem avaliar a integridade estrutural dos rios e ribeiros, dando assim uma imagem incompleta da integridade ecológica do ecossistema. Uma avaliação integrada da integridade ecológica de rios e ribeiros deve considerar igualmente elementos funcionais, que descrevem o fluxo de energia e de matéria dentro do ecossistema e entre este e os ecossistemas adjacentes.

Integridade ecológica	
Integridade estrutural	Integridade funcional
<p>Elementos biológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Fitobentos</li> <li>Macrófitos</li> <li>Invertebrados bentónicos</li> <li>Fauna piscícola</li> </ul> <p>Elementos hidromorfológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Regime hidrológico</li> <li>Continuidade fluvial</li> <li>Condições morfológicas</li> </ul> <p>Elementos físico-químicos</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Elementos gerais (temperatura, acidez, oxigénio, salinidade, nutrientes)</li> <li>Poluentes específicos</li> </ul>	<p>Processos ecológicos mediados pelas comunidades aquáticas</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Metabolismo fluvial</li> <li>Incorporação de nutrientes</li> <li>Produção primária</li> <li>Atividade enzimática</li> <li>Emergência de insetos</li> <li>Deriva de invertebrados</li> <li>Produção secundária</li> <li>Degradação de polímeros</li> <li>Desnitrificação</li> <li>Decomposição de matéria vegetal</li> </ul> <p>Outros processos ecológicos (e.g., regime térmico, regime hídrico, fluxo de sedimentos)</p>

A Diretiva Quadro da Água (DQA; Comissão Europeia, 2000), transposta para o direito nacional através da Lei da Água (Assembleia da República, 2005), reconhece de fato o estado ecológico como “a expressão da *qualidade estrutural e funcional* dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície” (DQA, artigo 2º; itálico nosso). No entanto, a mesma Diretiva considera apenas elementos estruturais na avaliação do estado ecológico de rios e ribeiros (Tabela 1), definindo o estado ecológico excelente como tendo “nenhumas (ou muito poucas) alterações antropogénicas dos valores dos *elementos de qualidade físico-químicos e hidromorfológicos* do tipo de massa de águas de superfície em relação aos normalmente associados a esse tipo em condições não perturbadas” e onde “os valores dos *elementos de qualidade biológica* do tipo de massa de águas de superfície refletem os normalmente associados a esse tipo em condições não perturbadas e não apresentam qualquer distorção, ou mostram apenas uma distorção muito ligeira” (DQA, quadro 1.2; itálico nosso) (Comissão Europeia, 2000).

Todavia, a estrutura e a função dum ecossistema nem sempre respondem de forma semelhante às alterações ambientais, pelo que considerar apenas elementos estruturais na avaliação da integridade ecológica de rios e ribeiros fornece uma imagem incompleta e potencialmente enganadora da sua integridade ecológica. Por exemplo, num exercício de biomonitorização de 83 locais nas bacias dos rios Adour e Garonne, sudoeste de França, verificou-se que apenas para 22 locais houve coincidência entre as classes de qualidade definidas com base em elementos estruturais (invertebrados bentónicos e diatomáceas) e as classes de qualidade definidas com base em elementos funcionais (decomposição de folhas senescentes de amieiro) (Brosed *et al.*, 2022). Em particular, as alterações ambientais podem levar a alterações nas taxas a que os processos ecossistémicos (*e.g.*, decomposição de matéria vegetal) decorrem sem que ocorram alterações significativas na composição das comunidades que os levam a cabo e conseqüentemente nas classes de qualidade que estas originam (Gulis *et al.*, 2006; Mckie & Malmqvist, 2009).

Tem, por isso, havido múltiplos apelos para a necessidade de se considerar também o funcionamento dos rios e ribeiros nos programas de biomonitorização (*e.g.*, Gessner & Chauvet, 2002; Bunn *et al.*, 2010; Palmer & Febria, 2012; Ferreira *et al.*, 2020; Verdonschot *et al.*, 2020).

## 2. INDICADORES FUNCIONAIS

Entre os inúmeros processos ecossistémicos que se poderiam considerar como indicadores da integridade funcional de rios e ribeiros, aqueles mediados pelas comunidades aquáticas são potencialmente mais sensíveis a alterações ambientais de origem antropogénica já que estas os podem afetar direta e indiretamente (*i.e.*, por via de alterações na atividade e na estrutura das comunidades aquáticas). Os processos ecossistémicos mediados pelas comunidades aquáticas incluem, por exemplo, o metabolismo fluvial, a produção primária, e as taxas de decomposição de matéria vegetal (von Schiller *et al.*, 2017; Tabela 1). No entanto, para que um processo ecossistémico possa ser usado como indicador da integridade funcional do ecossistema aquático deve cumprir alguns requisitos (à semelhança do que acontece para os indicadores de integridade estrutural) (Bonada *et al.*, 2006; Tabela 2).

Com base nestes critérios, a decomposição de matéria vegetal é um dos processos mais promissores como indicador da integridade funcional de rios e ribeiros (Bonada *et al.*, 2006). Adicionalmente, tem a vantagem de (i) integrar as condições ambientais ao longo do tempo, e através de múltiplos níveis tróficos e de múltiplos níveis de organização biológica, pelo que alterações num único nível podem ser refletidas em taxas de decomposição alteradas, (ii) ser parcialmente realizada por organismos que não são geralmente considerados na biomonitorização (*e.g.*, microrganismos heterotróficos), pelo que pode refletir alterações na estrutura e na atividade de comunidades aquáticas que não são detetadas nos programas de biomonitorização correntes, (iii) não depender da presença de *taxa* específicos, mas de grupos funcionais (*e.g.*, invertebrados detritívoros), o que permite comparações a larga escala espacial que não são complicadas pela biogeografia, e (iv) não requerer conhecimento taxonómico (Ferreira *et al.*, 2020; Tabela 2).

## 3. DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA VEGETAL

### 3.1 O processo

A decomposição de matéria vegetal é um processo fundamental no ciclo dos nutrientes em ribeiros, durante o qual os nutrientes são mineralizados (*i.e.*, convertidos nas suas formas inorgânicas) e incorporados nas teias alimentares (Marks, 2019). Este é um processo que se desenrola em três fases parcialmente sobrepostas: (i) lixiviação

**Tabela 2.** Requisitos que definem um bom indicador de integridade funcional de rios e ribeiros, e alguns requisitos adicionais cumpridos pelo processo ecossistémico da decomposição de matéria vegetal.

Requisitos de um bom indicador de integridade funcional	
Sustentação teórica	Aplicação prática
<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ ser suportado por conceitos de ecologia sólidos</li> <li>▶ apresentar uma resposta previsível às alterações ambientais</li> <li>▶ ter potencial para identificar alterações antropogénicas</li> <li>▶ ter potencial para distinguir entre tipos de alterações antropogénicas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ ter um baixo custo de implementação</li> <li>▶ basear-se em protocolos simples</li> <li>▶ ter potencial de utilização a larga escala</li> <li>▶ ter uma relação linear com o impacto antropogénico</li> </ul>
Requisitos adicionais cumpridos pela decomposição de matéria vegetal	
<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ integrar condições ambientais ao longo do tempo, e através de múltiplos níveis tróficos e de múltiplos níveis de organização biológica</li> <li>▶ ser parcialmente realizada por organismos que não são geralmente considerados na biomonitorização (e.g., microrganismos heterotróficos)</li> <li>▶ não depender da presença de <i>taxa</i> específicos, mas de grupos funcionais (e.g., invertebrados detritívoros)</li> <li>▶ não requerer conhecimento taxonómico</li> </ul>	

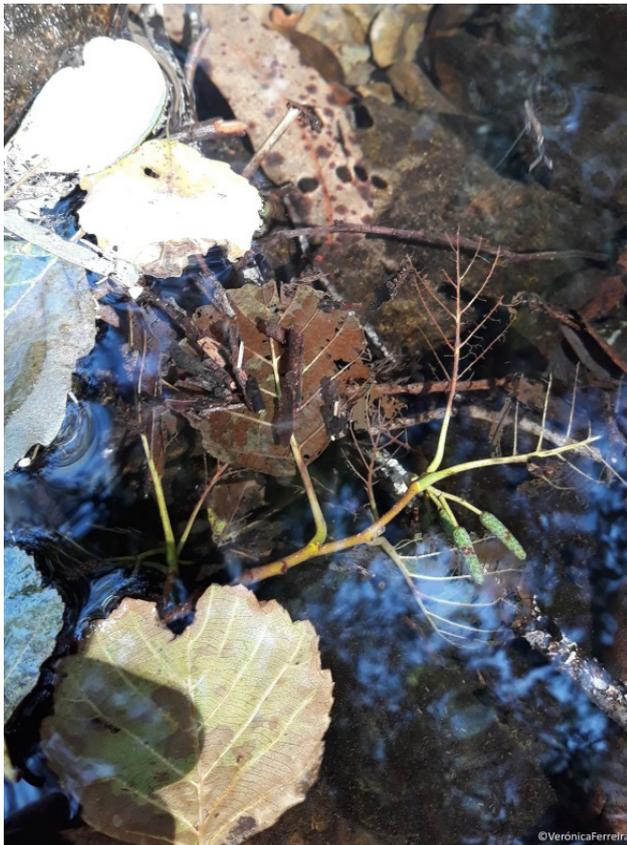
de compostos solúveis que se inicia logo após o contacto com a água e que é mais intensa nas primeiras 24 – 48 h, embora decorra ao longo de todo o processo, (ii) condicionamento (*i.e.*, colonização e degradação) pela comunidade microbiana (*e.g.*, fungos e bactérias), que se torna mais pronunciado após o período inicial de intensa lixiviação, e (iii) fragmentação, quer biológica por parte de invertebrados detritívoros, quer física por parte da corrente e de sedimentos em suspensão (Ferreira *et al.*, 2019).

A decomposição de matéria vegetal é controlada por fatores intrínsecos, nomeadamente as características dos próprios substratos. Por exemplo, substratos mais duros, pobres em nutrientes e ricos em compostos estruturais (*e.g.*, folhas recalcitrantes e substratos lenhosos) suportam uma atividade microbiana menos intensa e decompõem-se mais lentamente do que substratos mais moles, ricos em nutrientes e com baixas concentrações de compostos estruturais (*e.g.*, folhas palatáveis como as de amieiro) (Arroita *et al.*, 2012; Ferreira *et al.*, 2021); substratos ricos em compostos secundários como polifenóis e óleos essenciais (*e.g.*, folhas de eucalipto) são colonizados pela comunidade microbiana mais tardiamente do que substratos com menor concentração destes compostos (Canhoto & Graça, 1996); e substratos moles (*e.g.*, folhas de amieiro) são mais suscetíveis à fragmentação

biológica e física do que substratos mais resistentes (*e.g.*, folhas recalcitrantes ou substratos lenhosos).

A decomposição de matéria vegetal é também controlada pelas comunidades de microrganismos decompositores e de invertebrados detritívoros, que variam na sua composição e atividade. O condicionamento da matéria vegetal pelos microrganismos decompositores promove a mineralização de carbono (libertado como CO<sub>2</sub> durante a respiração), a maceração enzimática dos tecidos vegetais e a acumulação de biomassa microbiana rica em nutrientes (Hieber & Gessner, 2002; Cornut *et al.*, 2010). A perda de resistência foliar e o aumento da qualidade nutritiva da matéria vegetal promovida pelos microrganismos decompositores estimula a colonização da matéria vegetal pelos invertebrados detritívoros e a sua atividade (Hieber & Gessner, 2002; Gulis *et al.*, 2006) (Figura 1). O consumo de matéria vegetal pelos invertebrados detritívoros permite então a incorporação dos nutrientes e carbono de origem vegetal na teia alimentar aquática (Hieber & Gessner, 2002). A decomposição de matéria vegetal é, assim, mais rápida quando os invertebrados detritívoros são abundantes (Encalada *et al.*, 2010).

E finalmente, a decomposição de matéria vegetal é controlada pelas variáveis ambientais, que em grande medida definem as características das comunidades aquáticas. Por exemplo, a



**Figura 1.** Folhas de amieiro (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) a serem consumidas por invertebrados detritívoros (notar várias larvas de inseto com casulo – ordem Trichoptera – sobre a folha no centro da imagem). A decomposição de matéria vegetal permite a incorporação dos nutrientes de origem terrestre na teia alimentar aquática. ©Verónica Ferreira

decomposição de matéria vegetal é mais rápida em ribeiros com concentrações moderadas de nutrientes, que estimulam as atividades microbianas, do que em ribeiros oligotróficos (Gulis *et al.*, 2006). No entanto, em ribeiros em contextos de agricultura intensiva, onde as altas concentrações de nutrientes coocorrem com a presença de contaminantes (*e.g.*, pesticidas) ou com uma baixa concentração de oxigênio dissolvido devido à elevada atividade microbiana, a decomposição de matéria vegetal pode ser inibida (Woodward *et al.*, 2012). A composição da vegetação ripária também controla as comunidades aquáticas (*e.g.*, há frequentemente uma relação positiva entre a diversidade de ambas as comunidades; Ferreira *et al.*, 2016a), pelo que alterações à vegetação ripária, como a sua substituição por monoculturas, resultam frequentemente numa diminuição da diversidade e da abundância de invertebrados detritívoros (Larrañaga *et al.*, 2009) e, conseqüentemente, numa diminuição da velocidade a que a decomposição

de matéria vegetal ocorre (Ferreira *et al.*, 2016b). Também variações na velocidade da corrente podem afetar a decomposição de matéria vegetal, sendo esta mais rápida onde a velocidade é mais elevada em resultado da maior abrasão física (até por sedimentos em transporte) e da estimulação da atividade microbiana (Heard *et al.*, 1999; Ferreira *et al.*, 2006; Bastias *et al.*, 2020). A decomposição de matéria vegetal é geralmente mais rápida nas estações do ano mais quentes (primavera/verão) do que nas mais frias (outono/inverno), em parte devido à estimulação das atividades microbianas e do consumo pelos invertebrados detritívoros pelo aumento da temperatura e em parte porque os insetos detritívoros estão nas fases de desenvolvimento mais avançadas (logo têm maior biomassa) (Graça *et al.*, 2001; Ferreira *et al.*, 2006).

### 3.2 O método

O método frequentemente usado para o estudo da decomposição de matéria vegetal em ribeiros é o dos sacos de rede (Figura 2). Uma quantidade conhecida de matéria vegetal (geralmente folhas) é colocada em sacos de rede, e estes são incubados nos ribeiros por um tempo definido após o qual são recolhidos e a massa remanescente da matéria vegetal é determinada (Figura 2). O substrato (*e.g.*, diferentes espécies de folhas, folhas ou madeira, folhas verdes ou folhas senescentes) a usar depende dos objetivos do estudo e deve ter em conta as alterações ambientais que mais provavelmente estão a afetar os ribeiros. Por exemplo, folhada com baixa concentração de nutrientes e alta concentração de carbono de boa qualidade (*e.g.*, folhas senescentes de carvalho), onde a atividade microbiana é limitada pela disponibilidade de nutrientes mas não de carbono, é especialmente sensível ao enriquecimento em nutrientes (Jabiol *et al.*, 2019); folhada macia e rica em nutrientes (*e.g.*, folhas senescentes de amieiro), e por isso atrativa para os invertebrados detritívoros, é especialmente sensível a alterações ambientais que afetem as comunidades de macroinvertebrados (Ferreira *et al.*, 2015); folhada macia, e por isso sensível à fragmentação física, é afetada por alterações hidromorfológicas; e folhada mais resistente (*e.g.*, folhas senescentes de carvalho) deve ser considerada quando as variações hidromorfológicas são naturais e podem atuar como fator de confusão mascarando o efeito de alterações ambientais.

Outra consideração importante diz respeito à malha a usar nos sacos de rede já que esta vai determinar que comunidades podem participar no processo da decomposição de matéria vegetal. Sacos de rede com malha fina (geralmente com 0,5 mm de abertura)



**Figura 2.** Metodologia para o estudo da decomposição de matéria vegetal com recurso a sacos de rede. Folhas senescentes previamente secas ao ar (folhada; A) são pesadas (B), etiquetadas (C) e colocadas em sacos de rede (D). Os sacos de rede são incubados nos ribeiros (E) para permitir a decomposição da matéria vegetal. Após algum tempo, os sacos de rede são recolhidos, colocados em sacos de plástico e transportados em mala térmica (F) para o laboratório. No laboratório, a matéria vegetal remanescente é lavada sobre um crivo com 0,5 mm de malha para reter pequenos fragmentos vegetais (G). A matéria vegetal é depois colocada em caixas de alumínio pré-pesadas, seca numa estufa (H) e pesada (I) para determinação da massa seca remanescente. A massa seca é queimada num forno (J) e as cinzas são pesadas (K). A massa seca livre de cinzas remanescente resulta da diferença entre a massa seca (I) e a massa das cinzas (K). ©Verónica Ferreira

impedem a entrada de macroinvertebrados e garantem que a decomposição de matéria vegetal é essencialmente realizada pelos microrganismos decompositores, enquanto sacos de rede com malha grossa (geralmente com 5 ou 10 mm de abertura) permitem a entrada de macroinvertebrados e possibilitam que a decomposição seja realizada pela ação conjunta de microrganismos decompositores e macroinvertebrados detritívoros (Hieber & Gessner, 2002; Gulis *et al.*, 2006). A decomposição de matéria vegetal em sacos de rede de malha grossa é, assim, sensível a alterações nas comunidades e nas atividades de microrganismos decompositores e de macroinvertebrados detritívoros resultantes de alterações ambientais. A decomposição de matéria vegetal em sacos de malha grossa é também

especialmente sensível a fragmentação causada por fatores abióticos (*e.g.*, velocidade da corrente, quantidade de sedimentos em suspensão), o que pode ser explorado se os ribeiros a avaliar tiverem sido alvo de alterações hidromorfológicas (*e.g.*, em resultado de canalização ou represamento); no entanto, se os ribeiros a avaliar diferirem naturalmente nas condições hidromorfológicas (*e.g.*, apresentarem diferentes regimes de velocidade de corrente), então os sacos de malha grossa devem ser evitados.

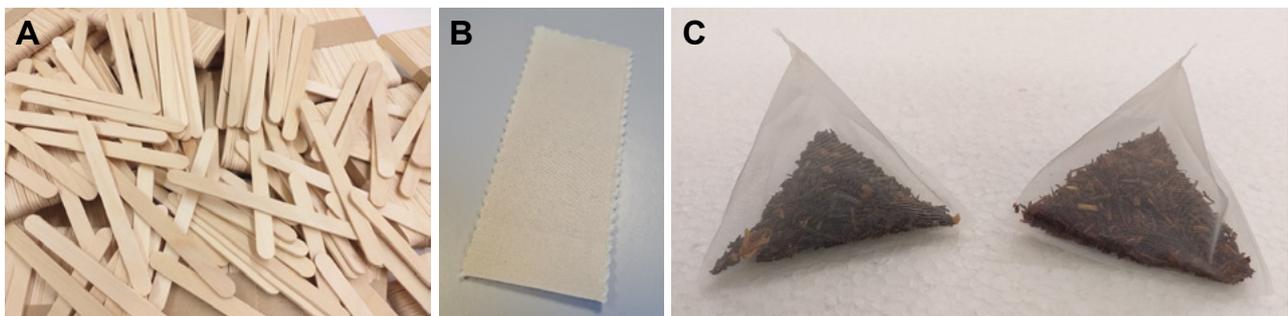
A utilização da decomposição de matéria vegetal como indicador da qualidade funcional de rios e ribeiros a larga escala requer a recolha de grandes quantidades de folhas, o que pode não ser prático. Por um lado, a recolha de grande quantidade de

folhas (especialmente se senescentes durante o período de queda outonal) pode ser demorada e dispendiosa (e.g., deslocamentos e recursos humanos) (Arroita *et al.*, 2012). Por outro lado, caso a recolha de folhas de uma espécie tenha que ocorrer em vários locais há que ter em conta a variação intra-específica nas características das folhas, que resulta, por exemplo, das diferentes condições climáticas e edáficas a que as plantas estão expostas (Lecerf & Chauvet, 2008), e que pode interagir com as alterações nas condições ambientais dos rios e ribeiros que se pretendem avaliar.

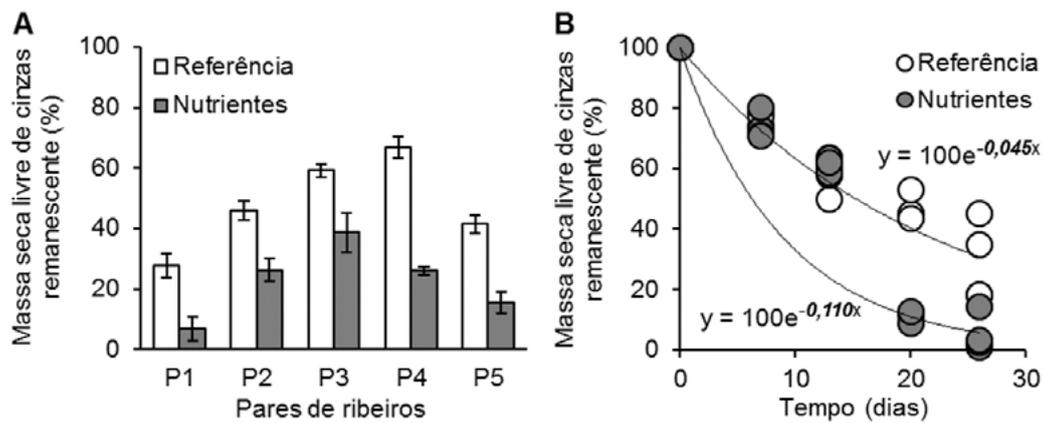
Em alternativa às folhas podem ser considerados os substratos comerciais standardizados, que são de relativa fácil obtenção e manuseio e têm características relativamente homogêneas (Ferreira *et al.*, 2021). Têm sido feitas várias propostas de substratos standardizados, entre os quais as tiras de madeira (e.g., pauzinhos de gelado, depressores de língua, palitos) que simulam os substratos lenhosos que naturalmente se encontram nos ribeiros (Arroita *et al.*, 2012); as tiras de algodão, que não sendo um substrato que se encontre naturalmente nos ribeiros, permitem avaliar o potencial de decomposição microbiano da celulose que é o composto orgânico mais abundante na Terra (Tiegs *et al.*, 2013); e os saquinhos de chá, que contêm fragmentos de folhas (Ferreira *et al.*, 2021) (Figura 3). No entanto, estes substratos permitem avaliar essencialmente a decomposição mediada pelos decompositores microbianos (a baixa qualidade nutricional das tiras de madeira e de algodão e a elevada dureza das tiras de madeira tornam estes substratos pouco atrativos para os invertebrados detritívoros; os saquinhos de chá têm uma malha com 0,25 mm que impede a entrada de macroinvertebrados), e têm assim utilidade limitada em situações onde é esperada que a alteração ambiental afete principalmente a comunidade de macroinvertebrados.

A decomposição de matéria vegetal pode ser expressa em termos da fração de massa remanescente (= massa remanescente / massa inicial) ou de massa perdida (= 1 - (massa remanescente / massa inicial)); a multiplicação da fração por 100 permite obter a percentagem de massa remanescente ou de massa perdida, respetivamente. A fração ou percentagem de massa remanescente ou perdida são úteis para comparar a decomposição de matéria vegetal entre ribeiros apenas se a duração da incubação for a mesma (Figura 4A). Caso a duração da incubação difira entre ribeiros, então a decomposição de matéria vegetal tem que ser expressa em termos de taxa de decomposição ( $k$ ), que é frequentemente obtida por aplicação do modelo exponencial negativo à fração ou percentagem de massa remanescente; o cálculo da taxa de decomposição é mais preciso quando são consideradas múltiplas datas de amostragem (Figura 4B).

O método da decomposição de matéria vegetal tem, no entanto, algumas limitações. O método pode ser trabalhoso já que há a necessidade de (i) visitar os rios pelo menos duas vezes (para incubação e recolha das amostras) e (ii) preparar um grande número de amostras (eventualmente com recolha de grandes quantidades de folhas e confeção de um grande número de sacos de rede). Há o risco de as amostras serem perdidas devido a cheias ou vandalizadas durante o período de incubação. As taxas de decomposição podem apresentar respostas ambíguas como quando taxas de decomposição baixas ocorrem em rios de referência e em rios afetados por agricultura intensiva (i.e., onde o enriquecimento em nutrientes é acompanhado por altas concentrações de pesticidas) (Woodward *et al.*, 2012). Finalmente, diferenças naturais na temperatura da água entre rios podem mascarar potenciais diferenças



**Figura 3.** Substratos comerciais standardizados: (A) tiras de madeira (e.g., pauzinhos de gelado, *Populus x canadensis* Moench), (B) tiras de algodão (Swissatest Product no. 222, Empa), e (C) chá verde (*Camellia sinensis* (L.) Kuntze, EAN 8722700055525; esquerda) e chá rooibos (*Aspalathus linearis* (Burm.f.) R. Dahlgren, EAN 8722700188438; direita) em saquinhos de nylon com 0,25 mm de malha (Lipton). ©Verónica Ferreira (A, C), Michael Danger (B)



**Figura 4.** Decomposição de folhada em ribeiros. (A) Decomposição de folhas senescentes de carvalho-robe (*Quercus robur* L.) colocadas em sacos de rede de malha grossa (10 mm de malha), que permitem o acesso dos macroinvertebrados, e incubados em 5 ribeiros de referência e 5 ribeiros enriquecidos em nutrientes na zona centro de Portugal, no outono/inverno de 2002, com uma única data de recolha após cerca de 1,5 meses – dados expressos em percentagem de massa seca livre de cinzas remanescente (média de 5–9 sacos; as barras verticais indicam a variação dos valores entre sacos (erro padrão)); notar que há menor quantidade de massa remanescente nos ribeiros enriquecidos em nutrientes em resultado de uma decomposição mais acelerada. (B) Decomposição de folhas senescentes de amieiro (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) colocadas em sacos de rede de malha grossa (10 mm de malha) e incubados num ribeiro de referência e num ribeiro enriquecido em nutrientes na zona centro de Portugal, no outono/inverno de 2002, com recolhas ao longo de 26 dias – é apresentada a percentagem de massa seca livre de cinzas remanescente para cada saco e data de amostragem o que permite a aplicação do modelo exponencial negativo:  $y = 100 * e^{-kx}$ , onde  $k$  é a taxa de decomposição; notar que a taxa de decomposição é mais alta no ribeiro enriquecido em nutrientes ( $k = 0,110$ , /dia) do que no ribeiro de referência ( $k = 0,045$ , /dia). Dados originais: Gulis *et al.* (2006).

nas taxas de decomposição devido a alterações noutros fatores ambientais. No entanto, quando a temperatura difere entre rios a comparar, a taxa de decomposição deve ser expressa em termos de graus-dia (que ‘anula’ os efeitos devido a diferenças na temperatura e permite realçar efeitos devido a outras diferenças ambientais entre rios), para o que é necessário conhecer a temperatura da água durante o período de incubação da matéria vegetal (e.g., pelo uso de “dataloggers”).

#### 4. DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA VEGETAL COMO INDICADOR DA INTEGRIDADE FUNCIONAL

Têm sido propostas várias abordagens para a utilização da decomposição de matéria vegetal como indicador da integridade funcional de ribeiros. Uma abordagem simples, que considera 3 classes de qualidade, foi proposta por Gessner & Chauvet (2002) e implica a utilização de **rácios entre taxas de decomposição ( $k$ ) de folhada de amieiro incubada em condições distintas**. Embora esta abordagem tenha sido desenvolvida usando folhada de amieiro (Gessner & Chauvet, 2002), pode ser facilmente aplicada usando folhada

de outras espécies (Gulis *et al.*, 2006; Castela *et al.*, 2008).

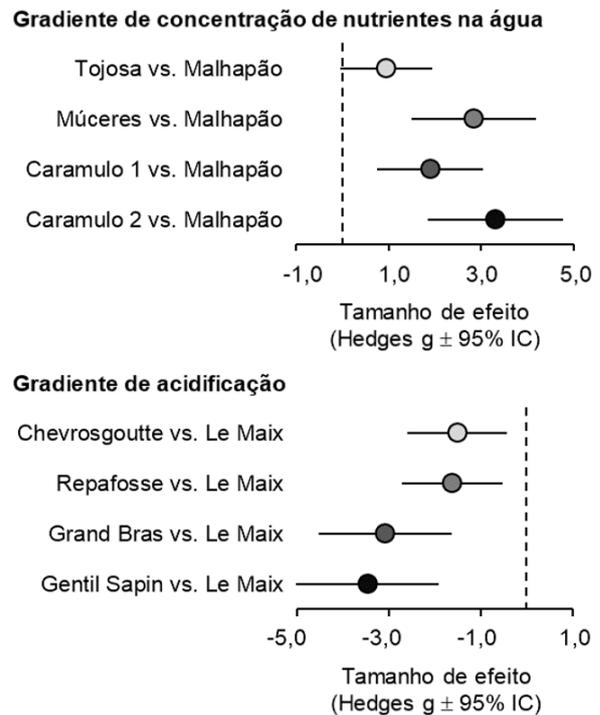
O rácio entre a taxa de decomposição de folhada num ribeiro de condição desconhecida ( $k_{desc}$ ) e a taxa de decomposição de folhada num ribeiro de referência ( $k_{ref}$ ):  $k_{desc} / k_{ref}$ , dá indicação do desvio no funcionamento do ribeiro de condição desconhecida em relação ao ribeiro de referência. Um rácio em torno de 1 (0,75 – 1,33) indica a não evidência de impacto no funcionamento do ribeiro de condição desconhecida, um rácio moderadamente diferente de 1 (0,5 – 0,75 ou 1,33 – 2,0) sugere que o ribeiro de condição desconhecida tem o seu funcionamento impactado, e um rácio muito diferente de 1 (< 0,5 ou > 2,0) indica que o funcionamento do ribeiro de condição desconhecida está severamente comprometido (Gessner & Chauvet, 2002).

O rácio entre a taxa de decomposição de folhada em sacos de malha grossa ( $k_{MG}$ ), onde a decomposição é realizada pelas ações conjuntas de macroinvertebrados e de microrganismos decompositores, e a taxa de decomposição de folhada em sacos de malha fina ( $k_{MF}$ ), onde a decomposição é essencialmente microbiana, num ribeiro de condição desconhecida:  $k_{MG} / k_{MF}$ , pode também ser bastante

útil já que a alteração ambiental pode modificar as contribuições relativas de macroinvertebrados e de microrganismos para a decomposição de folhada. Em ribeiros onde é esperada uma comunidade de invertebrados detritívoros abundante, a decomposição de folhada deverá ser mais acelerada em sacos de malha grossa do que em sacos de malha fina e por isso um rácio de 1,2 – 1,5 indica que não há evidência de impacto no funcionamento do ribeiro de condição desconhecida, um rácio < 1,2 ou de 1,5 – 2,0 sugere que o ribeiro de condição desconhecida tem o seu funcionamento impactado, e um rácio > 2,0 indica que o funcionamento do ribeiro de condição desconhecida está severamente comprometido (Gessner & Chauvet, 2002). Este rácio não é útil em ribeiros onde a abundância de invertebrados detritívoros é naturalmente baixa (e.g., ribeiros insulares), e onde a decomposição de folhada é essencialmente microbiana, o que resulta em taxas de decomposição naturalmente semelhantes em sacos de malha fina e de malha grossa (Ferreira *et al.*, 2016c). Outra abordagem para a utilização da decomposição de matéria vegetal como bioindicador da integridade funcional de ribeiros consiste na estimativa de **tamanhos de efeito**, que indicam a magnitude do efeito de uma alteração ambiental na taxa de decomposição pelo contraste entre a taxa de decomposição num ribeiro de condição desconhecida e num ribeiro de referência. O tamanho de efeito pode ser baseado no rácio (“response ratio”, R) da taxa de decomposição de matéria vegetal entre tipos de ribeiro (*i.e.*, de condição desconhecida e de referência), e o funcionamento no ribeiro de condição desconhecida está comprometido se o rácio for significativamente diferente de 1 (*i.e.*, se o intervalo de confiança de 95% associado ao tamanho de efeito não incluir o valor 1) (Ferreira & Guérol, 2017). O tamanho de efeito também pode ser baseado na diferença estandardizada (“Hedges g”) da taxa de decomposição de matéria vegetal entre tipos de ribeiro e neste caso o funcionamento está comprometido se a diferença for significativamente diferente de 0 (*i.e.*, se o intervalo de confiança de 95% associado ao tamanho de efeito não incluir o valor 0) (Ferreira *et al.*, 2021; Figura 5).

Esta abordagem de base estatística considera a variação nas taxas de decomposição dentro de cada ribeiro (*i.e.*, de condição desconhecida e de referência) quando faz o contraste entre tipos de ribeiros, *i.e.*, tem em conta a variação dentro de cada ribeiro assim como entre ribeiros na estimativa do tamanho de efeito. Sendo uma abordagem de base estatística, é sensível ao número de amostras de matéria vegetal utilizadas e um número reduzido de amostras pode não permitir detetar um efeito que possa de fato existir, especialmente em casos em que o efeito é

fraco. Nos casos em que foi aplicada, esta abordagem não considerou classes de qualidade (apenas desvios em relação à situação de referência; Ferreira & Guérol, 2017; Ferreira *et al.*, 2021), mas estas podem vir a ser definidas e integradas no método.

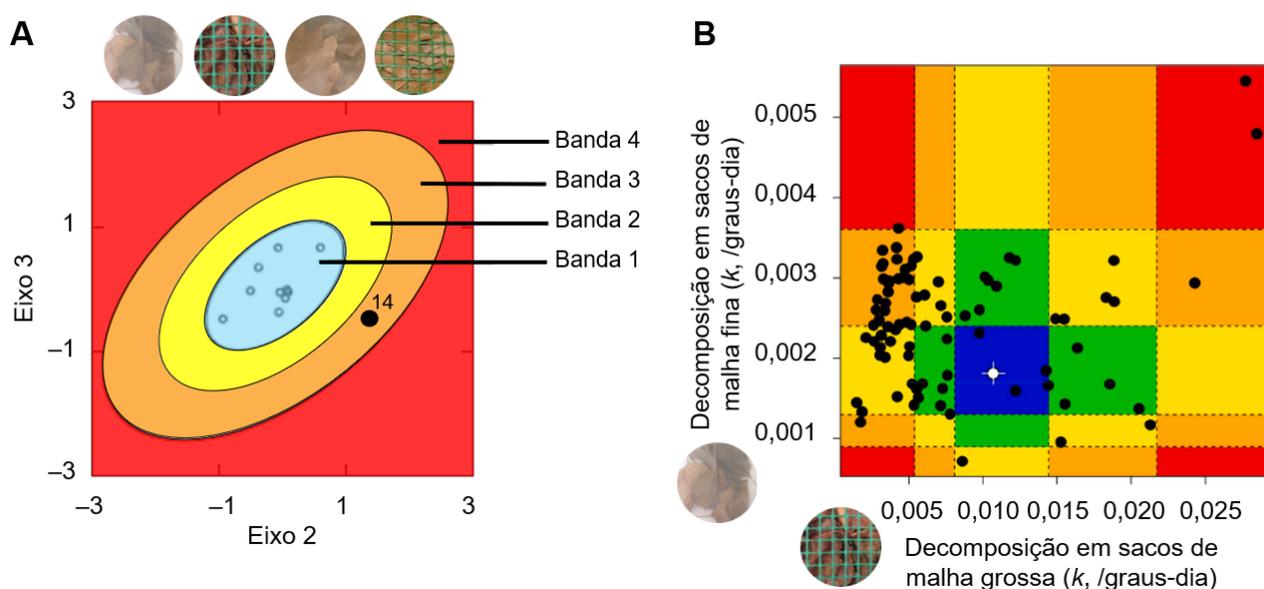


**Figura 5.** Representação do uso do tamanho de efeito (diferença estandardizada Hedges g) para avaliação da magnitude da alteração induzida na taxa de decomposição de tiras de madeira (depressores de língua de bétula, *Betula* sp.) em ribeiros afetados por enriquecimento em nutrientes em relação ao ribeiro de referência (Malhapão), centro de Portugal, e em ribeiros afetados por acidificação em relação ao ribeiro de referência (Le Maix), nordeste de França. As cores dos símbolos indicam a intensidade da alteração ambiental (cinza claro: enriquecimento em nutrientes ou acidificação ligeiros – preto: enriquecimento em nutrientes ou acidificação fortes). A linha vertical tracejada (Hedges g = 0) indica ausência de efeito (*i.e.*, taxa de decomposição semelhante entre o ribeiro afetado e o ribeiro de referência). Um ribeiro afectado pela alteração ambiental tem o seu funcionamento significativamente diferente do funcionamento do ribeiro de referência se o intervalo de confiança (IC, linha horizontal) de 95% não incluir o valor 0. Valores Hedges g > 0 indicam uma estimulação e valores Hedges g < 0 indicam uma inibição da taxa de decomposição no ribeiro afectado em relação ao ribeiro de referência; notar que o enriquecimento em nutrientes estimula as taxas de decomposição e a acidificação (*i.e.*, diminuição do pH) inibe as taxas de decomposição (adaptado de Ferreira *et al.* (2021), com permissão da Elsevier, onde foram testados 8 substratos ao longo de dois gradientes de alteração ambiental).

Uma terceira abordagem usa **modelos preditivos** baseados na condição de referência e considera 4 classes de qualidade (Feio *et al.*, 2010). Neste caso, os ribeiros são agrupados por tipologias com base nas características ambientais, e as taxas de decomposição (*e.g.*, de folhada de amieiro e de carvalho em sacos de malha grossa e de malha fina) nos ribeiros de condição desconhecida são comparadas com as taxas de decomposição nos ribeiros de referência dentro da mesma tipologia. Numa representação gráfica bidimensional, o modelo preditivo (*e.g.*, BEAST) posiciona então cada ribeiro de condição desconhecida em relação aos ribeiros de referência (agrupados numa nuvem ao centro), em bandas elípticas que indicam o grau de diferença em relação à condição de referência: banda 1, condição equivalente à de referência; banda 2, condição potencialmente diferente da de referência; banda 3, condição diferente da de referência; banda 4, condição muito diferente da de referência (Feio *et al.*, 2010; Figura 6a). Esta é

uma abordagem analiticamente exigente mas que tem em conta as condições de referência para cada tipologia de ribeiros, o que vai de encontro à filosofia da DQA para avaliação da integridade ecológica das linhas de água (Comissão Europeia, 2000).

Uma última abordagem combina as taxas de decomposição de folhada de amieiro em sacos de malha grossa e de malha fina incubados em condições de referência (podem ser usados dados da literatura) para criar uma **grelha** com dois eixos (eixo x: taxa de decomposição em sacos de malha grossa; eixo y: taxa de decomposição em sacos de malha fina) onde são estabelecidas 25 áreas correspondentes a 5 classes de qualidade: má (vermelha), pobre (laranja), moderada (amarela), boa (verde) e alta (azul), com base nos desvios das taxas de decomposição em ambos os tipos de saco em relação aos valores de referência (Brosed *et al.*, 2022; Figura 6B). Os desvios das taxas de decomposição baseiam-se na proposta de Gessner & Chauvet (2002) que considera que desvios até



**Figura 6.** Abordagens para a utilização da decomposição de matéria vegetal como ferramenta de biomonitorização da integridade funcional de ribeiros. (A) Representação do uso das bandas elípticas do modelo preditivo BEAST (banda 1: equivalente à condição de referência; banda 2: potencialmente diferente da condição de referência; banda 3: diferente da condição de referência; banda 4: muito diferente da condição de referência), baseado nas taxas de decomposição de folhada de amieiro (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) e de carvalho (*Quercus robur* L.) em sacos de malha grossa e de malha fina, para avaliação da condição do ribeiro #14; como este está localizado na banda 3 pode ser considerado diferente da condição de referência para a mesma tipologia de ribeiros com base em características ambientais (adaptado de Feio *et al.* (2010), com permissão de John Wiley & Sons). (B) Representação do uso da grelha baseada nas taxas de decomposição de folhada de amieiro (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) em sacos de malha grossa e de malha fina para avaliação da integridade funcional dos ribeiros. Os pontos pretos indicam ribeiros de condição desconhecida distribuídos nas bacias hidrográficas dos rios Adour e Garonne, sudoeste de França, e o ponto branco indica o ribeiro de referência usado para estabelecer os limites das classes de qualidade considerando as variações propostas por Gessner & Chauvet (2002) para identificar que não há evidência de impacto no funcionamento, que o funcionamento está impactado ou que o funcionamento está severamente comprometido (ver texto). Classes de qualidade compatíveis com a proposta da Diretiva Quadro da Água:

■ Alta, ■ Boa, ■ Moderada, ■ Pobre, ■ Má (adaptado de Brosed *et al.* (2022), com permissão dos autores).

– 25% e + 33% indicam que não há evidência de impacto no funcionamento, desvios de – 25% a – 50% ou de + 33% a + 100% indicam funcionamento impactado e desvios superiores a – 50% ou + 100% indicam funcionamento severamente comprometido (ver acima). A posição dos ribeiros de condição desconhecida na grelha em função das taxas de decomposição em sacos de malha grossa e de malha fina vai então definir a sua classe de qualidade funcional (Brosed *et al.*, 2022; Figura 6B). Esta abordagem não exige cálculos adicionais para além da determinação das taxas de decomposição (Figura 4B) e as 5 classes de qualidade consideradas vão de encontro às 5 classes de qualidade propostas no âmbito da DQA (Comissão Europeia, 2000).

Uma revisão recente da literatura identificou 75 estudos científicos que entre 2000 e 2020 usaram a decomposição de matéria vegetal como bioindicador da integridade funcional de rios e ribeiros, tendo esta ferramenta sido eficaz a identificar alterações ambientais em 76% dos estudos (Ferreira *et al.*, 2020). A maioria dos casos em que a eficácia da ferramenta não foi clara ou em que esta foi ineficaz a detetar alterações ambientais deveu-se a aspetos metodológicos com potencial para serem revistos, como o número de amostras ou a duração da incubação (Ferreira *et al.*, 2020).

A incorporação de processos ecossistémicos em programas de biomonitorização com vista à avaliação da integridade funcional de rios e ribeiros, a par da avaliação da integridade estrutural, é ainda incipiente (Ferreira *et al.*, 2020). No entanto, este é o passo necessário para garantir uma monitorização integrada da condição ecológica de rios e ribeiros. Neste momento, existe um conhecimento técnico e científico robusto sobre o processo de decomposição de matéria vegetal, mas há ainda que estandardizar metodologias e definir condições de referência e classes de qualidade para que seja possível a sua integração em programas de biomonitorização a larga escala. Estes passos só são possíveis com o envolvimento das instituições responsáveis pela implementação dos programas de biomonitorização já que há a necessidade de, por exemplo, testar as metodologias a larga escala, preferencialmente usando a rede de locais a monitorizar oficialmente no âmbito da DQA. Este é o caminho que já se está a trilhar em França, onde a utilização da decomposição de matéria vegetal como indicador da integridade funcional de rios e ribeiros está a ser testada a larga escala com a colaboração da agência nacional para a água e ecossistemas aquáticos e dos seus técnicos (Colas *et al.*, 2017; Brosed *et al.*, 2022).

## 5. CONCLUSÃO

A decomposição de matéria vegetal é um processo funcional ecossistémico que permite uma deteção eficaz de alterações ambientais causadas por atividades antropogénicas e, portanto, tem grande potencial para ser usada como indicador da integridade funcional de rios e ribeiros. O conceito tem bases científicas sólidas e a metodologia está bem estandardizada. No entanto, para ser possível avançar no sentido da utilização de um indicador baseado na decomposição de matéria vegetal em programas de biomonitorização será necessário o envolvimento das instituições com responsabilidade na implementação destes programas. A integração de um indicador da integridade funcional de rios e ribeiros nos programas de biomonitorização permitirá uma avaliação integrada da condição ecológica destes ecossistemas aquáticos, em linha com a definição de estado ecológico proposta pela DQA (ver acima). Entretanto, a decomposição de matéria vegetal pode ser usada a escalas menores para avaliar os efeitos das atividades de restauro ou os efeitos de alterações ou de fontes de poluição pontuais no funcionamento de rios e ribeiros procedendo à comparação dos locais afetados e locais não afetados pela alteração ambiental.

## 6. AGRADECIMENTOS

Os autores receberam o apoio da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) através dos projetos UIDP/04292/2020 e UIDB/04292/2020 concedidos ao MARE, do projeto LA/P/0069/2020 concedido ao Laboratório Associado ARNET e do contrato CEECIND/02484/2018 concedido a Verónica Ferreira. Os autores agradecem também a Michael Danger (Université de Lorraine, França) pela cedência da Figura 3B, à editora Elsevier pela permissão para reproduzir a Figura 5, à editora John Wiley & Sons pela permissão para reproduzir a Figura 6A e a Jérémy Jabiol (HYFE – Hydrobiologie et Fonctionnement des Ecosystèmes, França) pela permissão para reproduzir a Figura 6B. Os autores agradecem igualmente os comentários dos revisores sobre uma versão anterior do manuscrito.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Arroita, M., Aristi, I., Flores, L., Larrañaga, A., Díez, J., Mora, J., Romaní, A.M. & Elozegi, A. (2012): The use of wooden sticks to assess stream ecosystem functioning: Comparison with leaf breakdown rates. *Science of the Total Environment*, 440, 115–122.

- Assembleia da República (2005): Lei nº 58/2005 de 29 de dezembro de 2005. *Diário da República de 29 dezembro de 2005*, 249, 7280–7310.
- Bastias, E., Bolivar, M., Ribot, M., Peipoch, M., Thomas, S.A., Sabater, F. & Martí, E. (2020): Spatial heterogeneity in water velocity drives leaf litter dynamics in streams. *Freshwater Biology*, 65, 435–445.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. (2006): Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523.
- Brosed, M., Jabiol, J., Chauvet, E. (2022): Towards a functional assessment of stream integrity: A first large-scale application using leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 143, 109403.
- Bunn, S.E., Abal, E.G., Smith, M.J., Choy, S.C., Fellows, C.S., Harch, B.D., Kennard, M.J. & Sheldon, F. (2010): Integration of science and monitoring of river ecosystem health to guide investments in catchment protection and rehabilitation. *Freshwater Biology*, 55, 223–240.
- Canhoto, C. & Graça, M.A.S. (1996): Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*, 333, 79–85.
- Castela, J., Ferreira, V. & Graça, M.A.S. (2008): Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 15, 440–449.
- Colas, F., Baudoin, J.M., Gob, F., Tamisier, V., Valette, L., Kreutzenberger, K., Lambrigot, D. & Chauvet, E. (2017): Scale dependency in the hydromorphological control of a stream ecosystem functioning. *Water Resources*, 115, 60–73.
- Comissão Europeia (2000): Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *Jornal Oficial Comunidades Europeias de 22 dezembro de 2000*, 327, 1–72.
- Cornut, J., Elger, A., Lambrigot, D., Marmonier, P. & Chauvet, E. (2010): Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology*, 55, 2541–2556.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C. M. & Graça, M.A.S. (2010): Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55, 1719–1733.
- Feio, M.J., Alves, T., Boavida, M., Medeiros, A. & Graça, M.A.S. (2010): Functional indicators of stream health: A river-basin approach. *Freshwater Biology*, 55, 1050–1065.
- Feio, M.J., Hughes, R.M., Serra, S.R., Nichols, S.J., Kefford, B.J., Lintermans, M., Robinson, W., Odume, O.N., Calisto, M., Macedo, D.R., Harding, J.S., Yates, A.G., Monk, W., Nakamura, K., Mori, T., Sueyoshi, M., Mercado-Silva, N., Chen, K., Baek, M.J., Bae, Y.J., Tachamo-Shah, R.D., Shah, D.N., Campbell, I., Moya, N., Arimoro, F.O., Keke, U.N., Martins, R.T., Alves, C.B.M., Pompeu, P.S. & Sharma, S. (2023): Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers. *Global Change Biology*, 9, 355–374.
- Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., LeRoy, C.J., Masese, F.O. & Moretti, M. (2023): Ecosystem services provided by small streams – An overview. *Hydrobiologia*, 850, 2501–2535.
- Ferreira, V., Canhoto, C., Pascoal, C. & Graça, M.A.S. (2019): Capítulo 12. Processos ecológicos e serviços. In: Feio M.J. & Ferreira V. (2019): *Rios de Portugal. Comunidades, Processos e alterações*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, 281–312.
- Ferreira, V., Castela, J., Rosa, P., Tonin, A.M., Boyero, L. & Graça, M.A.S. (2016a): Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquatic Ecology*, 50, 711–725.
- Ferreira, V., Elosegi, A., Tiegs, S., von Schiller, D. & Young, R. (2020): Organic-matter decomposition and ecosystem metabolism as tools to assess the functional integrity of streams and rivers – a systematic review. *Water*, 12, 3523.
- Ferreira, V., Graça, M. A. S., de Lima, J. L. M. P. & Gomes, R. (2006): Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Archiv für Hydrobiologie*, 165, 493–513.
- Ferreira, V. & Guérol, F. (2017): Leaf litter decomposition as a bioassessment tool of acidification effects in streams: Evidence from a field study and meta-analysis. *Ecological Indicators*, 79, 382–390.
- Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J. & Graça, M.A.S. (2016b): A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *Forest Ecology and Management*, 364, 27–38.

- Ferreira, V., Larrañaga, A., Gulis, V., Basaguren, A., Elosegí, A., Graça, M.A.S., & Pozo, J. (2015): The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management*, 335, 129–138.
- Ferreira, V., Raposeiro, P.M., Pereira, A., Cruz, A.M., Costa, A.C., Graça, M.A.S. & Gonçalves, V. (2016c): Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwater Biology*, 61, 783–799.
- Ferreira, V., Silva, J., Cornut, J., Sobral, O., Bachelet, Q., Bouquerel, J. & Danger, M. (2021): Organic-matter decomposition as a bioassessment tool of stream functioning: A comparison of eight decomposition-based indicators exposed to different environmental changes. *Environmental Pollution*, 290, 118111.
- Gessner, M.O. & Chauvet, E. (2002): A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498–510.
- Graça, M.A.S., Ferreira, R.C.F., & Coimbra, C.N. (2001): Litter processing along a stream gradient: The role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society*, 2, 408–420.
- Gulis, V., Ferreira, V. & Graça, M.A.S. (2006): Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: Implications for stream assessment. *Freshwater Biology*, 51, 1655–1669.
- Heard, S.B., Schultz, G.A., Ogden, C. B. & Griesel, T.C. (1999): Mechanical abrasion and organic matter processing in an Iowa stream. *Hydrobiologia*, 400, 179–186.
- Hieber, M. & Gessner, M.O. (2002): Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83, 1026–1038.
- Jabiol, J., Lecerf, A., Lamothe, S., Gessner, M.O. & Chauvet, E. (2019): Litter quality modulates effects of dissolved nitrogen on leaf decomposition by stream microbial communities. *Microbial Ecology*, 77, 959–966.
- Larrañaga, A., Basaguren, A., Elosegí, A. & Pozo, J. (2009): Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on Atlantic streams: Changes in invertebrate density and shredder traits. *Fundamental and Applied Limnology*, 175, 151.
- Lecerf, A. & Chauvet, E. (2008): Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic and Applied Ecology*, 9, 598–605.
- Marks, J.C. (2019): Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50, 547–568.
- McKie, B.G. & Malmqvist, B. (2009): Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: Increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology*, 54, 2086–2100.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Palmer, M.A. & Febria, C.M. (2012): The heartbeat of ecosystems. *Science*, 336, 1393–1394.
- Tiegs, S.D., Clapcott, J.E., Griffiths, N.A. & Boulton, A.J. (2013): A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological Indicators*, 32, 131–139.
- Verdonschot, P.F.M., van der Lee, G.H. & Verdonschot, R.C.M. (2020): Integrating measures of ecosystem structure and function to improve assessments of stream integrity. *Freshwater Sciences*, 39, 601–604.
- Shiklomanov, I. (2013): World fresh water resources. In: Gleick, P.H. (1993): *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford University Press, New York, Oxford, 13–24.
- von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larrañaga, A., Majone, B., Martínez, A., Monroy, S., Muñoz, I., Paunovic, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., Rodríguez-Mozaz, S., Rivas, D., Sabater, S., Sabater, F., Skoulikidis, N., Solagaistua, L., Vardakas, L. & Elosegí, A. (2017): River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Science of the Total Environment*, 596, 465–480.
- Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Elosegí, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.-M. & Chauvet, E. (2012): Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336, 1438–1440.



# Overtopping at Vagueira sea defence using the SWASH model

## Cálculo do galgamento na estrutura de defesa aderente da Vagueira utilizando o modelo SWASH

João Correia<sup>1</sup>, Maria Graça Neves<sup>2</sup>, Ana Catarina Zózimo<sup>3</sup>\*, Gonçalo Rosa<sup>4</sup>

\* Autor correspondente

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade NOVA de Lisboa, Caparica, 2829-516, Portugal, jpb.correia@fct.unl.pt

<sup>2</sup> CERIS e Departamento de Engenharia Civil, Universidade NOVA de Lisboa, Caparica, 2829-516, Portugal, mg.neves@fct.unl.pt

<sup>3</sup> Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal, aczozimo@lnec.pt

<sup>4</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade NOVA de Lisboa, Caparica, 2829-516, Portugal, gsb.rosa@fct.unl.pt

**RESUMO:** A praia da Vagueira está localizada no Município de Vagos, distrito de Aveiro e é protegida por uma estrutura de defesa frontal aderente que foi requalificada em 2015, com alteamento da sua cota de coroamento para + 10 m (ZH), devido à ocorrência de inundações na zona por ela protegida. Para caracterizar o galgamento com a estrutura atual, aplicou-se o modelo numérico SWASH a uma secção desta estrutura, simulando-se os temporais ocorridos entre 1979 e 2018 que, segundo as fórmulas comumente utilizadas para este tipo de estrutura, dariam galgamentos significativos. Assim, nesta comunicação apresenta-se o modelo utilizado, as características da estrutura de defesa aderente e as condições de agitação e nível de mar utilizadas nas simulações. Os resultados obtidos com o SWASH são comparados com os resultados de várias fórmulas empíricas. Para todas as condições testadas, as fórmulas empíricas apresentam sempre caudais médios de galgamento não nulos, enquanto o SWASH apenas origina caudais médios de galgamento superiores a zero quando o espraiamento máximo não atinge o coroamento da estrutura. Consequentemente, a utilização dos resultados das fórmulas empíricas para a emissão de alertas pode conduzir a situações de alarme que não correspondem à realidade.

**Palavras-chave:** estrutura aderente de enrocamento; espraiamento; perfil barra-fossa; modelo não linear de águas pouco profundas.

**ABSTRACT:** Vagueira beach is located at Vagos Municipality, Aveiro, and is protected by a longitudinal defence structure. That structure was rehabilitated in 2015 with an increase in its crest level to + 10 m (ZH) to overcome the occurrence of flooding in the area protected by the structure.

To characterize the overtopping over the rehabilitated defence structure, the numerical model SWASH was applied to a cross-section of the structure to simulate the storms that occurred between 1979 and 2018. The input conditions of those storms originated significant overtopping according to the widely used empirical formulae that are applied to this type of structure.

This paper describes the modelling approach, as well as the physical characteristics of the structure and the input wave and sea level conditions that were considered in the numerical simulations. The results obtained with SWASH are compared with the results for several empirical formulae. For all the conditions tested, the empirical formulae always return non-null overtopping discharges. SWASH only gives null overtopping discharges when the maximum run-up does not reach the crest of the structure. Consequently, using results from the empirical formulae to issue alerts can lead to alarming situations that do not correspond to reality.

**Keywords:** adherent rubble-mound structure; wave run-up; bar-trough profile; nonlinear shallow water model.

## 1. INTRODUCTION

To calculate overtopping over a coastal protection structure, formulations are used that, for given conditions (type of structure, bottom profile in front of the structure, wave and water level conditions), allow estimating the mean overtopping discharge. Although they are very little time-consuming, empirical formulations have some limitations. One of the most relevant limitations is the need for the depths to be continuously decreasing towards the structure under study, which in many cases does not correspond to reality. This is the case of the bar-through bottom profiles, where the existing formulations in the literature do not apply, as this is a profile in which depths are decreasing towards the coast.

An alternative that allows considering any bottom profile is the use of numerical models. Although there are several numerical models available in the literature, for a given model to be used in the design phase, it must present a good compromise between calculation time and the accuracy of results. The SWASH numerical model (Zijlema *et al.*, 2011), which solves the nonlinear equations for shallow waters has been applied with good results to the study of overtopping of longitudinal defence structures whose toe is above sea level or at small depths.

To estimate the overtopping over the longitudinal defence structure of Vagueira beach, Rosa (2021) applied empirical formulas and/or neural networks. The formulas used were those presented in Eurotop (2018), Goda (2009), van Gent (1999) modified by Altomare *et al.* (2020), Mase *et al.* (2013), and Masatoshi *et al.* (2019). The neural network used was NN\_OOVERTOPPING2 (Coeveld *et al.*, 2005). As the bottom in front of Vagueira beach has a bar-through profile, to overcome this limitation, in Rosa (2021) four bottom profiles were tested that were close to the bar-through profile but ensuring that the depths are always decreasing towards the coastal defence structure. In all the studied alternatives, the bar-through profile was eliminated to comply with the limitation of continuously decreasing depths. From the results obtained with the application of empirical formulas to the approximate bottom profiles tested, Rosa (2021) concluded that the bottom profile had a great influence on the mean overtopping discharge. For all the formulae tested, the profile where the bar was more defined was the one for which the highest overtopping discharges were obtained. Thus, for these types of bottom configurations, if the original profile has to be adapted so that the empirical formulae can be

used, care must be taken to ensure that the bar is maintained. This way, the empirical formulae results are safer to be used for the structure design.

This work presents the application of the SWASH model to the study of the wave overtopping over a section of the longitudinal defence structure on Vagueira beach for a bottom profile of the bar-through type.

After this introductory chapter, the study area and the application of the SWASH model are presented, describing the conditions for applying the model and the input data. Finally, the results obtained are presented and discussed.

## 2. STUDY AREA

Vagueira beach is located in the municipality of Vagos, district of Aveiro. This beach is protected by a longitudinal defence structure that was rehabilitated in 2015, with its crest level being raised to + 10 m (ZH) to reduce overtopping in this area (Figure 1). The sea defence is located at the end of a very shallow foreshore. It is composed of a rubble-mound layer with an angle of 55°. The central cross-section has a toe at +2.89 m (ZH) and a crest level at + 10.76 m (ZH).

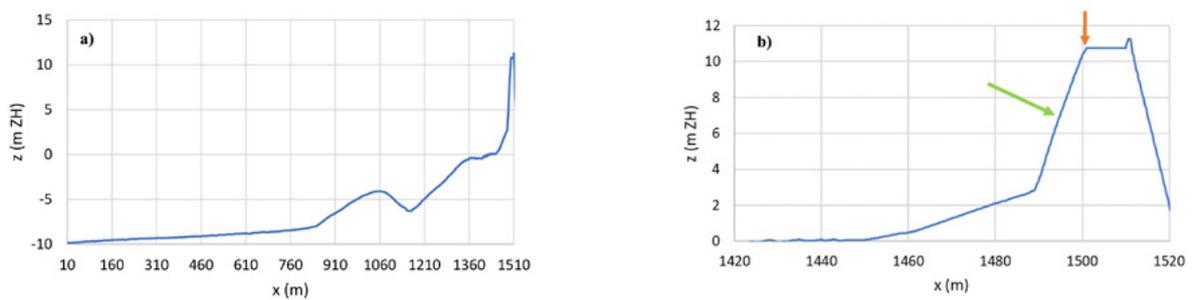
In the Vagueira beach area, the feasibility of a detached multifunctional breakwater was recently studied. One of the phenomena to be studied was its influence on the overtopping of the longitudinal sea defence structure (Sancho *et al.*, 2020). In that study, the background profile in front of the structure was defined based on data collected under the COSMO program (COSMO, 2018) and treated by Fortes *et al.* (2020). In Figure 2, a cross-shore profile from the central part of the defence structure is presented, where the bar-through profile of the bottom can be seen.

In the study from Sancho *et al.* (2020) the wave and sea level conditions were defined at a point located at -12 m (ZH) (coordinates 40°34'03.2"N, 8°47'45.9"W) for the period 1979 to 2018 based on the data made available by the European Center for Medium-Term Weather Forecasts (ECMWF) (Fortes *et al.*, 2020).

Between 1979 and 2018, there were several storms in the area, and some of them led to the occurrence of overtopping over the structure, especially in the storms previous to the rehabilitation works of 2015 that increased the level of the crest to up to + 10 m (ZH).



**Figure 1.** View of the longitudinal frontal defence structure of Vagueira beach (Rosa, 2021).



**Figure 2.** Bottom profile in front of the structure in July 2018. a) entire computational domain, b) near the structure. The green (middle of the structure slope) and orange (crest of the structure) arrows indicate the locations where overtopping was measured.

### 3. SWASH MODEL SIMULATIONS

#### 3.1 SWASH Model

The SWASH model (Zijlema *et al.*, 2011), solves the non-linear shallow water (NLSW) equations and is relatively efficient in terms of calculation time. As the governing equations are the NLSW equations and include non-hydrostatic pressure, they can describe complex and rapidly changing flows in detailed topo-bathymetries that are often found in coastal flooding events. Therefore, the model can simulate shallow water flows and nearshore processes, including wave propagation, breaking and run-up, wave transmission through structures, non-linear interaction, and wave-induced circulation (Zijlema *et al.*, 2011).

Suzuki *et al.* (2017) tested the model SWASH for estimating overtopping over impermeable coastal structures with shallow foreshores. The authors outlined that the incident wave properties at the toe of the structure need to be accurately reproduced so that reasonable results can be obtained. The estimation of mean overtopping discharges showed good accuracy although the instantaneous wave overtopping was in some cases under-predicted.

Zhang *et al.* (2020) tested the SWASH model in estimating the mean overtopping discharge over a breakwater with an armour layer of Accropode. They compared their results with the ones from the CLASH database (which consists of physical model results). They highlighted the need to properly calibrate the model to obtain the apparent friction coefficient of the armour layer so that the mean overtopping discharges from the CLASH database can be reproduced.

The model has been applied with good results to the study of overtopping over longitudinal defence structures whose toe is above sea level or at small depths, being therefore an appropriate model to apply to the present study case.

#### 3.2 Parametrization and sensitivity analysis

For the case study presented here, simulations were carried out with the one-dimensional version of the numerical model, for a computational domain with a length of 1524 m. The computational domain started at -12 m (ZH) and included the longitudinal defence structure. On the vertical dimension, one layer was used in all simulations.

The simulation time was 1000 waves plus a warm-up period that consisted of 15% of the computational time, as recommended by the SWASH user manual. A Jonswap spectrum with  $\gamma=3.3$  was imposed at the entrance boundary.

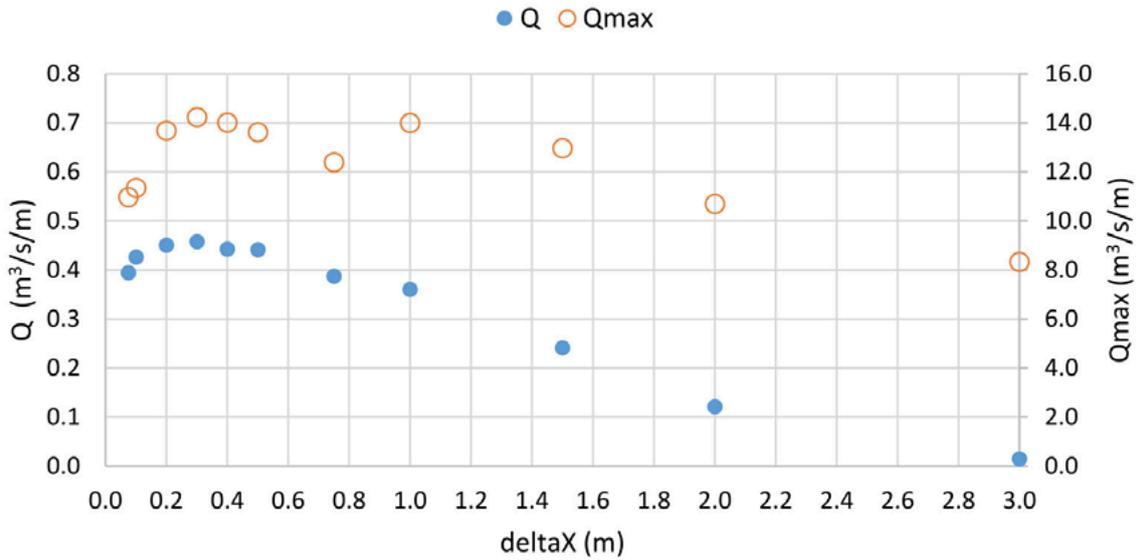
The application of the model was preceded by a sensitivity study of the model results ( $Q$  and  $Q_{max}$ , maximum overtopping discharge) to the mesh size ( $\Delta x$ ). Mean overtopping discharge,  $Q$ , is obtained by summing up the instantaneous overtopping discharge at each time step and dividing it by the computational time.

The sea defence is here treated as an impermeable one and a bottom friction coefficient was used to represent the effect of comprehensive energy dissipation as a consequence of roughness. The Manning coefficient was used to include the friction and roughness of the structure and the foreshore. For the foreshore, the value of  $0.019 \text{ s}/(\text{m}^{1/3})$  was used, as suggested in SWASH's manual.

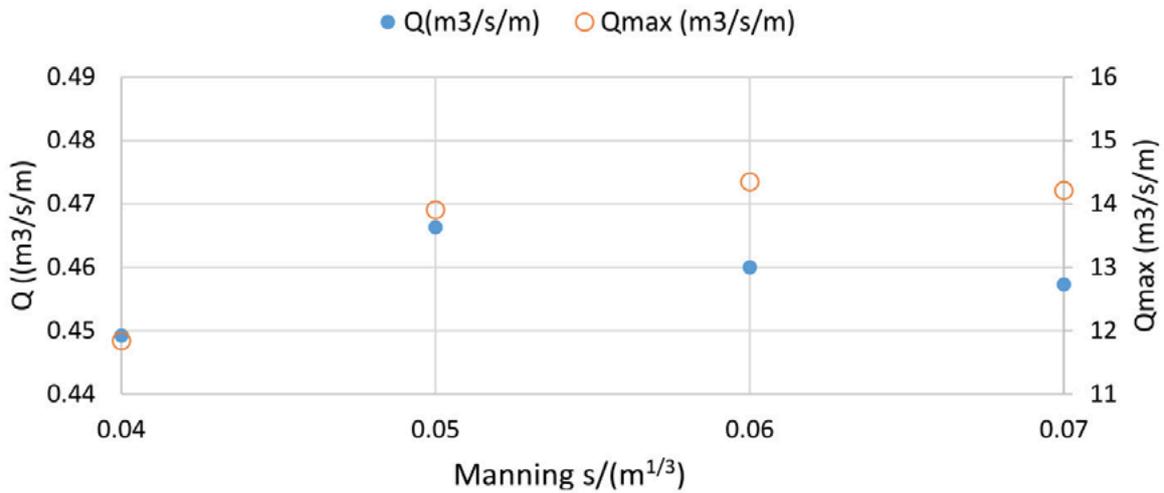
The sensitivity analysis of the grid size was performed for a storm with an incident significant wave height of 2.61 m, a peak period of 14.88 s, a sea level of +3.79 m (ZH), and a Manning coefficient of the structure of  $0.05 \text{ s}/(\text{m}^{1/3})$ . Since no overtopping was obtained for this case, the overtopping was calculated in the middle of the structure slope (green arrow in Figure 2), rather than at the crest of the structure. Meshes with dimensions varying between 0.075 m and 3 m were tested. Figure 3 presents the results of the sensitivity analysis obtained.

Grids of 1.000, 1.500, 2.000 and 3.000 m led to significantly lower discharge values, as they were unable to accurately capture the run-up. The grid with a spacing of 0.200 m was the one that allowed reproducing results with a run-up value variation of around  $\pm 4.5\%$  between the 0.100 and 0.750 m grids and a discharge variation of  $\pm 2\%$  between the 0.200 and 0.500 m grids. The simulation time was approximately 2h to simulate 1000 waves and was considered acceptable.

For the longitudinal defence, Manning coefficient values between 0.04 to  $0.07 \text{ s}/(\text{m}^{1/3})$  were tested (those values were recommended by Corrado Altomare for this type of structure) for the two storm wave conditions. The grid spacing was 0.2000 m and 1000 waves were simulated. Figure 4 presents the results for one of the storms tested. From the analysis of all the obtained results (Correia, 2023), the Manning coefficient values of 0.05 and  $0.06 \text{ s}/(\text{m}^{1/3})$  were the most consistent ones. After a bibliographic review, it was decided to choose for the rest of the simulations a Manning coefficient of  $0.05 \text{ s}/(\text{m}^{1/3})$ .



**Figure 3.** Mean,  $Q$ , and maximum overtopping discharge,  $Q_{\text{max}}$  at the middle of the structure slope obtained for different mesh sizes,  $\Delta X$ , for a storm with an incident significant wave height of 2.61 m, a peak period of 14.88 s, and a sea level of +3.79 m (ZH).



**Figure 4.**  $Q$  and  $Q_{\text{max}}$ , obtained at the middle of the structure slope for different values of Manning coefficient, for a storm with an incident significant wave height of 2.61 m, a peak period of 14.88 s, and a sea level of +3.79 m (ZH).

### 3.3 Numerical Simulations

To analyse mean overtopping discharge,  $Q$ , after the rehabilitation of the defence structure, numerical simulations were carried out for a cross-section located in the central zone of the structure for wave conditions that occurred between 1979 and 2018. The selected conditions (Table 1) corresponded to the ones that originated the highest values of  $Q$  through the various empirical formulations applied by Rosa (2021) to simplified bottom profiles. Table 1 summarizes the wave and sea level characteristics at -12 m (ZH) during the selected events (named hereafter Storm 1 and Storm 2), where  $H_s$  is the significant wave height,  $T_p$  is the peak period,  $Dir$  is the wave direction and  $SWL$  is the sea level. Each storm is composed of several wave conditions, whose characteristics are given every 3h.

**Table 1.** Wave and sea level conditions of the simulated storms at -12 m (ZH) (conditions for which no null overtopping results were obtained are highlighted in blue).

Storm (-)	$H_s$ (m)	$T_p$ (s)	$Dir$ (°)	$SWL$ (m ZH)
1	2,26	12,09	269	3,37
	2,84	14,88	271	3,51
	3,48	16,50	275	3,47
	3,74	16,50	275	3,72
	3,50	14,88	275	2,99
	3,46	14,88	275	3,41
	3,54	14,88	275	2,91
2	3,76	12,09	291	3,21
	5,51	14,88	289	3,47
	6,26	16,50	293	3,19
	6,17	18,31	293	3,62
	6,54	18,31	295	2,63
	5,81	18,31	293	3,38
	5,18	16,50	295	2,63

## 4. OVERTOPPING RESULTS

### 4.1 SWASH results

SWASH was applied for the cases presented with the grid dimension and Manning coefficient selected during the sensitivity analysis tests (3.2). For each simulation, the time series of run-up was obtained and, in case of occurrence of overtopping, also the

mean overtopping discharge. Table 2 presents the values of  $Q$ ,  $Q_{max}$ , and of maximum run-up,  $Ru_{max}$ , obtained for each wave/sea level condition of the two storms in analysis.

**Table 2.** SWASH model results.  $Q$ ,  $Q_{max}$ , and  $Ru_{max}$ , for the simulated storms (conditions for which no null overtopping results were obtained are highlighted in blue).

Storms (-)	$Q$ (l/s/m)	$Q_{max}$ (l/s/m)	$Ru_{max}$ (m)
1	0.0000	0.0000	4.54
	0.0000	0.0000	5.32
	0.0000	0.0000	5.66
	0.0002	8.3073	6.40
	0.0000	0.0000	5.09
	0.0000	0.0000	5.56
	0.0000	0.0000	4.96
2	0.0000	0.0000	4.90
	0.0000	0.0000	6.40
	0.0000	0.0000	6.19
	0.0122	468.20	6.00
	0.0000	0.0000	5.29
	0.0016	89.68	6.14
	0.0000	0.0000	5.30

As can be seen from Table 2, there was no null overtopping only for one wave/sea level condition of Storm 1 and for two wave/sea level conditions of Storm 2 (those conditions are highlighted in blue in Table 2). For Storm 1, the wave condition that led to overtopping presented the highest  $H_s$  and  $SWL$  values (Figure 5) of the storm. However,  $Q_{max}$  is rather large, more than 8 l/s/m. For Storm 2 (Figure 6), a different trend is found, with the highest  $SWL$  leading to the highest overtopping conditions, but with a  $H_s$  smaller than the highest. The other condition with no null  $Q$  corresponds to high values of  $H_s$  and  $SWL$ , although they are not the highest, they are associated with the highest  $T_p$ . In this storm,  $Q_{max}$  values are both much higher than  $Q_{max}$  for Storm 1.  $SWL$  in both storms are similar, but Storm 2 has much higher values of  $H_s$  and  $T_p$ . Figure 7 and Figure 8 show the free surface elevation at the time step where overtopping occurred in the simulation for Storm 1 and Storm 2, respectively. As can be seen in the figures, the wave overtopping is higher for Storm 2 events, as aforementioned.

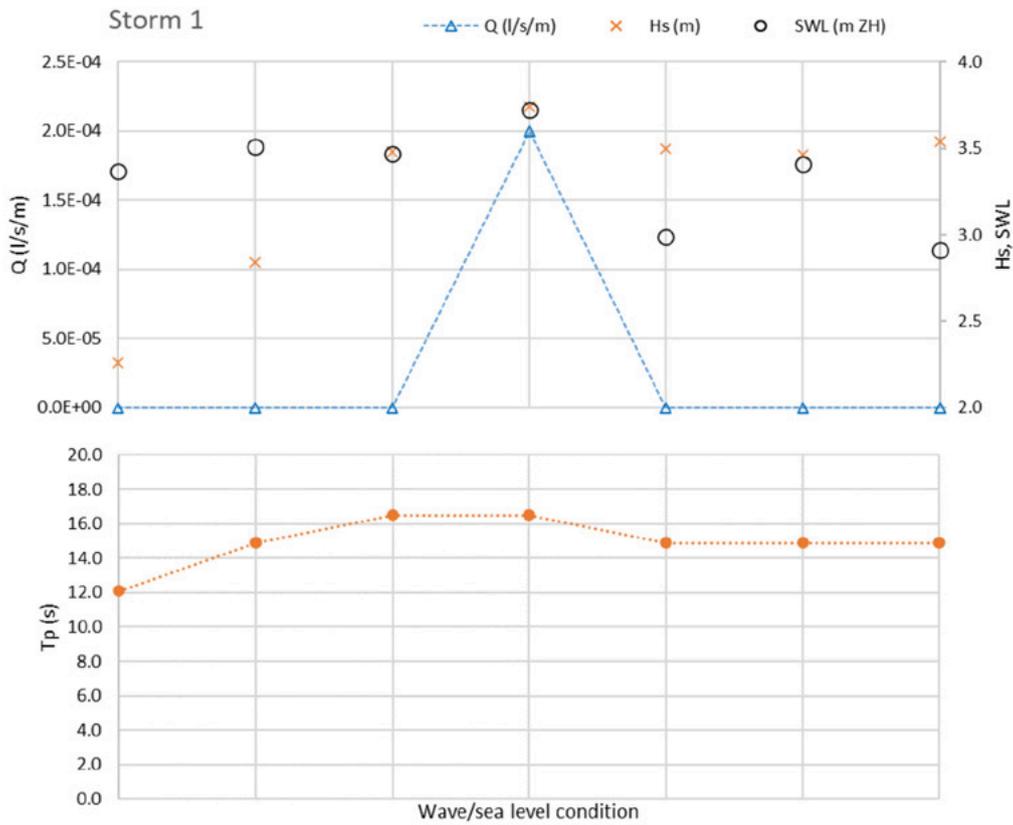


Figure 5. SWASH model results and wave/sea level conditions for Storm 1 (Top:  $Q$  values and significant wave height and sea level, Bottom: peak period).

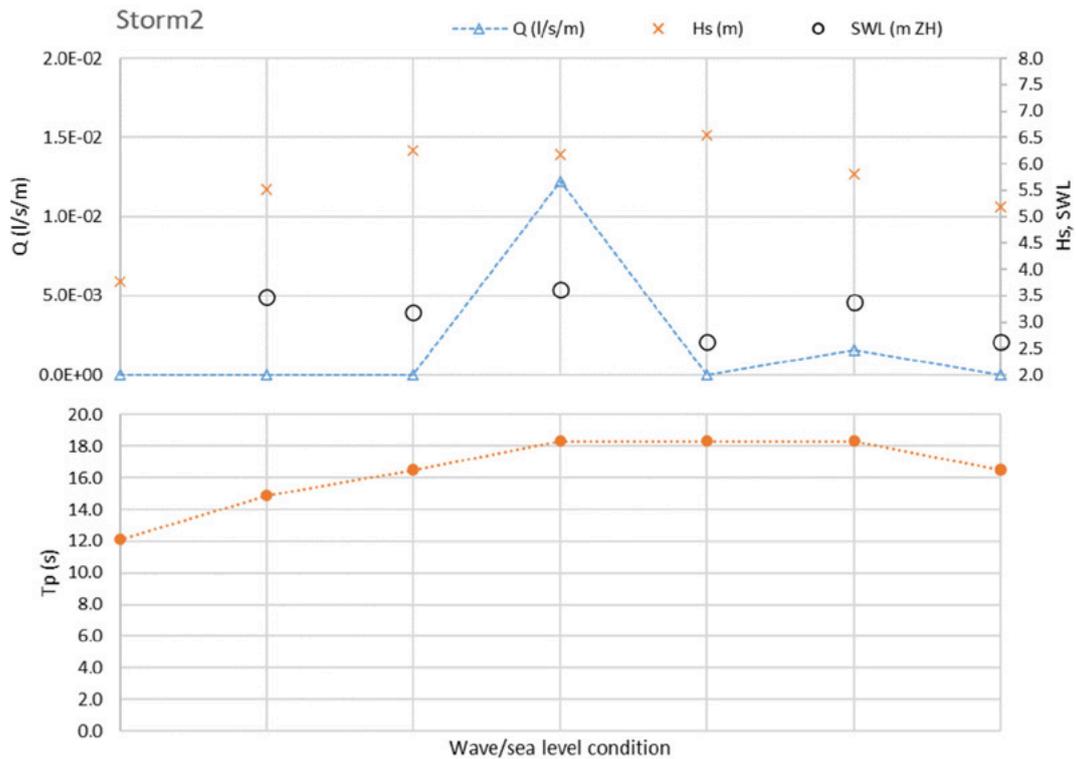
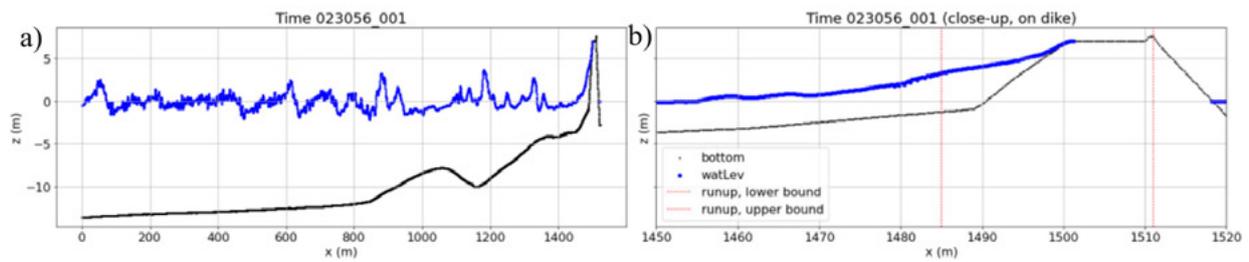
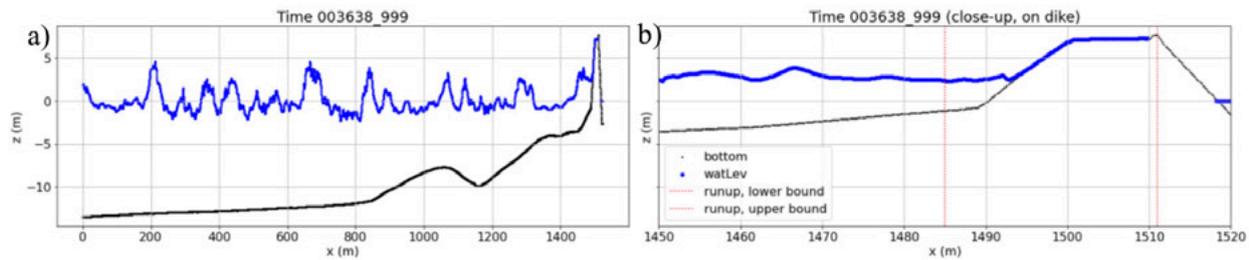


Figure 6. SWASH model results and wave/sea level conditions for Storm 2 (Top:  $Q$  values and significant wave height and sea level, Bottom: peak period).



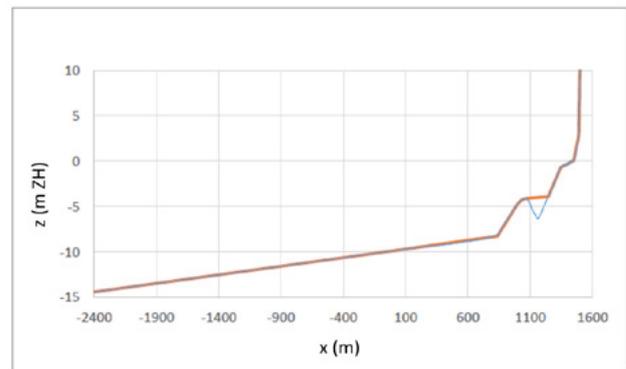
**Figure 7.** Free surface elevation results for a storm with an incident significant wave height of 3.74 m, a peak period of 16.5 s, and a sea level of +3.72 m (ZH) at the time step that corresponded to the maximum run-up: a) all the computational domain, b) near the structure.



**Figure 8.** Free surface elevation results for a storm with an incident significant wave height of 6.17 m, a peak period of 18.31 s, and a sea level of +3.62 m (ZH) at the time step that corresponded to the maximum run-up: a) all the computational domain, b) near the structure.

#### 4.2 SWASH and empirical formulae results

The mean overtopping discharges obtained with SWASH were compared with the ones obtained with the following empirical formulae: Eurotop (2018), Goda (2009), van Gent (1999), Goda (2009) modified by Altomare *et al.* (2020) and van Gent (1999) modified by Altomare *et al.* (2020). Mase *et al.* (2013) and Masatoshi *et al.* (2019) are not presented since they give null overtopping discharge for all these events. The latter two formulae calculate the mean overtopping discharge only if the maximum run-up calculated by the formula is higher than the crest level, whereas the other formulae mentioned above calculate directly the value of  $Q$ , which will always be greater than zero even in cases where no overtopping is expected. Table 3 and Table 4 present the results for Storm 1 and Storm 2 events, respectively, with the maximum values obtained highlighted in blue. In Figure 10 and Figure 11, the graphical representation of the  $Q$  values is presented in logarithmic scale for the two storms. As mentioned before, the empirical formulae were applied considering a simplified foreshore, where the through was eliminated (see Figure 9), while with the SWASH model, the correctly defined foreshore was used.



**Figure 9.** Approximate bathymetric profile tested by Rosa (2021) where the bar was better maintained. The blue line indicates the original profile and the orange line indicates the adapted profile.

One of the main differences between the results obtained with SWASH with the ones obtained with the empirical formulae is that the formulae never give null overtopping whereas SWASH gives null overtopping when the maximum run-up does not reach the crest of the structure.

As can be seen from the analysis of Table 3, Table 4, Figure 10, and Figure 11, the highest values of  $Q$  are obtained for the same event in both storms, regardless of the method used to estimate it

(empirical formulae or SWASH). However, the value estimated for  $Q$  varies among the different methods. For Storm 1, Goda (2009) modified by Altomare *et al.* (2020) and Goda (2009) gave almost the same  $Q$  values and corresponded to the highest ones. They were, in fact, significantly higher than the ones obtained with SWASH and the other formulae. The only formula that gave lower  $Q$  values than SWASH was the one from Eurotop (2018), and the one from van Gent (1999) and van Gent (1999) modified by Altomare (2020) estimated  $Q$  values similar to SWASH.

**Table 3.**  $Q$  values obtained with the SWASH model and with the empirical formulae for Storm 1.

$Q$ (m <sup>3</sup> /s/m)					
SWASH	Eurotop (2018)	Goda (2009)	van Gent (1999)	Goda (2009) modified by Altomare <i>et al.</i> (2020)	van Gent (1999) modified by Altomare <i>et al.</i> (2020)
0.00E+00	2.43E-14	2.66E-06	4.32E-11	2.50E-06	5.78E-11
0.00E+00	2.66E-13	9.23E-05	1.12E-08	8.65E-05	9.92E-09
0.00E+00	4.73E-11	4.22E-04	7.99E-08	3.96E-04	7.74E-08
2.00E-07	1.44E-09	1.13E-03	1.61E-06	1.06E-03	9.78E-07
0.00E+00	2.52E-16	1.26E-04	6.41E-12	1.18E-04	2.86E-11
0.00E+00	2.78E-13	1.81E-04	1.22E-08	1.70E-04	1.37E-08
0.00E+00	6.46E-17	1.84E-04	9.72E-13	1.72E-04	6.24E-12

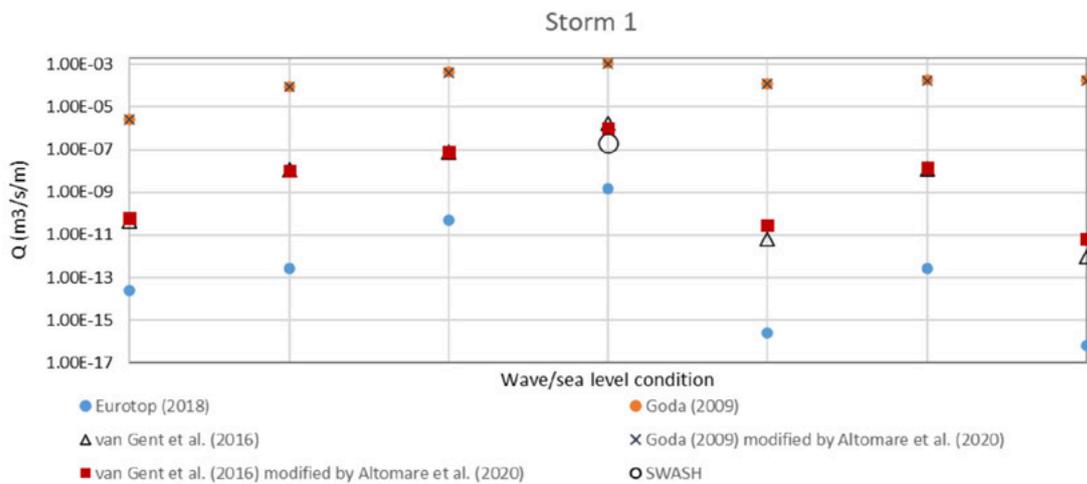
In Storm 2, for some events, the sea level does not reach the toe of the structure and the empirical

formulae could not be applied. For this storm, Goda (2009) and Goda (2009) modified by Altomare *et al.* (2020) gave the highest  $Q$  values, which were significantly higher than the ones obtained with SWASH and the other formulae, as occurred for Storm 1. As for Storm 1, van Gent (1999) and van Gent (1999) modified by Altomare (2020) estimated  $Q$  values higher than SWASH, and Eurotop (2018) gave lower  $Q$  values than SWASH.

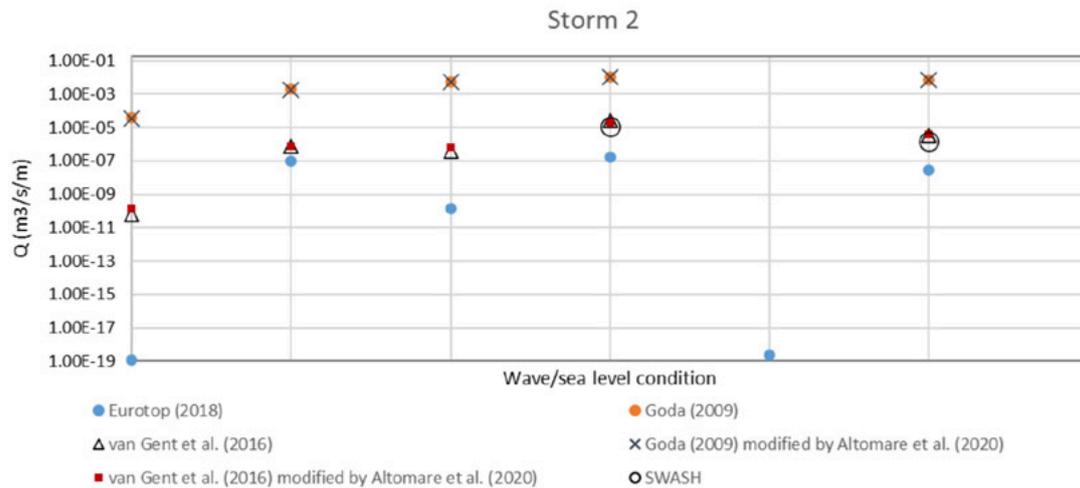
**Table 4.**  $Q$  values obtained with the SWASH model and with the empirical formulae for Storm 2.

$Q$ (m <sup>3</sup> /s/m)					
SWASH	Eurotop (2018)	Goda (2009)	van Gent (1999)	Goda (2009) modified by Altomare <i>et al.</i> (2020)	van Gent (1999) modified by Altomare <i>et al.</i> (2020)
0.00E+00	1.14E-19	3.75E-05	6.56E-11	3.52E-05	1.39E-10
0.00E+00	9.36E-08	2.04E-03	7.71E-07	1.91E-03	7.44E-07
0.00E+00	1.34E-10	5.45E-03	4.00E-07	5.11E-03	6.57E-07
1.22E-05	1.80E-07	1.11E-02	2.54E-05	1.04E-02	1.95E-05
0.00E+00	2.54E-19				
1.55E-06	2.75E-08	7.17E-03	3.37E-06	6.72E-03	3.76E-06
0.00E+00	7.41E-14				

Summing up, for these events the empirical formulae that give similar values to SWASH are van Gent (1999) and van Gent (1999) modified by Altomare (2020). However, even when giving smaller  $Q$ , the formulae never predict null overtopping.



**Figure 10.** Graphical representation in logarithmic scale of the  $Q$  values obtained with SWASH model and with the empirical formulae for Storm 1.



**Figure 11.** Graphical representation in logarithmic scale of the  $Q$  values obtained with SWASH model and with the empirical formulae for Storm 2.

## 5. FINAL REMARKS

SWASH model was applied to the longitudinal defence structure of Vagueira beach for incident wave conditions and sea levels of two groups of events that occurred between 1979 and 2018, named storms 1 and 2. The longitudinal defence structure was rehabilitated in 2015, with its crest level being raised to + 10 m (ZH) to reduce wave overtopping.

SWASH results only conducted no null overtopping discharges in one event for Storm 1 and two events for Storm 2. The new configuration of the structure appears to be successful in reducing wave overtopping events, as confirmed by the small number of events in which overtopping occurred after the rehabilitation.

The wave/sea level conditions that led to overtopping presented the highest  $H_s$ ,  $SWL$ , and  $T_p$  values for Storm 1 and the combination of the highest  $SWL$  with the highest  $T_p$  for Storm 2. So, these two latter variables were the ones that mainly influenced the occurrence or not of wave overtopping in these two cases.

Although  $Q$  values obtained were rather small,  $Q_{max}$  values were considerably high. This shows that caution must be taken when designing a structure as individual overtopping can put people at risk or cause severe damage, even though the mean values are not that high.

The results obtained with SWASH were compared with the results for several empirical formulae, in terms of the mean overtopping discharge values. As the bottom in front of Vagueira beach has a bar-through profile and like for the application of

the formulae one has to ensure that the depths are always decreasing towards the coastal defence structure, following the results of Rosa (2021), an approximate profile that kept the presence of the bar was used. For all the incident wave and sea level conditions tested, the empirical formulae always return non-null overtopping discharges, whereas SWASH gives null overtopping discharges when the maximum run-up does not reach the crest of the structure. Although they are very little time-consuming, this can be a drawback for the application of empirical formulae. For instance, if the objective is to have  $Q$  values to be used within an alert system, and if the thresholds defined by Eurotop (2018) are used, it is possible to issue alerts for the most limiting activities (such as pedestrian use) that may be too conservative and alarming, and not correspond to reality.

However, it is considered that more tests of the SWASH model are needed in prototype situations to assess its performance, especially for cases for which there is data regarding overtopping events.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Bathymetry and altimetry data from Programa COSMO, from the Agência Portuguesa do Ambiente, co-financed by POSEUR. Available in: <https://cosmo.apambiente.pt>. The results of the present study derive from the Program coordinated by Agência Portuguesa do Ambiente and co-financed by the Operational Program for Sustainability and Efficiency in the Use of Resources, POSEUR -02-1809-FC-000039.

## REFERENCES

- Altomare, C., Suzuki, T., & Verwaest, T. (2020). Influence of directional spreading on wave overtopping of sea dikes with gentle and shallow foreshores. *Coastal Engineering*, 157 (May 2019), 103654. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2020.103654>
- Coeveld, E. M., van Gent, M. R. A. e Pozueta, B. (2005). Neural Network: Manual NN\_OVERTOPPING2, CLASH WP8 – Report BV.
- Correia, J.P. (2023). Cálculo do galgamento na estrutura de defesa aderente da Vagueira utilizando modelação numérica e fórmulas empíricas, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Universidade NOVA de Lisboa, November, 103 pp.
- COSMO (2018). Disponível em: <https://cosmo.apambiente.pt/>. Accessed in 2020.
- EurOtop. Manual on Wave Overtopping of Sea Defences and Related Structures. An Overtopping Manual Largely Based on European Research, but for Worldwide Application. (2018). van der Meer, J. W., Allsop, N. W. H., Bruce, T., de Rouck, J., Kortenhaus, A., Pullen, T., Schüttrumpf, H., Troch, P., Zanuttigh, B., Eds.
- Fortes, C.J.E.M, Neves, M.G., Capitão, R., Pinheiro, L. (2020). Avaliação do galgamento costeiro sem e com um quebra-mar destacado na frente da Praia da Vagueira, in *Atas. 6as Jorn. de Engenharia Hidrográfica/1as Jorn. Luso-Espanholas de Hidrografia*, Lisbon, 3-5 November, pp- 187-190.
- Goda, Y. (2009). Derivation of unified wave overtopping formulas for seawalls with smooth, impermeable surfaces based on selected CLASH datasets. *Coastal Engineering*, 56(4), 385–399. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2008.09.007>
- Masatoshi, Y., Naoya, O., Mase, H., Kim, S., Umeda, S., & Tamore, C. (2019). Applicability enhancement of integrated formula of wave overtopping and runup modeling. *Journal of JSCE, Ser. B2 (Coastal Engineering)*, 75.
- Mase, H., Tamada, T., Yasuda, T., Hedges, T. S., & Reis, M. T. (2013). Wave Runup and Overtopping at Seawalls Built on Land and in Very Shallow Water. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 139(5), 346–357. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)ww.1943-5460.0000199](https://doi.org/10.1061/(ASCE)ww.1943-5460.0000199)
- Rosa, G. (2021). *Cálculo do galgamento em estruturas de defesa aderente. O caso da Vagueira*, Master thesis in Civil Engineering, NOVA School of Science & Technology, 90 pp.
- Sancho, F.; Oliveira, F. S. B. F.; Fortes, C. J. E. M.; Baptista, P.; Roebeling, P. (2020). Estudo de caracterização e viabilidade de um quebra-mar destacado multifuncional em frente à Praia da Vagueira, in *Atas das 6.as Jorn. de Engenharia Hidrográfica/1.as Jorn. Luso-Espanholas de Hidrografia*, Lisbon, 3-5 November, pp. 231-234.
- Suzuki, T., Altomare, C., Veale, W., Verwaest, T., Trouw, K., Troch, P., & Zijlema, M. (2017). Efficient and robust wave overtopping estimation for impermeable coastal structures in shallow foreshores using SWASH. *Coastal Engineering*, 122, 108–123. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.01.009>
- van Gent, M.R.A. (1999). *Physical Model Investigations on Coastal Structures with Shallow Foreshores: 2D Model Tests with Single and Double-Peaked Wave Energy Spectra*, Hydraulic Engineering Reports, H3608, Delft Hydraulics.
- Zhang, N., Zhang, Q., Wang, K.-H., Zou, G., Jiang, X., Yang, A., & Li, Y. (2020). Numerical Simulation of Wave Overtopping on Breakwater with an Armor Layer of Accropode Using SWASH Model. *Water*, 12(2), 386. <https://doi.org/10.3390/w12020386>
- Zijlema, M., Stelling, G.S., Smit, P. (2011). SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters, *Coastal Engineering*, 58(10), pp. 992–1012.



# Guia metodológico para a determinação de regimes de caudais ecológicos em Portugal

## Methodological guide for the determination of ecological flow regimes in Portugal

Francisco Godinho<sup>1</sup>, Ana Telhado<sup>2</sup>, Paulo Pinheiro<sup>3\*</sup>, Verónica Pinto<sup>4</sup>, Filipa Reis<sup>5</sup>, Felisbina Quadrado<sup>6</sup>, Bernardo Oliveira<sup>7</sup> e António Pinheiro<sup>8</sup>

\* Autor para a correspondência: ppinheiro@aqualogus.pt

<sup>1</sup> Doutor em Engenharia Florestal, AQUALOGUS, Engenharia e Ambiente, Lda., Associado da APRH n.º 1522.

<sup>2</sup> Engenheira do Ambiente, Agência Portuguesa do Ambiente

<sup>3</sup> Mestre em Gestão de Recursos Naturais, AQUALOGUS, Engenharia e Ambiente, Lda.

<sup>4</sup> Mestre em Ecologia Aplicada, Agência Portuguesa do Ambiente

<sup>5</sup> Engenheira do Ambiente, AQUALOGUS, Engenharia e Ambiente, Lda.

<sup>6</sup> Engenheira do Ambiente, Diretora do Departamento de Recursos Hídricos da Agência Portuguesa do Ambiente

<sup>7</sup> Engenheiro Civil, AQUALOGUS, Engenharia e Ambiente, Lda.

<sup>8</sup> Professor Catedrático. CERIS - Civil Engineering for Research and Innovation for Sustainability, Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa, Associado da APRH n.º 484.

**RESUMO:** É hoje consensual que a alteração dos regimes naturais de caudais promovida pela ação do homem é uma das principais pressões sobre os ecossistemas fluviais a nível mundial. Por esse motivo, e para mitigar os impactos dessas pressões sobre os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, têm vindo a ser desenvolvidos esforços continuados no sentido de quantificar os regimes de caudais mínimos a manter a jusante das infraestruturas hidráulicas, denominados por caudais ambientais ou ecológicos.

As características ecohidrológicas dos rios da Península Ibérica, dependentes das grandes variações dos caudais naturais, condicionam a utilização direta de muitos dos métodos existentes para determinação de regimes de caudais ecológicos (RCE), sendo por isso necessário identificar e adotar abordagens adequadas às condições existentes nas massas de água portuguesas. Por outro lado, muitos rios portugueses são impactados por infraestruturas hidráulicas, sendo necessário, naquelas que ainda não os possuem, implementar RCE eficazes, incluindo, se necessário, a instalação dos dispositivos hidráulicos requeridos para descarga desses caudais. Com esse propósito, foi desenvolvida uma abordagem hierárquica para determinação de RCE em Portugal Continental, apresentada na forma de um Guia Metodológico.

A abordagem hierárquica desenvolvida engloba as seguintes três etapas sequenciais: aplicação do método hidrológico desenvolvido no âmbito do PNA 2002 (primeiro nível); aplicação do método do Perímetro Molhado e/ou da metodologia IFIM (segundo nível); e aplicação de um método holístico (terceiro nível).

A aplicação do primeiro nível deve ocorrer no decurso do licenciamento de projetos de barragens/açudes em fase de Estudo Prévio, enquanto os níveis superiores podem ser aplicados em fases posteriores do projeto, na sequência de avaliações ambientais favoráveis. Nos casos de maior complexidade, a aplicação do terceiro nível da abordagem proposta permitirá um maior suporte à decisão sobre o RCE a implementar.

Integram ainda o Guia Metodológico, a estrutura base e o conteúdo dos programas de monitorização necessários para avaliar a eficácia de cada RCE, e a metodologia de caracterização hidromorfológica das massas de água alvo desta medida.

Espera-se que a implementação da abordagem hierárquica contribua para alcançar os objetivos ambientais das massas de água portuguesas, através do estabelecimento de RCE adequados à manutenção dos valores ecológicos dos sistemas fluviais existentes, contribuindo ainda para um licenciamento mais claro e célere de novas infraestruturas hidráulicas transversais.

Palavras-chave: regime de caudais ecológicos; DQA; metodologia hierárquica; restauro ambiental; Portugal

**ABSTRACT:** It is currently consensual that the alteration of the natural flow regimes promoted by human action is one of the main pressures on river ecosystems worldwide, and continued efforts have been made to quantify minimum flows to be maintained downstream of hydraulic infrastructures with the purpose of mitigating the impacts resulting from these pressures, known as ecological or environmental flows.

The ecohydrological characteristics of the rivers of the Iberian Peninsula, dependent on large natural discharge variability, restrict the direct use of many of the existing methods for determining ecological flow regimes (EFR), which is why it is necessary to identify and adopt appropriate approaches to the conditions present in Portuguese water bodies. On the other hand, many Portuguese rivers are impacted by hydraulic infrastructures, making it necessary, in those that do not yet have them, to implement effective EFR, including, if necessary, the installation of the hydraulic devices required to discharge these flows. For this purpose, a hierarchical approach to EFR determination in Mainland Portugal was developed and presented in the form of a Methodological Guide.

The hierarchical approach developed encompasses the following three sequential steps: application of the hydrological method developed within the PNA 2002 (first level); application of the Wet Perimeter method and/or the IFIM methodology (second level); and application of a holistic method (third level).

The application of the first level must occur during the licensing of dam/weir projects in the Preliminary Study phase, while the higher levels can be applied in later phases of the project, following favourable environmental assessments. In cases of greater complexity, the application of the third level of the proposed approach will provide greater support for the decision on the EFR to be implemented.

The Methodological Guide, the basic structure and content of the monitoring programs necessary to assess the effectiveness of each EFR, and the methodology for the hydromorphological characterization of the water bodies targeted by this measure also form part of the Methodological Guide.

It is expected that the implementation of the hierarchical approach will contribute to achieving the environmental objectives of the Portuguese water bodies, through the establishment of EFR suitable for maintaining the ecological values of the existing river systems, also contributing to a clearer and faster licensing of new transversal hydraulic infrastructures.

Keywords: Environmental flow; WFD; hierarchical approach; ecological restoration; Portugal

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 44, N.º 1, 39-46 - março de 2023.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh44n1-cti3

## 1. INTRODUÇÃO

Os regimes hidrológicos naturais apresentam padrões de variação específicos em cada secção da rede hidrográfica, que podem ser caracterizados quanto à sua magnitude, frequência, taxa de variação, sazonalidade e duração (Poff *et al.*, 1997), sendo fundamentais em termos ecológicos por estruturarem os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, as suas comunidades e os processos fluviais (Richter *et al.*, 1996). Consequentemente, modificações no regime hidrológico natural de uma massa de água podem degradar os ecossistemas fluviais.

Várias necessidades humanas, como a defesa contra cheias, a produção de energia elétrica e o armazenamento de água para consumo humano e agrícola, conduziram à construção de infraestruturas hidráulicas, como açudes e barragens, que visam regularizar o regime natural de caudais e assegurar as utilizações que fazemos dos recursos hídricos. Embora algumas barragens ainda em operação tenham milhares de anos (*e.g.*, a barragem romana de Proserpina, em Mérida), a construção de infraestruturas hidráulicas intensificou-se globalmente a partir de meados do século XX, fazendo com que atualmente apenas 23% dos grandes rios mundiais escoem continuamente até ao mar (Grill *et al.*, 2019).

É hoje consensual que a alteração dos regimes naturais de escoamento promovida pela ação do homem é uma das principais pressões sobre os ecossistemas fluviais mundiais (EC, 2015). Em Portugal, o regime natural de caudais está hoje modificado em muitas linhas de água pela presença de múltiplas infraestruturas hidráulicas, dificultando a reabilitação e o restauro dos ecossistemas aquáticos, e o cumprimento dos objetivos ambientais estabelecidos na legislação.

Para mitigar os efeitos negativos das alterações antrópicas do escoamento fluvial, têm sido desenvolvidos esforços continuados no sentido de quantificar regimes de caudais a manter a jusante das infraestruturas hidráulicas, denominados por regimes de caudais ambientais ou ecológicos (RCE), que permitam satisfazer as necessidades essenciais dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Os RCE podem ser definidos como regimes de caudais a manter no curso de água, variáveis ao longo do ano, por forma a assegurar a conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos naturais, a produção de espécies aquícolas com interesse desportivo ou comercial, assim como a manutenção de outros serviços associados a estes ecossistemas (adaptado de Alves e Bernardo, 2003).

No universo dos Aproveitamentos Hidráulicos (AH) existentes em Portugal, a variabilidade de cenários no que respeita à sua antiguidade, condições estabelecidas nas licenças de utilização dos recursos hídricos, dimensões, localização, presença (ou ausência) de dispositivos próprios para libertar RCE, entre outros, faz com que seja relevante sistematizar os procedimentos a aplicar, para que a determinação e implementação de RCE seja facilitada, uniformizada e mais célere. Para atender a esta necessidade, foi desenvolvido o “Guia Metodológico para a Definição de Regimes de Caudais Ecológicos em Aproveitamentos Hidráulicos de Portugal Continental”, publicado como documento autónomo dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) para o 3.º ciclo de planeamento (2022-2027). Este Guia é destinado a todos os envolvidos na definição, aprovação e implementação de RCE e, além da descrição da abordagem e da forma de proceder na implementação de RCE consoante a especificidade de cada situação, detalha os programas de monitorização para avaliar a eficácia dos RCE implementados, ferramenta determinante para permitir a gestão adaptativa dos valores de caudal propostos e descarregados, assegurando o bom funcionamento dos ecossistemas fluviais a longo prazo.

O presente artigo apresenta os aspetos essenciais do Guia Metodológico e do seu processo de elaboração, em particular da abordagem hierárquica desenvolvida especificamente para a realidade portuguesa.

## 2. RCE NO MUNDO E EM PORTUGAL

O conceito de RCE começou a ser desenvolvido por especialistas norte-americanos em meados do século XX, sendo inicialmente focado na manutenção de espécies piscícolas com elevado valor haliêutico (*e.g.*, Leathe e Nelson, 1986; Williams *et al.*, 2019); desde então, o conceito foi-se expandindo, tanto em termos de cobertura geográfica quanto dos próprios princípios conceptuais, e foram desenvolvidos centenas de métodos para o cálculo de RCE, com distintos objetivos, princípios orientadores, níveis de exigência em termos de informação e de detalhe metodológico (*e.g.*, Tharme, 2003; Williams *et al.*, 2019).

Em Portugal, a libertação de caudais para assegurar a vida aquática, preocupação que constava já na Lei da Água portuguesa de 1919, carecia de especificação e de aplicabilidade no licenciamento dos AH.

No seguimento da publicação do Decreto-Lei n.º 189/88, de 27 de maio, as licenças relativas aos AH passaram a incluir a obrigatoriedade de serem mantidos caudais ecológicos nos troços fluviais a jusante. Entretanto, foram sendo publicados diversos outros diplomas legais e documentos que enquadram e requerem, explicitamente, a implementação deste tipo de medida, como o Regime Jurídico sobre as Utilizações dos Recursos Hídricos, o Regime Jurídico da Pesca em Águas Interiores, o Plano Nacional da Água (PNA) e os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH). Igualmente, a avaliação de impactes ambientais de barragens, que passou a ser obrigatória na UE, impulsionou o desenvolvimento de estudos e de metodologias que suportassem a proposta e definição de caudais ecológicos como medida de minimização para os impactes negativos significativos que fossem identificados.

A libertação de caudais ecológicos nas infraestruturas hidráulicas existentes em Portugal continental tem registado progressos relevantes, mas é necessário alargar a sua operacionalização, sendo que atualmente os RCE são sobretudo assegurados nas infraestruturas mais recentes, construídas após 1990, e em algumas mais antigas em que foram instalados dispositivos específicos para a libertação destes caudais.

Anível comunitário, eno contexto da implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA), este tema ganhou também destaque ao longo das últimas décadas, reconhecendo-se que, embora a DQA não requeira explicitamente este tipo de medida, os RCE podem ser essenciais para que os objetivos de qualidade associados às massas de água possam ser alcançados, em particular nos casos em que o regime de caudais sofreu alterações significativas. O Documento-Guia n.º 31 da Estratégia Comum de Implementação da DQA (*Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. Guidance Document No. 31*, 2015) identifica alguns métodos preferenciais a adotar na determinação dos caudais ecológicos, mas as especificidades ecohidráulicas dos rios da Península Ibérica (*i.e.*, elevado número de cursos de água com regime de escoamento temporário e comunidades bióticas, sobretudo piscícolas, com alta taxa de endemismo) podem condicionar a utilização direta de muitas das metodologias existentes para determinação de RCE (*e.g.* Moyle *et al.*, 2011; Acuña *et al.*, 2020).

### 3. MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DE RCE

Os métodos para a determinação de RCE podem ser genericamente classificados em quatro grandes

grupos (Tharme, 2003): métodos hidrológicos, hidráulicos, ecohidráulicos e holísticos.

Os métodos hidrológicos para determinação de RCE foram dos primeiros a ser concebidos e continuam a ser bastante utilizados, muito graças à simplicidade da sua aplicação (Leathe e Nelson, 1986). Nestes métodos, que assumem a existência de uma relação entre determinados valores de caudal e a resposta das comunidades bióticas, os RCE são calculados a partir de dados relativos aos regimes hidrológicos naturais, sendo frequente que as análises sejam efetuadas sem reconhecimento *in situ* das condições existentes.

Os primeiros métodos hidrológicos começaram por definir o caudal ecológico, numa base anual, como uma percentagem fixa do caudal modular, tendo evoluído para métodos que produzem estimativas de RCE com base sazonal ou mensal. Os valores de RCE gerados através de métodos hidrológicos são frequentemente conservadores, para acautelar a incerteza associada à não consideração de dados referentes às características geomorfológicas e ecológicas dos segmentos fluviais.

À semelhança do verificado a nível mundial, também em Portugal os métodos hidrológicos foram os primeiros a serem utilizados quando, na sequência da publicação do Decreto-Lei n.º 189/88 de 27 de maio, os primeiros RCE foram definidos como uma proporção anual fixa do caudal modular (geralmente entre 3% e 5%).

Neste grupo metodológico merece destaque o método hidrológico desenvolvido para o território nacional no âmbito do Plano Nacional da Água (PNA) de 2002 (Alves e Bernardo, 2003), já que o seu desenvolvimento teve em consideração aspetos ecológicos específicos do funcionamento dos sistemas fluviais portugueses, gerando RCE que mimetizam o regime hidrológico natural através da manutenção das suas principais características. Este método é aplicado com base em curvas de duração média mensal dos caudais médios diários em regime natural, gerando valores mensais de RCE que são determinados através da utilização de quantis diferenciados consoante o mês e a região hidrológica a que a secção fluvial em estudo pertence. Atualmente verifica-se que muitos dos RCE que se encontram implementados a nível nacional resultam sobretudo da aplicação de métodos hidrológicos, apesar de outros tipos de métodos terem também sido aplicados em diversos casos, sobretudo para efeitos de estudo de valores alternativos.

Os métodos hidráulicos utilizam a relação entre o caudal escoado e variáveis hidráulicas medidas em secções transversais (*e.g.*, o perímetro molhado

e a altura do escoamento), que são utilizadas como indicadores de características dos habitats consideradas relevantes para a fauna aquática. Assim, neste grupo de métodos estão inseridos todos os que tomam em consideração as características hidráulicas do leito para estabelecer relações gerais entre o habitat e os caudais escoados, mas que não consideram explicitamente as preferências de habitat das espécies presentes.

O método do Perímetro Molhado é um dos métodos hidráulicos mais utilizados a nível mundial, baseando-se no pressuposto de que existe uma relação crescente entre o perímetro molhado (comprimento do contorno sólido de uma secção transversal fluvial em contacto com a água) e a capacidade ecológica do rio (Leathe e Nelson, 1986). O valor de caudal associado ao primeiro ponto de inflexão da relação entre o perímetro molhado e o caudal, é geralmente tomado como o caudal ecológico recomendado pelo método, podendo depois este caudal ser transposto para os períodos hidrológicos homogêneos estabelecidos. O método é aplicável em troços com características de rápidos e, preferencialmente, em locais com perfis do leito não muito diferentes de uma secção retangular. Este método foi já aplicado em diversos estudos realizados a nível nacional, embora com limitações relevantes em algumas configurações fluviais devido à dificuldade em seleccionar secções transversais adequadas à identificação de pontos de inflexão, nomeadamente em: i) rio de montanha com quedas e poucas zonas de rápidos; ou ii) rios de planície. De qualquer modo, é um auxiliar importante na avaliação da configuração hidráulica de secções fluviais para diferentes valores de caudal que se possam considerar sempre que não se efetuam simulações mais detalhadas.

Os métodos ecohidráulicos, ou de simulação de habitat como inicialmente foram designados, são baseados em relações explícitas entre o habitat e o caudal (Bovee et al., 1998), sendo mais complexos que os métodos hidrológicos e hidráulicos. Neste caso, a partir de requisitos de habitat de uma ou mais espécies aquáticas chave, e tendo por base as características hidráulicas do troço em análise, são realizadas simulações que permitem obter estimativas das variações que o habitat utilizável pode sofrer em função do caudal escoado.

A aplicação da metodologia IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), um dos métodos ecohidráulicos mais aplicado no mundo (e.g., Operacz et al., 2018), recorre a critérios de aptidão ou preferência de habitat, de uma ou mais espécies, para simular a variação do habitat disponível em função dos vários regimes de caudal avaliados (Gan

e McMahon, 1990). A Superfície Ponderada Útil (SPU), que corresponde à área molhada gerada por um determinado caudal no troço fluvial em estudo, ponderada pela sua adequação para utilização por um determinado organismo, é utilizada como variável decisória na determinação de cada RCE.

Os métodos ecohidráulicos têm uma aceitação bastante generalizada, por serem baseados nas espécies presentes no troço fluvial em avaliação e por serem mais flexíveis e detalhados que a generalidade dos métodos alternativos.

A metodologia IFIM foi já utilizada em Portugal no âmbito da definição do RCE de vários AH, sendo aplicável à generalidade das massas de água lóxicas existentes em Portugal continental, desde que considerados os vários requisitos e limitações da metodologia (AQUALOGUS, 2017).

Os métodos holísticos foram desenvolvidos inicialmente na Austrália e na África do Sul e ganharam reconhecimento por permitirem a integração das componentes bióticas e abióticas dos sistemas aquáticos, bem como as valências sociais dos ecossistemas (Arthington, 1998; King et al., 2008). Estes métodos incluem frequentemente fóruns de discussão, nos quais podem participar diferentes grupos, tais como peritos, legisladores, utilizadores e outras partes interessadas.

Este grupo de métodos considera como premissa que os RCE devem mimetizar todas as componentes dos regimes hidrológicos naturais (paradigma do regime natural de caudais), sendo estas indispensáveis para sustentar a morfologia dos cursos de água, os habitats, as componentes bióticas existentes e suas interações, assegurando assim a integridade ecológica do sistema fluvial (King et al., 2003).

Os métodos holísticos propõem a construção sistemática de um RCE através de um processo *bottom-up* ou *top-down*. O processo *bottom-up* gera um RCE que, numa base mensal, adiciona componentes de caudal destinados a atingir determinados objetivos ecológicos no sistema modificado (e.g., caudal para inundação de leitos de desova), geomorfológicos (e.g., caudal para controle de vegetação), de qualidade da água (e.g., caudal mínimo em estiagem), sociais (acesso a cais de embarque), ou outros (Tharme, 2003). O processo *top-down* define o RCE a partir do regime hidrológico natural, relativamente ao qual são estabelecidos graus de desvio aceitáveis, geralmente numa base mensal, face a diferentes cenários de utilização dos recursos hídricos que são avaliados.

A nível nacional foi desenvolvida uma metodologia holística do tipo *bottom-up*, que gera um RCE de

base mensal a partir da concertação dos resultados obtidos por diferentes métodos (Godinho *et al.*, 2014). O aspeto central desta metodologia é a ponderação, *in situ*, de vários caudais, constituindo-se para tal equipas multidisciplinares que devem incluir peritos em temáticas como a hidrologia, a geomorfologia, a flora aquática, os macroinvertebrados bentónicos e a fauna piscícola. Em termos práticos, os diferentes RCE são avaliados em pormenor, durante visitas de campo, em cada secção transversal e ao longo do troço fluvial em apreço, sendo observadas as zonas inundadas e os níveis originados com os caudais obtidos através dos diferentes métodos de determinação de RCE, bem como os resultantes do regime natural de caudais.

Apesar da evolução registada na determinação de RCE em Portugal, nomeadamente através da inclusão e desenvolvimento de algumas metodologias específicas, existe ainda um caminho a percorrer, em particular no que diz respeito à implementação dos valores de RCE estabelecidos para diferentes AH e à recolha de dados, através de monitorização, que permitam consubstanciar a sua adequação e eficácia. Para que tal seja possível é necessário alargar a operacionalização deste tipo de medida e agilizar a sua otimização, tal como identificado nos Programas de Medidas dos PGRH do 3.º ciclo de planeamento

#### 4. A ABORDAGEM HIERÁRQUICA

A abordagem hierárquica a utilizar na determinação de RCE para AH, apresentada no Guia Metodológico, foi desenvolvida com base numa avaliação crítica dos métodos disponíveis para determinação de RCE, em particular considerando os já aplicados em Portugal, e do conhecimento adquirido ao

longo das últimas décadas nos AH em que os RCE já estão a ser implementados e monitorizados. Esta abordagem terá aplicação não apenas a projetos futuros de AH, mas também às infraestruturas existentes.

As abordagens hierárquicas são recomendadas no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015) e têm vindo a ser implementadas em diversos países europeus [e.g., Espanha (Orden ARM/2656/2008) e Inglaterra (UK TAG, 2007)], por permitirem acomodar diferentes abordagens em função das especificidades da situação a avaliar.

A abordagem desenvolvida para Portugal continental tem como objetivo central o estabelecimento de um RCE de base mensal para condições médias de escoamento e compreende três níveis sequenciais, com complexidade crescente, onde são utilizados os métodos em cada nível conforme indicado na Figura 1.

O primeiro nível prevê a aplicação do método hidrológico desenvolvido no âmbito do PNA 2002, que, embora conservativo, permite gerar um RCE que reproduz bem a variabilidade dos regimes de caudais naturais. A aplicação deste nível é recomendada durante o processo de Licenciamento de novos projetos em fase de Estudo Prévio, já que permite avaliar com segurança a viabilidade técnico-económica da utilização pretendida. Os valores de caudal máximo obtidos com este método deverão também ser utilizados para dimensionar os Dispositivos de Libertação de Caudal Ecológico (DLCE) a construir nos futuros AH, mas também nos existentes e que não disponham de dispositivo específico para o efeito.

O segundo nível propõe a aplicação do método do Perímetro Molhado e/ou da metodologia IFIM, enquanto o terceiro nível considera a utilização do método holístico desenvolvido para Portugal. Em



**Figura 1.** Representação esquemática da abordagem hierárquica desenvolvida para rios portugueses. a) excluindo a tipologia dos Grandes Rios (INAG, 2008), em que poderão ser aplicadas variações do método de Tennant ou o método do caudal base. b) A escolha do método a aplicar é efetuada com base na complexidade de cada situação, de acordo com os critérios definidos no Guia Metodológico. c) É sugerida a consideração deste método no 3.º nível, atendendo a que foi conceptualizado para a realidade nacional; contudo, poderão ser adotados métodos alternativos que se considerem adequados à situação em análise.

termos gerais, os níveis superiores da abordagem hierárquica podem ser aplicados em fases posteriores do projeto de novos aproveitamentos (e.g., Projeto de Execução), na sequência de avaliações ambientais favoráveis. Nos casos de maior complexidade (e.g., infraestruturas de grandes dimensões, afetação de zonas sensíveis do ponto de vista ecológico ou quando estão identificados usos da água que podem concorrer entre si), a aplicação do terceiro nível da abordagem proposta será desejável por permitir um mais amplo suporte à decisão sobre o RCE a estabelecer.

Os RCE gerados para novos projetos através da aplicação de qualquer dos métodos integrantes da abordagem hierárquica (ou outros) não deverão ser inferiores a 10% do caudal médio anual, com distribuição mensal proporcional à variação natural, enquanto em AH já existentes este valor mínimo não deverá ser inferior a 7%. Valores desta ordem de grandeza são considerados por diferentes metodologias (e.g., método de Tennant, metodologia constante da legislação francesa) como limiar mínimo de caudal a implementar para evitar a degradação, severa, das condições ecológicas nos sistemas fluviais.

No Guia Metodológico são também descritas as metodologias para determinar os fatores de redução para anos secos, bem como os caudais de limpeza, que poderão ser descarregados periodicamente na ausência de cheias naturais.

## 5. APLICABILIDADE DA ABORDAGEM E DIFICULDADES

A aplicação da abordagem hierárquica é bastante direta para projetos de novas infraestruturas, mas no caso das infraestruturas existentes a situação é mais complexa, uma vez que as condições do meio já foram alteradas e nem todos os AH possuem DLCE e RCE definido e/ou libertado.

A ausência de DLCE ou a sua inadequada conceção (e.g., cota de captação) são muitas vezes o motivo para o não cumprimento da libertação dos caudais ecológicos estabelecidos. A existência e o correto funcionamento dos DLCE são condições fundamentais para que seja possível garantir a libertação de caudais ecológicos com valores adequados a cada situação, variáveis ao longo do ano e passíveis de ajuste (caso os resultados obtidos na monitorização da sua eficácia indiquem a inadequação do RCE implementado). Nos termos estabelecidos no Guia Metodológico, o dimensionamento dos DLCE, seja de infraestruturas hidráulicas novas ou antigas, deverá ser executado considerando a gama de caudais determinados

pelo método hidrológico desenvolvido no âmbito do PNA 2002.

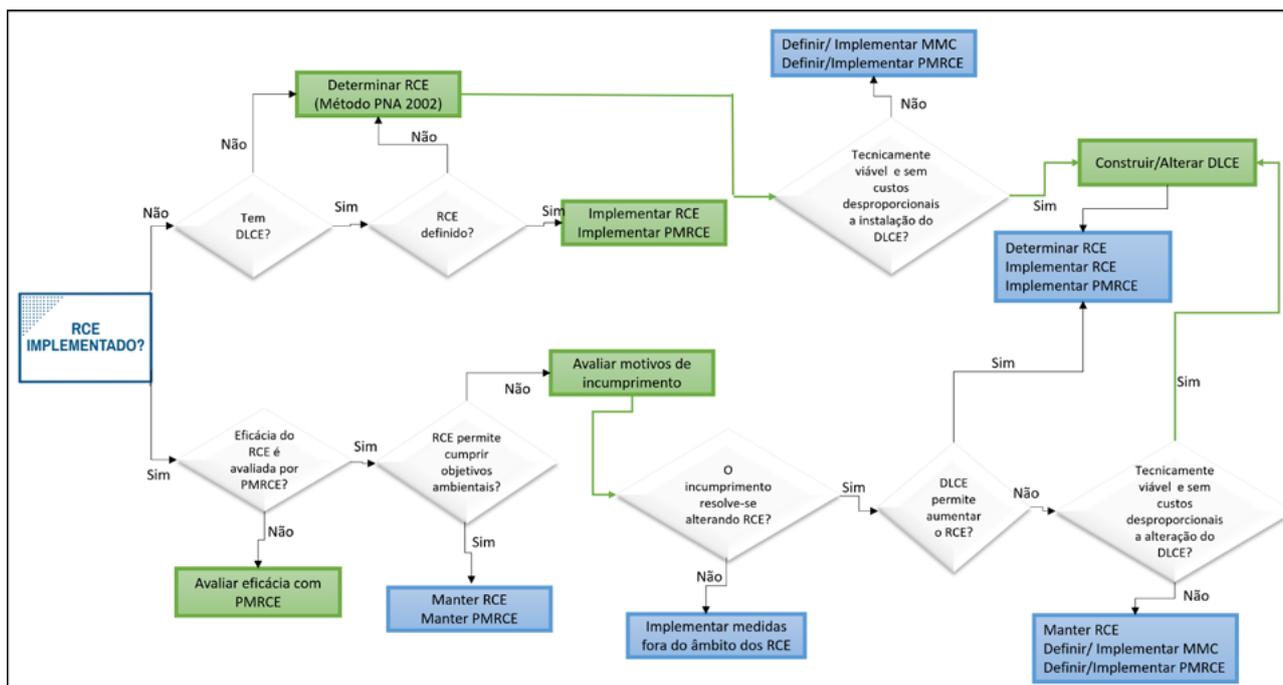
A Figura 2 detalha a sequência das várias etapas necessárias ao estabelecimento de RCE em aproveitamentos existentes, tenham estes um RCE definido, ou não. Para os AH que libertam RCE, deverá em primeiro lugar ser avaliada a respetiva eficácia através da realização de um programa de monitorização dirigido, conforme descrito no Guia Metodológico. Se o RCE que está a ser libertado permitir atingir os objetivos ambientais estabelecidos para as massas de água superficiais, este poderá ser mantido, mas se o incumprimento desses objetivos resultar da inadequação do RCE, o mesmo deverá ser revisto, caso o dimensionamento do DLCE assim o permita.

Sempre que for identificada a necessidade de definir um novo RCE e não existir DLCE ou, existindo, este não for capaz de acomodar os valores de caudal em causa, será avaliada a viabilidade técnica e económica de alterar, substituir ou complementar o dispositivo existente. Sempre que a instalação de um DLCE em infraestruturas já existentes se revele tecnicamente inviável e/ou os custos sejam desproporcionais, será necessário acompanhar a qualidade ecológica das massas de água afetadas através de um programa de monitorização e, face aos resultados, ponderar a implementação de medidas de mitigação complementares.

A implementação cuidada dos programas de monitorização para avaliação da eficácia dos RCE é uma peça fundamental na gestão e adaptação das condições de operacionalização deste tipo de medida. Um dos elementos integrantes da estrutura dos programas de monitorização corresponde à avaliação das condições hidromorfológicas dos troços fluviais influenciados pelos RCE, tendo sido estabelecido no Guia Metodológico uma metodologia orientadora para a sua concretização; esta última é particularmente relevante para identificar possíveis fatores limitantes, independentes do RCE, que possam influenciar o cumprimento dos objetivos ambientais e que deverão ser corrigidos.

## 6. DISCUSSÃO

As dificuldades sentidas ao longo dos anos na determinação de RCE para as infraestruturas hidráulicas existentes em Portugal continental justificaram a avaliação dos resultados obtidos até então, e a inventariação e caracterização dos principais métodos e metodologias existentes a nível mundial, tendo-se considerado necessário a sistematização e divulgação de diretrizes a aplicar nos diferentes cenários.



**Figura 2.** Fluxograma decisório relativamente às ações a desenvolver para implementação de RCE em AH existentes (DLCE – Dispositivo de Libertação de Caudal Ecológico; PMRCE – Programa de monitorização para avaliar a eficácia dos RCE; RCE – Regime de Caudais Ecológicos; PNA 2002 – Método hidrológico desenvolvido no âmbito do Plano Nacional da Água; MMC – Medidas de mitigação complementares).

Com base nessa avaliação, foi possível identificar os métodos que mais se adequam à determinação de RCE nos AH portugueses e propor uma abordagem hierárquica a seguir no desenvolvimento dos projetos e processos de licenciamento. A abordagem proposta, assim como as orientações para o desenvolvimento dos programas de monitorização, incluindo a caracterização hidromorfológica, integram o Guia Metodológico para a Definição de Regimes de Caudais Ecológicos em Aproveitamentos Hidráulicos de Portugal Continental.

A abordagem hierárquica para determinação de RCE sucintamente descrita neste artigo integrou as recomendações do Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015). Como sugerido naquele documento europeu, o primeiro nível integra um método hidrológico, o segundo um método hidráulico e/ou ecoidráulico, e o último um método holístico.

A aplicação da abordagem é bastante direta para projetos de novos AH, mas apresenta maior complexidade nos AH existentes, uma vez que existem mais condicionalismos técnicos e económicos. A considerável diversidade de situações existentes e as dificuldades que se identificam para descarga de RCE em infraestruturas onde estes caudais não são ainda descarregados, bem como para aumentar os valores de RCE quando estes

se revelem insuficientes, é um desafio que requer muita discussão entre as partes interessadas, tendo em vista o desenvolvimento da melhor solução.

Acresce que as previsões futuras de escoamento dos rios ibéricos decorrentes das alterações climáticas revelam reduções, mais ou menos acentuadas (Guerreiro *et al.*, 2017; APA, 2023), o que, em associação com o aumento das necessidades de água (*e.g.*, para uso agrícola), permitem antecipar conflitos crescentes entre os volumes utilizados e os caudais a libertar, tornando a implementação sustentada de RCE a longo prazo particularmente desafiante (Stein *et al.*, 2022).

Não obstante, espera-se que os RCE implementados em observância do proposto na metodologia hierárquica e no Guia Metodológico permitam reduzir os impactos gerados pela regularização dos caudais naturais, contribuindo para que os objetivos ambientais estabelecidos na legislação sejam alcançados nas massas de água portuguesas. Os resultados dos RCE implementados deverão ser rigorosamente monitorizados, sendo esta a única forma de efetivamente avaliar a sua eficácia no cumprimento dos objetivos ambientais. corrigindo, se necessário, os valores descarregados no âmbito de uma gestão adaptativa e participada do processo (Poff *et al.*, 2016).

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, V., Jorda-Capdevila, D., Vezza, P., Girolamo, A.M., McClain, M. F., Stubbington, R., Pastor, A.V., Lamouroux, N., Schiller, D. Munné, A. e Datry, T. (2020). Accounting for flow intermittency in environmental flows design. *Journal of Applied Ecology*, 57, 742-753.
- Alves, M.H. e Bernardo, J.M. (2003). *Caudais Ecológicos em Portugal*. INAG, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa, Portugal.
- APA (2023). *Planos de Gestão de Região hidrográfica do 3.º ciclo. Parte 2, Volume B*. Maio de 2023.
- AQUALOGUS (2017). *Enquadramento teórico da temática dos caudais ecológicos e análise comparativa dos principais métodos*. Tarefa 1, revisão 2. Relatório Não Publicado. Lisboa, dezembro de 2017.
- Arthington, A.H. (1998). *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: Review of holistic methodologies*. LWRRDC Occasional Paper 26/98. Canberra, Land and Water Resources Research and Development Corporation.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.M., Taylor, J. e J. Henriksen (1998). *Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*. USGS Biological Resources Division, Fort Collins
- EC (2015). *Ecological Flows in the Implementation of the Water Framework Directive. Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia*
- Gan, K. e McMahon, T. (1990). Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5, 233-239.
- Godinho, F., Costa, S., Pinheiro, P., Reis, F. e Pinheiro, A. (2014). Integrated procedure for environmental flow assessment in rivers. *Environmental Processes*, 1(2), 137-147.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M. et al. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215-221.
- Guerreiro, S., Birkinshaw, S., Kilsby, C, Fowler, H. e Lewis, E. (2017). Dry getting drier - The future of transnational river basins in Iberia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 12, 238-252.
- INAG, I.P. (2008). *Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- King, J., Tharme, R. e Villiers, M. de (2008). *Environmental Flow Assessments for rivers: Manual for the Building Block Methodology* (Updated Edition). Cape Town: Water Research Commission.
- Leathe, S.A. e Nelson, F.A. (1986). *A literature evaluation of Montana's wetted perimeter inflection point method for deriving instream flow recommendations*. Helena, MT, Department of Fish, Wildlife, and Parks.
- Moyle, P. B., Williams, J. G. e Kiernan, J.D. (2011). *Improving environmental flow methods used in California Federal Energy Regulatory Commission Relicensing*. California Energy Commission, PIER. CEC-500-2011-037.
- Operacz, A., Wałęga, A., Cupak, A., e Tomaszewska, B. (2018). The comparison of environmental flow assessment-the barrier for investment in Poland or river protection?. *Journal of Cleaner Production*, 193, 575-592.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., e Stromberg, J. C., (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- Poff, N. L., Brown, C. M., Grantham, T. E., Matthews, J.H., Palmer, M.A., Spence, C.M., Wilby, R.L., Haasnoot, M., Mendoza, G.F., Dominique, K.C., e Baeza, A. (2016). Sustainable water management under future uncertainty with eco-engineering decision scaling. *Nature Climate Change*, 6, 25-34.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., e Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Stein E.D., Horne, A. C., Tharme, R. E. e Tonkin, J. (2022) Editorial: Environmental flows in an uncertain future. *Frontiers in Environmental Science*, 10:1070364.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19, 397-441.
- UK TAG. (2007). *Guidance on environmental flow releases from impoundments to implement the Water Framework Directive*. Final report.
- Williams, J. G., Moyle, P. B., Webb, J. A e Kondolf, G. M. (2019). *Environmental Flow Assessment: Methods and Applications*. John Wiley & Sons.

# Monitorização de RNA de *Norovírus*, *Rotavírus* e do vírus da hepatite A em água natural e para consumo do sistema de abastecimento da EPAL e AdVT

## Monitoring of *Norovirus*, *Rotavirus* and hepatitis A virus RNA in natural and drinking water from EPAL and AdVT supply system

Daniel Salvador<sup>1</sup> \*, Célia Neto<sup>2</sup> e Rui Neves Carneiro<sup>3</sup>

\* Autor correspondente: [daniel.salvador@adp.pt](mailto:daniel.salvador@adp.pt)

<sup>1</sup> Doutor, Técnico Superior, Direção de Laboratórios (LAB) da Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL), Avenida de Berlim, 15, 1800-031 Lisboa, Portugal, [daniel.salvador@adp.pt](mailto:daniel.salvador@adp.pt). Professor Auxiliar Convidado, Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal. Membro do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (CE3c).

<sup>2</sup> Licenciada, Responsável de Área, Direção de Laboratórios (LAB) da Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL), Portugal, [celia.neto@adp.pt](mailto:celia.neto@adp.pt)

<sup>3</sup> Engenheiro, Diretor, Direção de Laboratórios (LAB) da Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL), Portugal, [rui.carneiro@adp.pt](mailto:rui.carneiro@adp.pt)

**RESUMO:** O saneamento e o abastecimento de água potável são duas condições essenciais para a saúde humana. Em 2025, prevê-se que metade da população possa viver em áreas de stress hídrico, o que poderá aumentar o risco de exposição a agentes patogénicos, como bactérias, fungos, protozoários e vírus. Destacam-se os vírus entéricos, que infetam e replicam no trato gastrointestinal. Transmitem-se maioritariamente pela via fecal-oral através do consumo de alimentos ou água contaminados.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo principal a monitorização do RNA de *Norovírus*, *Rotavírus* e do vírus da hepatite A em amostras de água natural doce e água para consumo humano dos sistemas de abastecimento da Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A. (EPAL) e das Águas do Vale do Tejo, S.A. (AdVT).

A colheita de amostras de águas doces naturais incluiu águas superficiais, colhidas num rio e em quatro albufeiras, e águas subterrâneas colhidas em três furos. As campanhas de amostragem decorreram entre Janeiro e Dezembro de 2021. O procedimento experimental utilizado foi adaptado do Método 1615 (EPA/600/R-10/181). A deteção e quantificação do RNA viral foi realizada pelo método PCR em Tempo Real (RT-qPCR).

Entre Janeiro e Dezembro de 2021 foram colhidas 86 amostras, 43 amostras de água natural e 43 de água para consumo humano. Das 43 amostras de água natural, 35 eram provenientes de massas de água superficial e 8 de massas subterrâneas.

Nas amostras de água natural foram detetados RNA de *Norovírus* e de *Rotavírus*, mas não do vírus da hepatite A. A concentração de RNA foi variável ao longo do ano para os dois vírus detetados (0 - 23464 UG/L). Não se verificou uma padrão de sazonalidade na deteção/quantificação de RNA viral. No entanto, vale a pena ressaltar que na maioria dos pontos de amostragem, as maiores concentrações de RNA viral ocorreram nos meses de Verão. As amostras de água subterrânea apresentaram um reduzido nível de contaminação viral. Por outro lado, a água proveniente do rio apresentou as maiores concentrações de RNA de *Rotavírus*.

Nas amostras de água para consumo foram detetados RNA de *Norovírus* e de *Rotavírus*, mas não do vírus da hepatite A. A concentração de RNA viral nesta matriz foi inferior à encontrada em água natural, tendo variado entre 0 - 544 UG/L.

Espera-se com este projeto contribuir para aumentar o conhecimento sobre a presença destes vírus em água e assim permitir, à Entidade Gestora, o desenvolvimento do sistema de avaliação de risco e complementar o Plano de Segurança da Água.

Palavras-chave: *Norovírus*, qualidade de água, vírus, *Rotavírus*, RT-qPCR, saúde humana, vírus da hepatite A.

**ABSTRACT:** Both sanitation and the water supply are two essential conditions for the human health. By 2025, it is predicted that half of the population could live in areas of water stress. This situation might increase the risk of exposure to pathogens, such as bacteria, fungi, protozoa and viruses. Enteric viruses infect and replicate in the gastrointestinal tract. They are transmitted mainly by the fecal-oral route, through the consumption of contaminated food or water.

In this context, the main objective of the present study was to monitor the RNA of *Norovirus*, *Rotavirus* and hepatitis A virus, in samples of natural and drinking water from the supply systems of Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A. (EPAL) and Águas do Vale do Tejo, S.A. (AdVT).

The natural water sampling included surface water, collected from a river and four reservoirs, and groundwater collected from three boreholes. The sampling campaigns occurred between January and December 2021. The experimental procedure was adapted from Method 1615 (EPA/600/R-10/181). The detection and quantification of viral RNA was performed using the Real-Time PCR (RT-qPCR) method.

During 2021, 86 samples were collected, consisting of 43 samples of natural water and 43 samples of drinking water. Regarding the 43 natural water samples, 35 came from surface water bodies and 8 from underground bodies.

In natural water samples, RNA from both *Norovirus* and *Rotavirus* was detected, but there was no detection of hepatitis A virus. The RNA concentration varied throughout the year for the two viruses detected (0 - 23464 UG/L). There was no seasonal pattern in the detection/quantification of viral RNA. However, for the majority of sampling points, the highest concentrations of viral RNA happened in the summer months. Groundwater samples had a low level of viral contamination. On the other hand, water from the river had the highest concentrations of *Rotavirus* RNA.

*Norovirus* and *Rotavirus* RNA were detected in drinking water samples, but there was no detection of hepatitis A virus. The concentration of viral RNA in drinking water was lower than that found in the natural water (0 - 544 UG/L).

With the project developed, it is expected to contribute to increase the knowledge about the presence of these viruses on water, allowing the Management Entity to develop the risk assessment system and complement the Water Safety Plan.

Keywords: *Norovirus*, water quality, virus, *Rotavirus*, RT-qPCR, human health, hepatitis A virus.

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o aumento da urbanização pressionam cada vez mais a qualidade e quantidade dos recursos hídricos do planeta. Este cenário além de estar associado a uma sobre-exploração dos recursos é ainda agravado pela ocorrência de fenômenos extremos como secas ou inundações, provocados pelas alterações climáticas, mas também pela alteração da distribuição e variação sazonal de vários agentes patogénicos (Damania *et al.*, 2019; Funari *et al.*, 2010; WHO 2003). As inundações podem dispersar os contaminantes fecais, aumentando o risco de surtos de doenças transmitidos pela água, enquanto que as secas podem aumentar o risco de doenças diarreicas. Estima-se que essas doenças provoquem 2 milhões de mortes por ano em todo o mundo, afetando sobretudo crianças menores de 5 anos (WHO, 2019). Cerca de 90% dos casos resultam exclusivamente de saneamento inadequado e de consumo de água contaminada (Unicef, 2016). Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), o fornecimento de água deverá ser adequado, seguro e acessível a todos. Em 2015, a água limpa e o saneamento para todos foram também incluídos na Agenda de Desenvolvimento Sustentável para 2030 das Nações Unidas (Nações Unidas, 2015).

A água contaminada poderá conter bactérias, protozoários e vírus (WHO, 2003). Os vírus, entidades muito diversas, são constituídos essencialmente por uma cápside proteica protetora e por um ácido nucleico DNA ou RNA, onde se encontra a informação para o processo de infeção (Eifan, 2013; WHO, 2017). Dos mais de 1,6 milhões de vírus de mamíferos e aves aquáticas que se pensa existir na natureza, destacam-se os vírus entéricos, uma das principais causas de morbidade e mortalidade em todo o planeta (Figura 1). Este grupo de vírus infeta e replica no trato gastrointestinal (Eifan, 2013; Gall *et al.*, 2015). Existem mais de 200, divididos por diversas famílias. Em 2017, alguns deles foram incluídos e classificados nas linhas orientadoras da OMS sobre a qualidade da água para consumo "Guidelines for Drinking water", como tendo um impacto moderado a elevado na saúde humana (WHO, 2017).

Os vírus entéricos transmitem-se aos seres humanos maioritariamente pela via fecal-oral, através do consumo de alimentos ou água contaminados (Sinclair *et al.*, 2009). A contaminação das águas pode ocorrer como consequência por exemplo de ruturas na rede de saneamento, descargas de água residual sem tratamento, descargas de resíduos industriais, defecação a céu aberto, descargas de navios nos portos e escoamento superficial (WHO,

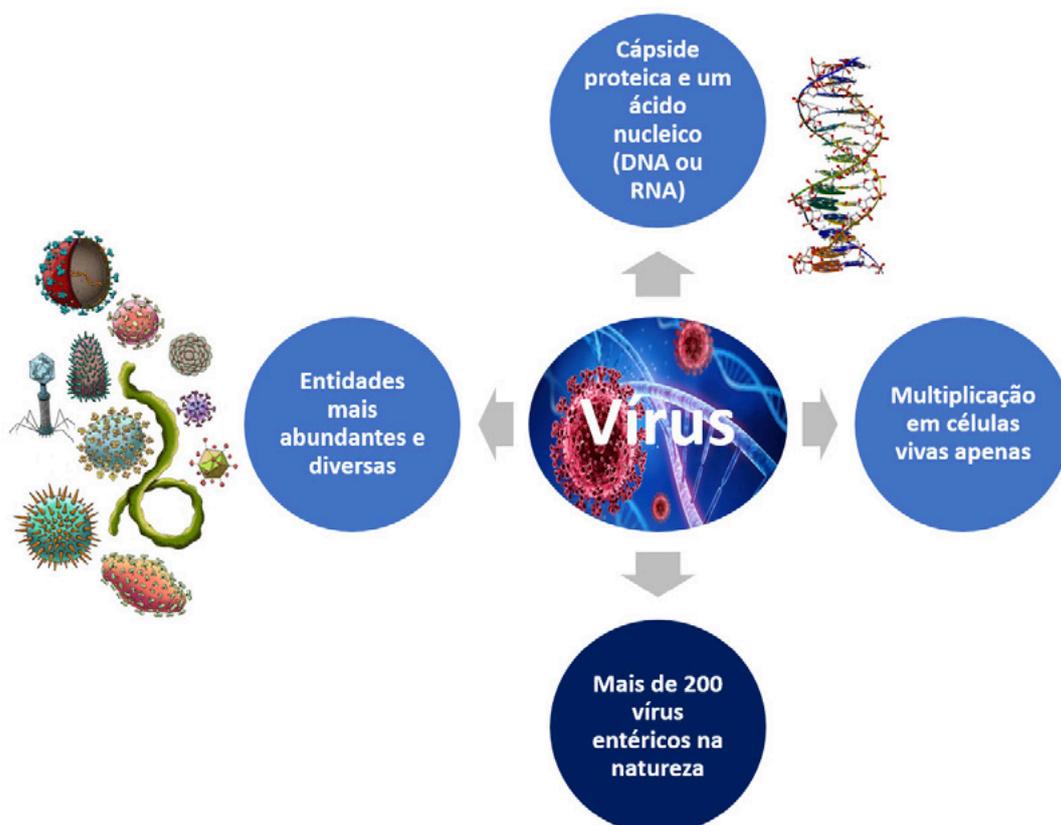


Figura 1. Os vírus e suas características.

2017). Estes agentes patogénicos são libertados em grande número nas fezes de portadores durante a infeção ( $10^5$  a  $10^{11}$  partículas de vírus por grama de fezes), sendo mais contagiosos e resistentes a variações das condições do meio ambiente do que as bactérias. Podem manter a capacidade de infetar organismos vivos por longos períodos de tempo: cerca de 120 dias em água doce e água residual, 130 dias em água salgada e mais 100 dias no solo (Fong e Lipp, 2005). A presença de uma robusta cápside e a ausência de involucro lipídico permite-lhes ter uma elevada resistência também aos tratamentos de desinfeção da água nas ETA/ETAR. A sua eliminação é complexa nas matrizes de água, impondo-se muitas vezes o uso de processos combinados, como o tratamento com ozono e/ou radiação ultravioleta (Guerrero-Latorre *et al.*, 2016; Sinclair *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2020).

Atualmente, o método molecular RT-qPCR (Reverse Transcription Real-time PCR/PCR em Tempo Real quantitativo) é um dos mais utilizados para pesquisar ácidos nucleicos bacterianos ou virais (DNA ou RNA) (Salvador *et al.*, 2020; Teixeira *et al.*, 2020). Este método, além de rápido e de apresentar uma elevada sensibilidade, também apresenta uma alta especificidade, permitindo a amplificação e deteção/quantificação ao mesmo tempo, da sequência de DNA/RNA em estudo (Teixeira *et al.*, 2020).

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo principal a monitorização do RNA de *Norovírus*, *Rotavírus* e do vírus da hepatite A em amostras de água natural doce (água subterrânea e superficial) e água para consumo humano dos sistemas de abastecimento da Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A. (EPAL) e das Águas do Vale do Tejo, S.A. (AdVT).

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Locais de amostragem

O estudo realizou-se em amostras de água natural doce (água subterrânea e superficial) e de água para consumo do sistema de abastecimento da EPAL e da AdVT.

A amostragem de água natural incluiu águas superficiais, colhidas num rio e em quatro albufeiras e águas subterrâneas colhidas em três furos. Todas as massas de água são atualmente utilizadas para a produção de água para consumo, fornecida a vários municípios do país.

A colheita das águas superficiais foi realizada junto aos pontos de captação das referidas origens, antes de qualquer tratamento. Após o processo de tratamento, composto por várias etapas, foi realizada a colheita de água para consumo. Por outro lado, a amostragem de água subterrânea não tratada foi realizada na saída dos furos. Após uma etapa de desinfeção com hipoclorito de sódio, a respetiva água subterrânea tratada foi colhida, imediatamente antes de entrar na rede de distribuição. A descrição das origens e o processo de tratamento de cada ETA encontram-se referidos nas Tabelas 1 e 2.

### 2.2 Colheita e concentração primária da amostra de água

As campanhas de amostragem iniciaram-se em Janeiro de 2021 e terminaram em Dezembro 2021. As colheitas de água superficial e respetiva água para consumo decorreram ao longo de todo o ano, abrangendo as várias estações. Já as colheitas de água subterrânea no Furo\_A aconteceram em Outubro e Dezembro; no Furo\_L em Junho e Agosto; e no Furo\_O em Maio, Agosto, Setembro e Novembro. A colheita de amostras foi mensal.

Tabela 1 - Descrição das origens de água natural em estudo.

Matriz	Origem em estudo	Região	Bacia hidrográfica
Água superficial	Rio_T	Lisboa e Vale do Tejo	Bacia do Rio Tejo
	Albufeira_C	Lisboa e Vale do Tejo	Bacia do Rio Zêzere
	Albufeira_M	Alentejo	Bacia do Rio Guadiana
	Albufeira_P	Alentejo	Bacia do Rio Tejo
	Albufeira_S	Centro	Bacia do Rio Tejo
Água subterrânea	Furo_A	Lisboa e Vale do Tejo	-
	Furo_L		
	Furo_O		

**Tabela 2.** Descrição dos processos de tratamento das Estações de Tratamento de Água (ETA) em estudo.

Estação de Tratamento de Água	Origem	Processo de tratamento	Outras observações
ETA_T	Rio_T	Pré-oxidação química com permanganato de potássio (na origem) e/ou ozono, condicionamento de pH, coagulação-floculação, adsorção, decantação, oxidação intermédia com hipoclorito de sódio, filtração, correção de pH e desinfecção final	Estação composta por duas linhas independentes de tratamento, cada uma com capacidade de produzir 120 000 m <sup>3</sup> /dia.
ETA_C	Albufeira_C	Pré-cloragem, correção de agressividade e remineralização, coagulação-floculação, flotação, filtração, ajuste de pH e desinfecção final	Estação composta por duas linhas independentes de tratamento, com a capacidade de produzir 500 000 m <sup>3</sup> /dia (linha 1) e 125 000 m <sup>3</sup> /dia (linha 2).
ETA_M	Albufeira_M	Pré-oxidação química com ozono, remineralização, coagulação, adição de carvão ativado em pó, floculação-flotação, floculação-decantação, remoção de manganês, filtração, ajuste de pH e desinfecção final	Estação com a capacidade de produzir 26 400 m <sup>3</sup> /dia.
ETA_P	Albufeira_P	Pré-oxidação química com ozono, correção pH, remineralização, coagulação, floculação, flotação, oxidação intermédia, filtração, correção de pH e desinfecção final	Estação com capacidade de produzir cerca de 16 800 m <sup>3</sup> /dia.
ETA_S	Albufeira_S	Pré-oxidação com ozono, remineralização, coagulação/floculação, adsorção com carvão ativado, decantação, filtração, ajuste de pH e desinfecção final	Estação com capacidade de produzir cerca de 2200 m <sup>3</sup> /hora.

O procedimento experimental utilizado na colheita e processamento de amostras de água das duas matrizes foi adaptado do Método 1615 (EPA/600/R-10/181) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Fout *et al.*, 2014) (Figura 2).

A concentração primária que ocorreu em campo, no ponto de amostragem, permitiu concentrar um elevado volume de amostra apenas num filtro Nanoceram<sup>R</sup> (Argonite) (Figura 2). Estes filtros utilizam um meio filtrante altamente eletropositivo que rapidamente adsorve partículas como os vírus, independentemente do seu tamanho. Foram filtrados 100 a 200 litros de água por amostra. Os filtros com a amostra foram depois eluídos com extrato de carne a 3% em laboratório. A solução eluída resultante foi submetida a um processo de floculação orgânica com ajuste de pH a 3,5, seguindo-se uma centrifugação a 2500 g durante 15 minutos. O sedimento obtido foi ressuspenso em fosfato de sódio e após ajuste do pH a 9 efetuou-se uma nova centrifugação a 3200 g durante 10 minutos. O sobrenadante resultante foi transferido para um novo tubo de ensaio e acertado o pH a 7-7,5. As amostras foram ainda filtradas com filtros Acrodisc Syringe (PALL Corporation) para remover eventuais fungos e bactérias. No fim desta etapa, dividiu-se o volume resultante em duas partes: uma para extração de RNA e posterior deteção RT-qPCR, e outra para armazenamento. As amostras foram mantidas a -70 °C até serem utilizadas.

### 2.3 Concentração secundária da amostra e extração do RNA viral

As amostras reservadas para análise por RT-qPCR foram primeiramente descongeladas. Em seguida, foram aplicadas em concentradores Vivaspin<sup>R</sup> (Sartorius) para efetuar uma nova concentração por centrifugação, durante 5 horas a 9500 g e a 4 °C. Esta etapa de concentração secundária permitiu reduzir o volume de eluído da etapa anterior até 1 mL. A amostra concentrada (1 mL) sofreu depois extração e purificação de RNA com o kit QIAamp viral RNA Mini (Qiagen), de acordo com as instruções do fabricante.

### 2.4 Deteção e quantificação do RNA viral

A deteção e quantificação do RNA viral foi realizada no termociclador StepOnePlus (Applied Biosystems). Na pesquisa do RNA do género *Norovirus* (Genogrupo I e Genogrupo II) foram utilizados dois kits de RT-qPCR: *NorovirusGI* CeeramTools e *NorovirusGII* CeeramTools (ambos BioMérieux). Já na pesquisa do RNA de *Rotavirus* foi usado o kit *Rotavirus* CeeramTools (BioMérieux) e na pesquisa do RNA do vírus da hepatite A *HepatitisA* CeeramTools (BioMérieux). As condições de amplificação seguiram as instruções do fabricante. O RNA foi quantificado por curvas padrão com cinco pontos, construídas a partir de diluições seriadas 1:10 de uma solução de RNA padrão de cada vírus, com

$10^6$  UG/ $\mu$ L. Apenas os resultados que satisfizeram os critérios de qualidade foram validados. As amostras foram consideradas positivas quanto apresentaram um ciclo de quantificação (Cq) inferior a 40.

### 2.5 Validação do método implementado

A deteção e quantificação do RNA viral por RT-qPCR, foi validada com recurso a uma verificação do limite de quantificação e da curva de quantificação, de acordo com os critérios de qualidade estabelecidos no Laboratório. A totalidade do protocolo experimental foi ainda validada através do processamento de amostras de água contaminadas artificialmente com RNA do vírus de controlo de processo Mengovirus (BioMérieux) e da participação em ensaios interlaboratoriais.

## 3. RESULTADOS

Entre Janeiro e Dezembro de 2021 foram colhidas 86 amostras, 43 amostras de água natural e 43 de água para consumo. Das 43 amostras de água natural, 35 eram provenientes de massas de água superficial e 8 de massas subterrâneas. A proveniência das amostras encontra-se descrita na Tabela 3.

### 3.1 Deteção e quantificação do RNA viral em amostras de água natural subterrânea

Relativamente aos pontos de amostragem de águas subterrâneas, nas quatro amostras de água natural do Furo\_O, apenas numa foi detetado RNA viral (Maio). O RNA pertencia ao género de *Norovirus* e encontrava-se em concentração reduzida e inferior ao Limite de Quantificação. Na respetiva água para consumo não foi detetado RNA viral.

Nas duas amostras de água natural provenientes do Furo\_A não foi detetado RNA viral. Já na respetiva água para consumo, uma das duas amostras apresentou RNA de *Norovirus* (Outubro), ainda que em reduzida concentração e inferior ao Limite de Quantificação. Na outra amostra não foi detetado RNA.

Nas duas amostras de água natural do Furo\_L não foi encontrado RNA viral. Na água para consumo, uma das amostras tinha RNA de *Norovirus* em reduzida concentração e inferior ao Limite de Quantificação (Junho). Na outra amostra não foi detetado RNA.

**Tabela 3.** Caracterização e proveniência das amostras analisadas no estudo (n=86).

Matriz	Local de amostragem	Número de amostras colhidas	
Água natural	Subterrânea	Furo_O	4
		Furo_A	2
		Furo_L	2
	Superficial	Rio_T	10
		Albufeira_C	9
		Albufeira_P	7
		Albufeira_M	5
		Albufeira_S	4
Água para consumo	Furo_O_AT	4	
	Furo_A_AT	2	
	Furo_L_AT	2	
	ETA_T	10	
	ETA_C	9	
	ETA_P	7	
	ETA_M	5	
	ETA_S	4	



**Figura 2.** Representação esquemática do procedimento experimental para pesquisa do RNA viral em amostras de água natural e água para consumo.

O RNA do vírus da hepatite A não foi encontrado em nenhuma amostra proveniente dos referidos pontos de amostragem.

### 3.2 Detecção e quantificação do RNA viral em amostras de água natural superficial e água para consumo

#### 3.2.1 Rio\_T/ETA\_T

Das 10 amostras de água natural do Rio\_T, em seis foi detetado RNA viral (Janeiro, Junho, Agosto, Setembro, Outubro e Novembro). Das seis amostras positivas, em quatro foi possível detetar e quantificar em simultâneo RNA de *Norovírus* e de *Rotavírus*. A concentração de RNA do *Norovírus* variou entre 129 - 17295 UG/L, enquanto que a concentração de RNA de *Rotavírus* variou entre 590 - 23464 UG/L. Uma amostra registou a presença de RNA de *Rotavírus* apenas, com uma concentração de 590 UG/L, e numa foi detetado apenas RNA de *Norovírus*, numa concentração diminuta e inferior ao Limite de Quantificação. Na respetiva água para consumo à saída da ETA, das 10 amostras colhidas, três evidenciaram RNA viral (Janeiro, Abril e Julho). Das três amostras positivas, uma registou a presença de RNA de *Norovírus* e de *Rotavírus*. A concentração de RNA de *Norovírus* foi de 514 UG/L e a de *Rotavírus* muito reduzida e inferior ao Limite de Quantificação. Em duas amostras foi detetado apenas RNA de *Norovírus*, numa concentração inferior ao Limite de Quantificação. Não foi detetado RNA do vírus da hepatite A em nenhuma amostra de água natural, nem em nenhuma de água para consumo.

#### 3.2.2 Albufeira\_C/ETA\_C

Das nove amostras de água natural da Albufeira\_C foi detetado RNA viral em quatro (Abril, Maio, Junho e Julho). Das quatro amostras, numa foi detetado RNA de *Norovírus* e *Rotavírus* em concentrações reduzidas e inferiores ao Limite de Quantificação. Nas restantes três amostras positivas foi detetado RNA de *Norovírus*, numa concentração variável (< LQ - 78 UG/L). Das nove amostras de água para consumo na saída da ETA\_C, o RNA viral foi detetado em quatro (Abril, Maio, Julho e Agosto). Das quatro amostras, numa foi detetado ao mesmo tempo RNA de *Norovírus* e *Rotavírus*, em concentrações reduzidas e inferiores ao Limite de Quantificação. Nas restantes três amostras positivas foi detetado RNA de *Norovírus*, numa concentração variável (< LQ - 545 UG/L). O RNA do vírus da hepatite A não foi encontrado nas amostras provenientes desta albufeira/ETA.

#### 3.2.3 Albufeira\_P/ETA\_P

Das sete amostras de água natural colhidas na Albufeira\_P, em cinco foi detetado RNA viral (Janeiro, Maio, Agosto, Novembro e Dezembro). Numa das cinco amostras positivas foi possível detetar e quantificar RNA de *Norovírus* e *Rotavírus*, numa concentração de 60 UG/L. Nas restantes quatro amostras foi encontrado RNA de *Rotavírus*, numa concentração variável (< LQ - 1206 UG/L). Das sete amostras de água colhidas à saída da ETA\_P, quatro apresentaram RNA viral (Janeiro, Maio, Agosto e Dezembro). Das quatro positivas, em duas foi detetado apenas RNA de *Norovírus*, numa concentração reduzida e inferior ao Limite de Quantificação; uma evidenciou RNA de *Rotavírus* numa concentração de 70 UG/L; e numa foi detetado RNA em simultâneo de *Norovírus* e *Rotavírus* também em concentrações reduzidas. Neste ponto de amostragem não foi encontrado RNA do vírus da hepatite A em nenhuma das matrizes.

#### 3.2.4 Albufeira\_M/ETA\_M

Das cinco amostras de água natural da Albufeira\_M, quatro evidenciaram a presença de RNA viral (Janeiro, Junho, Agosto e Outubro). Das quatro amostras positivas numa foi detetado RNA de *Norovírus*, noutra RNA de *Rotavírus* e em duas RNA de *Norovírus* e *Rotavírus*. Em todas as amostras positivas, a concentração de RNA foi reduzida e inferior ao Limite de Quantificação. Nas amostras de água para consumo, das cinco colhidas, apenas numa foi detetado RNA viral de *Norovírus*, numa concentração reduzida e inferior ao Limite de Quantificação (Janeiro). O RNA do vírus da hepatite A não foi detetado nas amostras das duas matrizes deste ponto de amostragem.

#### 3.2.5 Albufeira\_S/ETA\_S

Nas quatro amostras de água natural da Albufeira\_S não foi detetado o RNA de nenhum dos vírus em estudo. Por outro lado, na respetiva água para consumo à saída da ETA\_S, foi detetado RNA de *Norovírus* em todas as amostras (Maio, Julho, Outubro e Dezembro). Contudo, a concentração de RNA de *Norovírus* foi sempre reduzida e inferior ao Limite de Quantificação do método. O RNA do vírus da hepatite A não foi detetado nem na água natural, nem na água para consumo.

Foram realizados ao longo do estudo diversos brancos que apresentaram sempre ausência de contaminação.

## 4. DISCUSSÃO

O RNA dos vírus entéricos encontrado nas águas subterrâneas deste estudo também já havia sido detetado em vários outros países como a República da Coreia e no Estado Wisconsin nos Estados Unidos da América (Rusiñol, 2023). Ainda assim, esta matriz apresentou um reduzido nível de contaminação viral. Ainda existem poucos estudos, mas os mesmos indicam que o solo acaba por realizar alguma proteção destas massas de água, sendo pouco provável a contaminação com vírus (Wyk *et al.*, 2022).

Tal como nas águas subterrâneas, também nas águas superficiais e para consumo foi encontrado RNA de vírus entéricos. Estes vírus encontram-se por todo o mundo e em praticamente todas as matrizes de água, desde água natural, água salgada, água para consumo e água residual. São muitos os estudos já realizados com resultados positivos, nomeadamente na Colômbia, Brasil, Espanha, Finlândia, Noruega e Países Baixos (Lanrewaju *et al.*, 2022; Salvador *et al.*, 2021).

Não se verificou uma padrão de sazonalidade na deteção/quantificação de RNA viral, mas vale a pena salientar que as amostras de água superficial com RNA viral foram colhidas durante os meses de verão. Este resultado poderá estar associado à diminuição do fluxo de água nos rios e dos níveis de água nas albufeiras, havendo maiores consequências das descargas contaminantes por exemplo de aviários ou pecuárias (Salvador *et al.*, 2020).

Outro aspeto relevante é a falta de correspondência entre a ausência de RNA viral na água natural e a presença na respetiva água tratada. Este resultado poderá estar associado a várias causas, como as diferentes características das matrizes que podem influenciar os procedimentos de extração de RNA e do RT-qPCR ou à fragilidade das moléculas deste ácido nucleico que se podem degradar (Haramoto *et al.*, 2018).

Apesar de ter sido encontrado RNA viral nas amostras de água, é necessário ainda avaliar o seu estado de infecciosidade. A infecciosidade traduz-se na capacidade dos vírus infetarem células vivas. Só a partir desta avaliação é possível determinar o real risco para a saúde humana (Salvador *et al.*, 2020), uma vez que os vírus podem estar degradados e inativos. Geralmente essa análise é realizada em culturas celulares.

A avaliação não foi realizada no âmbito deste trabalho, mas pretende dar-se continuidade a tal nos próximos anos, a fim de complementar a informação do risco relativo à qualidade da água destinada ao consumo.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O método de pesquisa de vírus encontra-se validado na Direção de Laboratórios da EPAL.

Tal como acontece em muitos outros países, também em Portugal existe RNA de *Norovírus* e *Rotavírus* nas amostras de água natural e para consumo.

Nesta campanha de amostragem o RNA do vírus da hepatite A não foi encontrado.

As amostras de água subterrânea apresentaram um reduzido nível de contaminação viral.

A pesquisa de vírus em amostras de água é exigente e complexa, quer pelo custo dos reagentes, quer pelos requisitos técnicos que são necessários. Se estes agentes patogénicos se encontrarem na água, estarão muito provavelmente em baixa concentração, sendo por isso necessário filtrar um elevado volume de água para garantir uma maior representatividade na amostragem. As colheitas são por isso demoradas e com a necessidade de serem efetuadas por pessoal previamente formado na metodologia. De igual modo, o processamento das amostras em laboratório que pode levar até uma semana, segue procedimentos de ensaio muito minuciosos e de elevado rigor técnico, exigindo que sejam realizados por técnicos qualificados nesta área analítica.

Tendo em conta os custos, especificidade e complexidade destes ensaios, a Diretiva EU 2020/2184 de 16 Dezembro de 2020 e o novo Decreto-Lei n.º 69/2023, de 21 de Agosto preconizam que as Entidades Gestoras apostem nesta temática fazendo um rastreio preliminar da eventual presença/carga viral nas origens e saída das ETA, com base em ensaios/pesquisa de colifagos somáticos no âmbito da monitorização operacional dos seus PCQA. Os colifagos somáticos são vírus que infetam bactérias, nomeadamente a comum *E. coli*. Estes microrganismos indicadores da qualidade da água podem revelar uma contaminação fecal quer por fezes de animais ou de humanos, quer por água residual. O seu método de deteção/quantificação é relativamente rápido e simples.

Espera-se com este projeto contribuir para aumentar o conhecimento sobre a presença de vírus entéricos em água e assim permitir à Entidade Gestora o desenvolvimento do sistema de avaliação de risco para a qualidade da água e complementar o Plano de Segurança da Água.

## AGRADECIMENTOS

Agradecimento à Direção de Laboratórios, Área de Microbiologia do Laboratório de Lisboa da EPAL e à Equipa de Planeamento Amostragem e Tratamento de Dados pelo suporte e cooperação no presente estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Damania, R.; Desbureaux, S.; Rodella, A.; Russ, J.; Zaveri, E. Quality Unknown – The invisible water crisis. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank (2019).
- Eifan, S. 2013. Enteric Viruses and Aquatic Environment. *The Internet Journal of Microbiology*, 12, 1 (2013), 1-7.
- Fong, T.; Lipp, E. Enteric Viruses of Humans and Animals in Aquatic Environments: Health Risks, Detection, and Potential Water Quality Assessment Tools. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 69 (2005), 357-37.
- Fout, G.S.; Cashdollar, J.L.; Varughese, E.A.; Parshionkar, S.U.; Grimm, A.C. EPA Method 1615. Measurement of Enterovirus and Norovirus Occurrence in Water by Culture and RT-qPCR. *Journal of Visualized Experiments*, 107 (2016), 1-13.
- Funari, E.; Kistemann, T.; Herbst, S.; Rechenburg, A. Technical guidance on water related disease surveillance. World Health Organization Europe (2011).
- Gall, A.; Mariñas, B.; Lu, Y.; Shisler, J. Waterborne Viruses: A Barrier to Safe Drinking Water. *PLoS Pathog*, 11, 6 (2015), 1-7.
- Guerrero-Latorre, L; Gonzales-Gustavson, E.; Hundesa, A.; Sommer, R.; Rosina, G. UV disinfection and flocculation-chlorination sachets to reduce hepatitis E virus in drinking water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 219, 4 (2016), 405-411.
- Haramoto, E.; Kitajima, M.; Hata, A.; Torrey, J.; Masago, Y.; Sano, D.; Katayama, H. A review on recent progress in the detection methods and prevalence of human enteric viruses in water. *Water Research*, 135 (2018), 168-186.
- Lanrewaju, A.; Folami, A.; Sabiu, S.; Edokpayi, J.; Swalaha, F. Global public health implications of human exposure to viral contaminated water. *Frontiers in Microbiology*, 13 (2022), 1-18.
- Nações Unidas. 2015. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. [Consultado em 12 Agosto de 2023]. Disponível em <https://ods.pt/>.
- Rusiñol, M. Waterborne viruses in urban groundwater environments. *Plos Water*, 2, 8 (2023), 1-16.
- Salvador, D.; Neto, C.; Benoliel, M.J.; Filomena Caeiro, M. Assessment of the presence of hepatitis e virus in surface water and drinking water in Portugal. *Microorganisms*, 8, 761 (2020), 1-16.
- Salvador, D. Monitoring enteric viruses in different water matrices: implementation of methodologies and relevance of permanent surveys. Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa (2021). Tese de Doutoramento. Portugal.
- Sinclair, R.; Jones, E.; Gerba, C. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *Journal of Applied Microbiology*, 107, 6 (2009), 1769-80.
- Teixeira, P.; Salvador, D.; Brandão, J.; Ahmed, W.; Sadowsky, M.J.; Valério, E. Environmental and Adaptive Changes Necessitate a Paradigm Shift for Indicators of Fecal Contamination. *Microbiology Spectrum*, 8 (2020), 1-20.
- United Nations Children’s Fund (UNICEF). Ending child deaths from pneumonia and diarrhoea. New York. [Consultado em 20 Agosto de 2023]. Disponível em <https://data.unicef.org/wp-content/uploads/2016/11/UNICEF-Pneumonia-Diarrhoea-report2016-web-version.pdf>.
- World Health Organization. Emerging Issues in Water and Infectious Disease. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data (2003), 1-23.
- World Health Organization. Waterborne disease related to unsafe water and sanitation. [Consultado em 12 Agosto de 2023]. Disponível em <https://www.who.int/sustainable-development/housing/health-risks/waterborne-disease/en/>.
- World Health Organization. Guidelines for Drinking-water Quality (4th ed.). Switzerland: WHO Library Cataloguing-in-Publication Data (2017).
- Wyk, Y.; Ubomba-Jaswa, E.; Dippenaar, M.A. Potential SARS-CoV-2 contamination of groundwater as a result of mass burial: A mini-review. *Science of the Total Environment*, 835 (2022), 155473.

# Guia metodológico para a reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde

## *Methodological guide for the reuse of treated wastewater in Cape Verde*

Filipa Ferreira<sup>1,5</sup>, António Albuquerque<sup>2</sup>, Domingos Castro<sup>3</sup>, Marize Gominho<sup>4</sup>, José Saldanha Matos<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup> CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, CERIS, Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura e Georecursos, Lisboa, Portugal, filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, antonio.albuquerque@ubi.pt

<sup>3</sup> AdP – Internacional, Lisboa, Portugal, d.castro@adp.pt

<sup>4</sup> ANAS/Agência Nacional de Água e Saneamento, Cidade da Praia, Cabo Verde, Marize.Gominho@anas.gov.cv

<sup>5</sup> Hidra, Hidráulica e Ambiente, Lda, Lisboa, Portugal, jose.saldanha.matos@tecnico.ulisboa.pt

**RESUMO:** O aumento do consumo de água em Cabo Verde devido à crescente procura para abastecimento público, industrial, agrícola e turístico, exerce uma pressão significativa sobre os escassos recursos hídricos nacionais disponíveis. O Governo tem investido na última década numa grande reforma legislativa do sector da água e saneamento que advoga, como um dos requisitos, a reutilização total das águas residuais tratadas em utilizações compatíveis. Na presente comunicação é divulgado o “Guia Metodológico para a Definição do Quadro Regulamentar Aplicável à Água para Reutilização em Cabo Verde”, que se foca na reutilização de águas residuais tratadas de sistemas de tratamento centralizados ou descentralizados, considerando as utilizações compatíveis com a qualidade dos efluentes tratados. O Guia suporta-se no conceito de “adequação aos usos pretendidos” (“fit-for-purpose”) e do efeito de barreiras múltiplas, por forma a acrescentar robustez, resiliência e fiabilidade aos projetos de reutilização da água. O principal objetivo do guia é servir como um documento de orientação metodológica, alinhado com as melhores práticas internacionais, mas suficientemente simples e prático para poder ser adotado pragmaticamente em projetos de reutilização de água em Cabo Verde.

**Palavras-chave:** Adequação ao fim a que se destina; barreiras múltiplas; Cabo Verde; guia; reutilização da água.

**ABSTRACT:** The increase in water consumption in Cape Verde due to growing demand for public, industrial, agricultural and tourism activities, creates a significant pressure on the scarce national water resources. The Government has invested in the last decade in a major legislative reform of the water and sanitation sector which advocates, as one of the requirements, the full reuse of treated wastewater in compatible uses. This article refers to the “Methodological Guide for the Definition of the Regulatory Framework Applicable to Water for Reuse in Cape Verde”, which focuses on the reuse of treated wastewater from centralized or decentralized treatment systems, considering uses compatible with the quality of the treated effluent. The guide relies on the concept of “fit-for-purpose” and the multiple barriers effect, in order to add robustness, resilience and reliability to water reuse projects. The main objective of the guide is to serve as a methodological guidance document, aligned with international best practices, but simple and practical enough to be adopted pragmatically in water reuse projects in Cabo Verde.

**Keywords:** Cape Vert; fit-for-purpose; guide; multiple barriers; water reuse.

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento do consumo de água em Cabo Verde devido à crescente procura para abastecimento público, industrial, agrícola e turístico, exerce uma pressão significativa sobre os recursos hídricos nacionais disponíveis. Com recursos hídricos limitados, Cabo Verde é um país em que a população tem vindo a aumentar significativamente nos últimos 40 anos (de 200 para quase 600 mil habitantes). A precipitação anual média é 237 mm e em três das dez ilhas (São Vicente, Sal e Boavista) é inferior a 100 mm. Os efeitos das alterações climáticas agravam a situação e contribuem para a procura prioritária de fontes de água alternativas.

O Governo investiu na última década numa grande reforma legislativa do sector da água e saneamento, consubstanciada no PLENAS, o Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento (Conselho de Ministros, 2015), que advoga, como um dos requisitos básicos, a total reutilização das águas residuais tratadas em utilizações compatíveis, até 2030. Adicionalmente, o recente Decreto Regulamentar Nº 4/2020, de 02 de março de 2020, estabelece os critérios e os parâmetros para controlo da qualidade da água para rega.

Os usos potenciais para a água para reutilização (ApR) incluem a irrigação e os usos urbanos compatíveis (por exemplo, lavagem de ruas; lavagem de contentores, veículos e equipamentos; e limpeza de coletores de águas residuais). A reutilização de águas contribuirá para satisfazer as necessidades futuras de água para usos que não requerem água potável, diminuindo os volumes a captar ou dessalinizar, contribuindo assim para a redução de custos, energia e emissões carbónicas na produção de água potável e da consequente descarga de águas residuais em meios recetores, para além de potenciar o uso sustentável dos recursos hídricos, em linha com os princípios consagrados da eficiência hídrica e energética e da economia circular.

Neste contexto, foi desenvolvido, por iniciativa da Águas de Portugal Internacional em articulação com a Agência Nacional de Água e Saneamento de Cabo Verde (ANAS), e com suporte da Sociedade HIDRA, Hidráulica e Ambiente Lda, o “Guia Metodológico para a Definição do Quadro Regulamentar Aplicável à Água para Reutilização em Cabo Verde”. O guia centra-se na reutilização de águas residuais tratadas de sistemas de tratamento de águas residuais centralizados ou descentralizados, considerando as utilizações compatíveis com a qualidade dos efluentes tratados. O principal objetivo do guia proposto é servir como um

documento de orientação metodológica, alinhado com as melhores práticas internacionais, mas suficientemente simples e prático para ser adotado pragmaticamente em projectos de reutilização de água em Cabo Verde. Foi desenvolvido tendo como referência principal o Guia para a Reutilização de Água - Usos não potáveis, elaborado pela Agência Portuguesa do Ambiente (2019).

O guia define os princípios gerais para a reutilização da água (incluindo as principais utilizações e normas de qualidade aplicáveis), estabelece diretrizes para a gestão e avaliação de riscos, licenciamento, e desenvolvimento de programas de monitorização.

## 2. REUTILIZAÇÃO: PRINCÍPIOS GERAIS

A reutilização de águas é enquadrada, no guia metodológico, numa abordagem de “adequação ao fim a que se destina” (*“fit-for-purpose”*, na terminologia anglo-saxónica), de acordo com normas adequadas a cada uso, bem como à proteção dos utilizadores, através de uma metodologia de avaliação de risco. Salienta-se que a conjugação das alíneas 2 e 4 do artigo 6º do DR nº 4/2020 abre a possibilidade de aplicação, se oportuno e para efeitos de licenciamento, de uma abordagem tipo *“fit-for-purpose”*.

Para garantir a correta aplicação da abordagem “adequação ao fim a que se destina”, a produção de ApR deve garantir uma qualidade mínima para os usos previstos. Na prática, a qualidade mínima é frequentemente condicionada pelo uso predominante, tendo em atenção as normas de qualidade em vigor, em função dos resultados do processo de avaliação do risco conjugado com a aplicação de barreiras ou barreiras equivalentes. O conceito de barreira-equivalente, explicado em maior detalhe no capítulo 3, corresponde ao conjunto de barreiras que produz um resultado equivalente a uma certa redução de perigo e risco associado a contaminação por microrganismos patogénicos.

Do ponto de vista agronómico, a água de rega destina-se a satisfazer as necessidades hídricas das plantas, não devendo ser veículo de aplicação de substâncias prejudiciais ao seu desenvolvimento (e.g., excesso de sais dissolvidos, metais pesados ou cloro residual), podendo adicionalmente fornecer substâncias benéficas ao desenvolvimento da planta (e.g., nutrientes como o azoto, boro, enxofre, fósforo, potássio e zinco). A proteção da saúde pública exige que o teor de compostos químicos e de microrganismos patogénicos seja compatível com o tipo de exposição humana e animal à rega e aos produtos regados.

A qualidade mínima é assegurada através da introdução de barreiras múltiplas equivalentes de segurança de natureza física ou química, a implementar pelo produtor, podendo ser complementadas por outras barreiras ao nível do utilizador.

A minimização dos riscos é conseguida através da consideração cumulativa de múltiplas barreiras, de natureza física ou química, a serem implementadas tanto pelo produtor de águas residuais tratadas como pelos utilizadores finais. Além disso, deve ser implementado um programa de monitorização e um plano de gestão dos riscos. Esta abordagem assegura a reutilização das águas residuais tratadas com uma qualidade adequada à utilização prevista, garantindo a proteção do ambiente e da saúde pública.

Os projetos para reutilização de águas podem ser implantados a partir de sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais, coletivos ou individuais, que produzem ApR apenas para uso próprio, ou de sistemas coletivos centralizados de tratamento de águas residuais, que produzem ApR para uso próprio ou para a sua utilização por terceiros.

Os projetos para reutilização de águas devem incluir a recolha das ApR no local de produção e seu transporte, com eventual elevação, armazenamento e aplicação nos pontos de utilização. O armazenamento pode ter lugar em reservatórios enterrados, apoiados ou torres de pressão, em tanques, lagoas, massas de água de barragens, ou qualquer outro espaço de retenção de água. O desenvolvimento do projeto para reutilização de águas inclui as seguintes fases:

1. Avaliação das oportunidades de reutilização de águas e da viabilidade técnica em termos quantitativos e qualitativos, de acordo com a oferta (potencial de produção de ApR e qualidade no local de entrega) e de acordo com a procura (com análise dos possíveis usos e qualidade necessária para a sua aplicação).
2. Elaboração de uma avaliação do risco e definição de medidas de minimização, para identificar eventuais perigos da aplicação de ApR para o ambiente e saúde pública, de acordo com a tipologia de usos praticada, com determinação dos riscos associados ao projeto e com a definição de medidas para a sua minimização e controlo (i.e., implementação de barreiras sanitárias e ambientais ao nível do produtor e/ou utilizador e estabelecimento de plano de gestão de risco).

3. Avaliação do custo-benefício das soluções, para análise comparativa do investimento necessário para alcançar a qualidade mínima desejada nas ApR.
4. Obtenção das licenças para produção e utilização de ApR, em que constam as medidas de gestão e de monitorização adequadas a cada projeto.

### 3. AVALIAÇÃO E GESTÃO DE RISCO

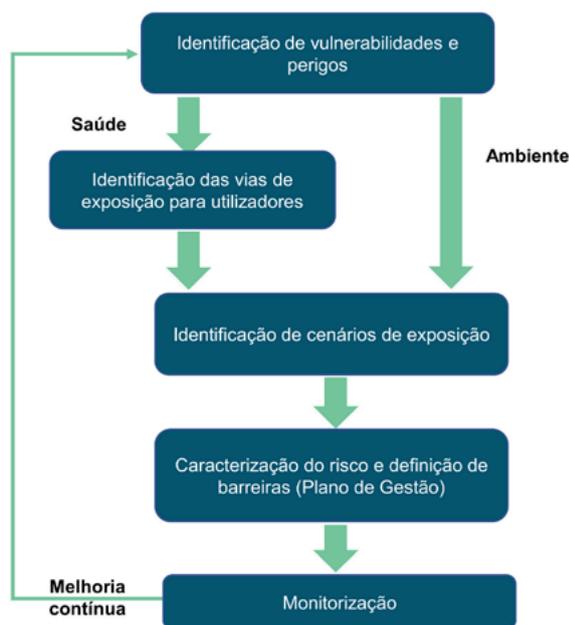
Como referido, o guia considera uma abordagem adequada para assegurar uma qualidade mínima para as utilizações pretendidas, com base numa metodologia de avaliação de risco. A avaliação dos riscos no contexto da reutilização da água consiste em identificar vulnerabilidades, perigos e consequências da reutilização de água sobre o ambiente e a saúde pública, em termos espaciais e temporais, tal como se ilustra na Figura 3.1. Os riscos ambientais resultantes da aplicação de ApR na rega e usos urbanos decorrem, nomeadamente, da sua eventual escorrência, infiltração e percolação para o solo e recursos hídricos subterrâneos ou superficiais; os riscos para a saúde pública podem resultar da sua ingestão, inalação ou absorção pela pele.

O guia estabelece os procedimentos de avaliação de risco, gestão e comunicação de risco, que são componentes-chave dos estudos de análise de risco.

A implementação de modelos de gestão do risco pretende assegurar uma boa e segura implementação de projetos de reutilização de águas, devendo garantir os objetivos de qualidade das ApR para os usos preconizados, sem resultar em impactes ambientais negativos ou colocar em causa a saúde pública.

Para cada utilizador de ApR e para cada tipologia de aplicação deve ser elaborada uma grelha com as vulnerabilidades, perigos, consequências e riscos associados, para cenários de exposição direta ou indireta. Em cenários de exposição direta (ingestão ou inalação) poderá ser utilizado um modelo matemático quantitativo, como o Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) proposto pela OMS (2006). No entanto, os modelos de avaliação semi-quantitativa e qualitativa são os mais adequados para as aplicações previstas no Guia. Na aplicação destes modelos, a severidade das consequências é definida empiricamente com base em dados da literatura.

A minimização dos riscos é alcançada pela aplicação de barreiras múltiplas ajustadas a cada projeto de reutilização de águas (conceito de multibarreira).



**Figura 3.1.** Representação esquemática da avaliação de risco.

Este procedimento consiste na imposição de barreiras de segurança ao nível do tratamento das águas residuais (barreiras ao nível do produtor) e de barreiras para minimizar o risco na sua utilização. A implementação de medidas com base na conjugação de múltiplas barreiras para obtenção de efeito multibarreira pode permitir a utilização de ApR de menor qualidade ao nível do produtor para um uso mais exigente ao nível do utilizador. Neste caso, as medidas de prevenção ou controlo ao nível do utilizador devem permitir alcançar um valor de risco mais reduzido, compatível ou equivalente à aplicação de um normativo mais exigente (barreira-equivalente).

Em conformidade com Rebelo *et al.* (2020), uma redução logarítmica ( $\log_{10}$ ), assegurada por um conjunto particular de medidas preventivas, é conhecida como uma barreira equivalente (ou seja, um conjunto de medidas que assegure uma redução logarítmica de 1 é equivalente a uma redução de microrganismos de 10 vezes, pelo que a contagem final é 1/10 da contagem original, e pode ser designada por barreira equivalente). O guia propõe a aplicação do conceito de barreiras equivalentes, e estabelece o número de barreiras que devem ser combinadas com um grau específico de qualidade da água para assegurar um nível adequado de proteção contra agentes patogénicos. Para reduzir o risco para o ambiente (solo e recursos hídricos), podem ser usadas nomeadamente as seguintes barreiras:

- definir restrições de acesso aos locais de produção, armazenamento, distribuição e aplicação de ApR;
- evitar o transporte de ApR em sistemas abertos como canais ou valas, privilegiando o transporte por tubagem enterrada;
- não aplicar ApR em solos argilosos, fraturados ou fissurados;
- não aplicar ApR em solos onde a profundidade do nível freático, no período mais crítico do ano em termos de precipitação, seja inferior a 3 m.

Para reduzir o risco para a saúde pública resultante do contacto direto ou indireto com ApR sugerem-se, como exemplo, as barreiras seguintes:

- introduzir tratamento de afinação ou terciário para ApR de tratamento secundário, à base de filtração e desinfecção por tecnologias de radiação ultravioleta ou equivalente;
- evitar sistemas de rega por aspersão, privilegiando a rega gota-a-gota ou a rega subsuperficial, ou ainda evitar a lavagem de superfícies por jato em locais de acesso público;
- suspender a rega num período de tempo adequado, antes das operações de colheita;
- não utilizar ApR para rega de culturas destinadas a consumo em cru para pessoas ou animais.

A barreira, ou conjunto de barreiras, que produz um resultado equivalente a uma certa redução de perigo e risco associado a contaminação por microrganismos patogénicos, é definida como barreira-equivalente, apresentando-se alguns exemplos no Quadro 3.4.

Após a definição das barreiras a aplicar a cada oportunidade de utilização e de exposição, procede-se à classificação do risco associado às aplicações de ApR, em função da perigosidade e da probabilidade de falha das medidas de minimização (barreiras). Em termos de perigosidade, definiram-se quatro classes (Quadro 3.5), de acordo com a probabilidade do perigo ter ocorrido no passado, ou de as vulnerabilidades apresentadas poderem ser “baixa”, “média”, “alta” e “muito alta”. O risco é, assim, classificado qualitativamente em “Baixo”, “Médio”, “Alto” e “Muito Alto” em função da associação entre a perigosidade e a eficiência das barreiras, como apresentado no Quadro 3.6.

Quando o risco de um parâmetro for “Muito Alto”, o projeto de reutilização de águas deve ser

considerado inviável. Se o risco for “Médio” ou “Alto” devem ser equacionadas novas barreiras e voltar a ser avaliado o risco até que se obtenha a classificação de risco “Baixo”. Apenas com uma avaliação de Baixo Risco se deverá abrir a possibilidade da não satisfação integral das normas de qualidade de ApR para rega definidas no Decreto Regulamentar Nº 4/2020, de 2 de março, conforme decisão excecional da Entidade Licenciadora.

O guia inclui, como exemplo de aplicação, o estudo de caso de reutilização de águas residuais da ETAR do Tarrafal, localizada na ilha de Santiago, Cabo Verde. A ETAR compreende um sistema de tratamento de águas residuais por lagoas de estabilização, prevendo-se um tratamento final de afinação, destinando-se a ser reutilizado na irrigação de campos agrícolas próximos e na rega de espaços verdes.

**Quadro 3.1.** Tipo de barreiras e barreiras-equivalentes para redução de carga microbiológica patogénica (adaptado de HPB, 2022; APA, 2019 e OMS, 2006).

Barreira	Redução de microrganismos indicadores ou patogénicos (Log <sup>10</sup> )	Nº de barreiras-equivalentes
Tratamento secundário em ETAR	0,5 a 3	1 a 2
Tratamento de afinação com filtração em meio granular <sup>1</sup>	2 a 4	1 a 2
Tratamento de afinação com filtração em membrana <sup>2</sup>	4 a 6	2 a 3
Tratamento de afinação com desinfecção <sup>3</sup>	2 a 6	1 a 3
Rega gota-a-gota para culturas de crescimento lento (≥25 cm do solo)	2	1
Rega gota-a-gota para culturas de crescimento elevado (≥50 cm do solo)	4	2
Rega subsuperficial	6	3
Coberturas resistentes ao sol	2 a 4	1 a 2
Secagem de culturas ao sol antes da colheita (e.g., girassol)	2 a 4	1 a 2
Cessação da rega ou interrupção em período de tempo anterior à colheita	0,5 a 2 <sup>4</sup>	1 <sup>4</sup>
Restrição de acesso de pessoas e animais, pelo menos 24 horas após a rega	0,5 a 2	1
Restrição de acesso de pessoas e animais, pelo menos 5 dias após a rega	2 a 4	1 a 2
Restrição de acesso durante as horas de rega em áreas públicas, de lazer ou desportivas (e.g., rega noturna)	0,5 a 1	1

<sup>1</sup> por exemplo, filtro de areia ou antracite com carvão ativado.

<sup>2</sup> por exemplo, microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração ou osmose inversa.

<sup>3</sup> por exemplo, cloragem ou radiação ultravioleta.

<sup>4</sup> por dia, tempo seco.

**Quadro 3.5.** Classes de perigosidade.

Perigosidade	Descrição
Baixa	Não há evidência de ter ocorrido no passado ou a vulnerabilidade é baixa.
Média	Há evidência de ter ocorrido no passado, mas não há registos ou a vulnerabilidade é média.
Alta	Há registos de ocorrência de alguns casos no passado ou a vulnerabilidade é alta.
Muito alta	Há registos de ocorrência frequente no passado ou a vulnerabilidade é muito alta.

**Quadro 3.6.** Classificação do risco para os usos previstos.

		Perigosidade			
		Baixa	Média	Alta	Muito alta
Eficiência das barreiras	Baixa	Alto	Alto	Alto	Muito alto
	Média	Médio	Médio	Alto	Alto
	Alta	Baixo	Médio	Médio	Alto
	Muito alta	Baixo	Baixo	Baixo	Médio

## 4. LICENCIAMENTO, PLANO DE MONITORIZAÇÃO E PLANO DE GESTÃO DE RISCO

O guia estabelece os requisitos de licenciamento que estão sujeitos a parecer das autoridades de gestão dos recursos hídricos, agricultura, saneamento e saúde, concretamente a Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANAS), a quem foi atribuída a responsabilidade de licenciar a produção e a reutilização de águas residuais tratadas. As licenças de produção e de utilização de ApR podem ser emitidas por um prazo máximo de 10 anos, sendo o gestor do sistema centralizado o responsável pela manutenção da qualidade da água até ao local de entrega.

Cada projeto de reutilização de água deve incluir um plano de monitorização relativo à qualidade da água reutilizada nos locais de produção e distribuição, para avaliar a eficácia das medidas de minimização na redução dos riscos ambientais e de saúde pública. São distinguidos três tipos de planos de monitorização:

- Monitorização de validação: para provar que um dado sistema de reutilização cumpre os requisitos de qualidade requerida para o uso pretendido. A monitorização de validação é suportada por três tipos de indicadores (bactérias, vírus e protozoários) e é efetuada uma vez, no arranque do sistema de tratamento.
- Monitorização de desempenho: ao longo da vida útil do projeto, devem ser monitorizados os parâmetros operacionais adequados à tipologia de tratamento e do sistema de reutilização, com prévia seleção de pontos críticos de controlo. Podem ser considerados parâmetros como: caudal, oxigénio dissolvido, CBO5, SST, tempos de retenção hidráulica; cloro residual livre, pH e temperatura.
- Monitorização de conformidade: de solos (incluindo a salinidade), vegetação ou recursos hídricos, para confirmação de não deterioração. A monitorização de solos e vegetação deve ser definida em conjunto pela ANAS e autoridade de agricultura.

Por último, refere-se o plano de gestão do risco (Figura 4.1) que se destina a prever procedimentos para a identificação de vulnerabilidade e perigos, identificação de consequências e estimativa qualitativa do risco, avaliação do risco e definição de medidas mitigadoras e monitorização, em todas as fases de reutilização de águas, desde a produção até à utilização. Estes procedimentos devem ser revistos periodicamente, numa perspetiva de

melhoria contínua, garantindo assim que o risco se mantém baixo (i.e., os perigos e suas potenciais consequências sejam reduzidos) ao longo de período de vida útil do projeto de reutilização.



**Figura 4.1.** Aspectos a considerar no plano de gestão de risco.

## SÍNTESE

O presente artigo apresenta o “Guia Metodológico para a Definição do Quadro Regulamentar Aplicável à Água para Reutilização em Cabo Verde”, desenvolvido com base nos conceitos de “adequação aos usos pretendidos” (“fit-for-purpose”) e de multibarreiras.

O guia centra-se na reutilização de águas residuais tratadas de sistemas de tratamento de águas residuais centralizados ou descentralizados, considerando as utilizações compatíveis com a qualidade dos efluentes tratados. O principal objetivo do guia proposto é servir como um documento de orientação metodológica, alinhado com as melhores práticas internacionais, mas suficientemente simples e prático para ser adotado pragmaticamente em projectos de reutilização de água em Cabo Verde

São identificados os aspetos relevantes a ter em atenção no desenvolvimento de projetos de reutilização de águas residuais, incluindo de avaliação e gestão do risco, de licenciamento da produção e da utilização, de planos de monitorização das ApR, da saúde e dos meios recetores (solos, plantas, águas superficiais e águas subterrâneas). Para se assegurar a adequada promoção da ApR e dos seus projetos, bem como a respetiva aceitação pública, a transmissão de informação e sensibilização da população é considerada crucial.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APA (2019). Guia para a reutilização de água. Usos não potáveis. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa, Portugal.

Conselho de Ministros (2015). Resolução nº 10/2015 de 20 de fevereiro (PLENAS – Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento), Cabo Verde.

Conselho de Ministros (2020). Decreto Regulamentar Nº 4/2020, de 2 de março (critérios e parâmetros para controlo da qualidade da água para rega). Boletim oficial do Governo de Cabo Verde, I Série, Nº 24, Cabo Verde.

OMS (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Organização Mundial da Saúde, Genebra, Suíça.

Rebelo A., Quadrado M., Franco A., Lacasta N., Machado P. (2020). Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization, Water Cycle, Volume 1, Pages 41-53.



# Governança participativa na definição da estratégia de adaptação futura do litoral de Ovar

## *Participatory governance in the definition of the future adaptation strategy of the coast of Ovar*

Márcia Lima<sup>1,2</sup>, Filipe Alves<sup>3</sup>, Fábio Matos<sup>4</sup>, André Vizinho<sup>3</sup>, Carlos Coelho<sup>1</sup>

<sup>1</sup> RISCO & Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, marcia.lima@ua.pt, ccoelho@ua.pt

<sup>2</sup> Universidade Lusófona – Centro Universitário do Porto, marcia.lima@ulusofona.pt

<sup>3</sup> CE3C-CCIAM & Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, fmalves@fc.ul.pt, avizinho@fc.ul.pt

<sup>4</sup> CESAM & Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, fabiomatos@ua.pt

**RESUMO:** O projeto INCCA (<http://incca.web.ua.pt/>) teve por objetivo promover uma abordagem que integra 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 técnica de engenharia, para apoiar os órgãos de decisão a conceber planos de ação para implementação de estratégias de adaptação às alterações climáticas, sustentáveis e duradouras. Trata-se de um projeto com uma forte componente participativa, que envolveu as populações locais e *stakeholders* através da realização de *workshops* de forma a desenvolver um modelo participativo e económico, contribuindo para a redução da vulnerabilidade dos territórios costeiros e aumentando a resiliência das comunidades locais. O litoral de Ovar inclui uma das zonas costeiras com maior vulnerabilidade e risco do litoral português, tendo sido por isso, o caso de estudo selecionado para o projeto INCCA.

Este trabalho apresenta uma das componentes do projeto INCCA, cujo objetivo principal consistiu na definição de uma estratégia de adaptação costeira que integra perspetivas de curto, médio e longo prazo para o litoral do concelho de Ovar, baseando-se nos resultados de *workshops* participativos locais. Esta componente deu resposta a dois dos principais objetivos do projeto INCCA: 1) envolver as populações locais e *stakeholders* de forma a desenvolver um modelo participativo e económico; e 2) reduzir a vulnerabilidade dos territórios costeiros e aumentar a resiliência das comunidades locais. Foram realizados três *workshops* participativos, onde foi avaliado um leque abrangente de medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas. Num último momento, convergiu-se para uma visão comum e partilhada pelos diferentes intervenientes, traduzida no caminho de adaptação que representa uma combinação de diferentes medidas que contribuem para a definição da estratégia de gestão costeira no Concelho de Ovar. Este trabalho demonstrou como, através de métodos participativos, foi possível envolver diversos atores de diferentes setores, nos processos fundamentais de definição de estratégias de gestão costeira e tomada de decisão. O uso de metodologias participativas no projeto INCCA foi tanto um meio como um fim em si mesmo, contribuindo para cultivar uma cultura de democracia participativa, essencial para a cocriação de soluções para um futuro de consenso.

Palavras-Chave: INCCA; caminho de adaptação; *workshops* participativos; *stakeholders*; alterações climáticas.

**ABSTRACT:** The INCCA project (<http://incca.web.ua.pt/>) aimed to promote an approach that integrates adaptation to climate change and mitigation of coastal erosion in short, medium, and long-term perspectives. Adaptation and mitigation should consider the social, environmental, economic, and technical engineering dimensions to support decision-makers in designing action plans for implementing sustainable and enduring climate change adaptation strategies. It was a project with a strong participatory component, involving local populations and stakeholders through workshops to develop a participatory and economic model, contributing to reducing the vulnerability of coastal territories and increasing the resilience of local communities. The coastal area of Ovar includes one of the most vulnerable and at-risk coastal zones in Portugal, which is why it was selected as the case study for the INCCA project.

This work presents one of the components of the INCCA project, whose main objective was to define a coastal adaptation strategy integrating short, medium, and long-term perspectives for the coastal area of Ovar, based on the results of local participatory workshops. This component addressed two of the main objectives of the INCCA project: 1) involving local populations and stakeholders to develop a participatory and economic model; and 2) reducing the vulnerability of coastal territories and increasing the resilience of local communities. Three participatory workshops were held, where a comprehensive range of measures for mitigating and adapting to coastal erosion and climate change was evaluated. In a final stage, a common vision shared by different stakeholders was reached, translated into the adaptation pathway representing a combination of different measures contributing to the definition of coastal management strategy in the Municipality of Ovar. This work demonstrated how, through participatory methods, it was possible to involve various actors from different sectors in the fundamental processes of defining coastal management strategies and decision-making. The use of participatory methodologies in the INCCA project was both a means and an end in itself, contributing to fostering a culture of participatory democracy, essential for co-creating solutions for a consensus-based future.

Keywords: INCCA; adaptation pathway; participatory workshops; stakeholders; climate change.

## 1. INTRODUÇÃO

O projeto INCCA (Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes) teve por objetivo promover uma abordagem que integra 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 socioeconómicas, 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, pretendeu-se com o projeto INCCA promover uma abordagem que considera perspetivas de curto, médio e longo-prazo, considerando as dimensões social, ambiental, económica e técnica da adaptação para apoiar os órgãos de decisão na conceção de planos de ação para implementação de estratégias de adaptação às alterações climáticas, sustentáveis e duradouras. O projeto visou contribuir para a redução da vulnerabilidade dos territórios costeiros e aumento da 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 prever a evolução da linha de costa no curto, médio e longo-prazo, e antecipar o comportamento das estruturas costeiras; (iv) prever os efeitos socioambientais dos potenciais impactos económicos de diferentes estratégias de adaptação costeira; (v) desenvolver um modelo integrado para avaliar e comparar o desempenho socioambiental e o 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 um dos mais vulneráveis e de maior risco costeiro em Portugal (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 (Coelho *et al.*, 2015). Por este motivo, o litoral de Ovar (Figura 1) foi selecionado para caso de estudo do projeto INCCA, tendo sido realizados os momentos participativos do projeto neste concelho. No âmbito do projeto realizaram-se *workshops* participativos que envolveram os *stakeholders* nas diferentes fases do processo de construção da estratégia municipal, promovendo o debate e a discussão multidisciplinar e multisectorial, e, acima de tudo, contribuindo para uma cultura de democracia participativa sobre o futuro da gestão costeira em Ovar. Um dos principais resultados do projeto consistiu na criação de uma base de dados informativa das medidas de adaptação analisadas, custos, eficácia e benefícios, e num conjunto de medidas de adaptação adequadas para implementar ao longo da costa portuguesa, incluindo as características socioambientais específicas, os custos de implementação e o potencial retorno económico.



**Figura 1.** Caso de estudo do projeto INCCA: município de Ovar (Cruz, 2015).

No que diz respeito aos processos participativos, apesar dos esforços de vários países para envolver o público na gestão costeira, ainda existem várias barreiras a superar (Fitton *et al.*, 2021; Silver, 2021), relacionadas, principalmente, com a falta de envolvimento dos cidadãos no processo, o que é prejudicial para a conceção e implementação de estratégias de adaptação (McKinley *et al.*, 2021).

Assim, o uso de ferramentas inovadoras e processos participativos na gestão costeira podem potencializar o sucesso do sistema e as estratégias resultantes (Areia *et al.*, 2021). A abordagem utilizada no projeto INCCA, de “investigação participada” (designada de metodologia PAR – *Participatory Action Research*), pode ser aplicado a processos que englobam alterações climáticas (Amaru e Chhetri, 2013; Campos *et al.*, 2016) e, por extrapolação, a estratégias de gestão costeira. A utilização da metodologia PAR e abordagens semelhantes no domínio da gestão e planeamento costeiro está a tornar-se cada vez mais relevante na Europa, tendo sido publicados vários estudos que demonstram o potencial destas práticas (McNiff, 2013; Penha-Lopes, 2013; Schmidt *et al.*, 2014; Wittmayer e Schöpke, 2014; Vizinho *et al.*, 2017; Zandvoort *et al.*, 2017).

Este trabalho apresenta os resultados de uma das principais componentes do projeto INCCA, relativa à implementação do processo participativo, traduzido na realização de três momentos participativos (o primeiro dos quais, dividido em três partes) que decorreram ao longo do período do projeto, no concelho de Ovar. Nas secções seguintes, é descrita a metodologia do processo participativo, os principais resultados, bem como reflexões sobre a importância dos instrumentos de cidadania ativa e do envolvimento das partes interessadas para gestão costeira integrada no século XXI.

## 2. MODELO PARTICIPATIVO

As reflexões sobre o futuro do litoral português permitiram concluir que há espaço para ir além da modelação e projeção da evolução da linha de costa em diferentes cenários de alterações climáticas, considerando a subida do nível do mar ou galgamentos e, ir também além, da listagem e avaliação das ações que se podem tomar para diminuir os impactos da erosão costeira. Assim, um dos principais objetivos do projeto INCCA consistiu no desenvolvimento de uma Estratégia Municipal de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira para o concelho de Ovar, baseado em metodologias PAR inovadoras, que incluem intervenientes de todos os setores interessados (*stakeholders*) para se alcançar um plano viável e equitativo para o futuro das zonas costeiras e das suas comunidades.

Essa estratégia deve integrar os diferentes impactos ambientais, sociais e económicos - positivos e negativos -, para três horizontes temporais - 2030, 2050 e 2100 -, tendo em conta critérios, preferências e escolhas de potenciais caminhos futuros, discutidos e validados pelos diferentes atores com poder, responsabilidade e interesse

na gestão costeira. Desta forma, a análise quer-se multidisciplinar, multi-temporal, multisectorial e multi-*stakeholder*, de forma a garantir que todas as diferentes perspetivas sobre o território sejam devidamente consideradas e internalizadas no processo de tomada de decisão.

Além dos modelos numérico-matemáticos, anteriormente usados para fundamentar cientificamente opções técnicas e políticas adotadas na gestão da costa, ao longo do projeto INCCA estes modelos foram calibrados e melhorados através dos contributos das diferentes partes interessadas – *stakeholders* – no futuro da gestão costeira do concelho de Ovar. Esta dimensão participativa do projeto INCCA, um dos fatores distintivos e marcantes deste projeto de ação-investigação, esteve ancorada em duas metodologias fundamentais: PBCA (*Participatory Benefit Cost-Analysis*) e SWAP (*Scenario Workshop and Adaptation Pathways*, Vizinho *et al.*, 2017).

A primeira metodologia desenvolvida, testada e implementada no âmbito do projeto BASE (*Bottom-up climate Adaptation Strategies towards a sustainable Europe*, Ng *et al.*, 2016), teve como objetivo fundamental priorizar e analisar, de forma participada, as diferentes opções de mitigação e adaptação à erosão costeira, usando quer análises multicritério, quer uma tabela simplificada de análise custo-benefício. A segunda metodologia teve como principal objetivo construir uma visão comum para o futuro do litoral do concelho de Ovar, e construir um caminho de adaptação que permita atingir esse futuro.

Ambas as metodologias usadas no projeto INCCA pressupõem uma colaboração ativa e presente de um conjunto amplo de *stakeholders* com o conhecimento técnico, social, económico e ambiental, assim como outros agentes com interesse no território, tais como os responsáveis pelos negócios locais, as populações que usufruem deste território costeiro, entre outros. Com o apoio da Câmara Municipal de Ovar e da Agência Portuguesa do Ambiente – parceiros do projeto – foram convidados para participarem nas diferentes fases do projeto diferentes entidades, organizações e personalidades, do concelho, mas também de âmbito nacional.

O envolvimento dos *stakeholders* fez-se essencialmente através da realização de três *workshops* participativos, quer em formato *online* quer presencial.

### 2.1 Stakeholders

Os momentos participativos do projeto foram marcados pela presença e envolvimento de

diversos *stakeholders* representativos de diferentes setores com interesse na gestão da orla costeira de Ovar. Os eventos participativos tiveram um número variável de *stakeholders*, entre 15 e 22, totalizando cerca de 34 participantes diferentes. O papel dos *stakeholders* passou pela análise dos dados fornecidos pelo projeto INCCA, contribuição com o seu conhecimento individual, compreensão das problemáticas e especificidades do litoral de Ovar e debate sobre as estratégias e medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e alterações climáticas. Os *stakeholders* foram ainda consultados nas várias etapas do processo para rever, comentar e validar quer os pressupostos, quer as conclusões obtidas. Estiveram representadas nos diferentes momentos participativos, cerca de 20 entidades (Alves, 2021; Rato et al., 2021; Alves et al., 2022). O setor com maior representatividade foi o da academia, incluindo participantes de quatro universidades distintas. Outro sector amplamente representado foi o da administração local, incluindo câmara municipal e juntas de freguesia. Engenheiros e especialistas de instituições nacionais e privadas ligadas à gestão do território marcaram também presença, bem como, a Agência Portuguesa do Ambiente, o Laboratório Nacional de Engenharia Civil e a Polis Litoral Ria de Aveiro. Estiveram presentes entidades locais, tais como, Bombeiros Voluntários de Ovar, Amigos do Cáster, Escola de Surf da Barrinha de Esmoriz e Clube de Campismo.

## 2.2 Workshops Participativos

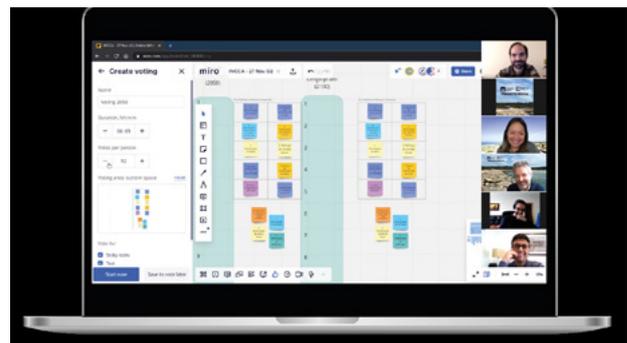
Foram realizados três *workshops* participativos que contaram com a presença de diferentes atores, com responsabilidade sobre a gestão, a tomada de decisão e na utilização dos recursos costeiros do concelho de Ovar.

### 2.2.1. 1º Workshop Participativo

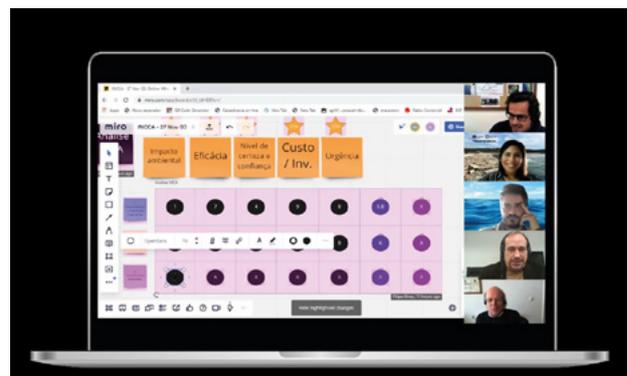
O Primeiro *Workshop* Participativo – ‘Estratégias, custos e benefícios’, planeado para decorrer presencialmente, decorreu em formato *online*, de forma a lidar com a pandemia COVID-19 que então afetou a sociedade, mas garantindo as ações de investigação participativa (Matos et al., 2023). Deste modo, o *Workshop* foi dividido em três momentos distintos, cada um tendo decorrido inteiramente em regime *online* através da plataforma de videoconferências ‘Zoom’, Figura 2.

O Primeiro Momento do Primeiro *Workshop* Participativo teve lugar a 27 de novembro de 2020. Nesta primeira fase, o projeto e a temática erosão costeira foram introduzidos aos participantes com mais detalhe, dando ênfase às medidas de

mitigação e adaptação (MMA) compiladas pela equipa do projeto, e que viria a servir de base para as restantes atividades. Os participantes tiveram oportunidade de explorar estas medidas, validando as suas métricas e impactes, avançando posteriormente para um exercício de seleção das mais promissoras, identificando-se as dez medidas com aprovação pela maioria dos participantes. Estes foram divididos em três grupos, repetindo o exercício desta vez com discussão entre os elementos do grupo, e procedendo-se à respetiva priorização.



a) 1º Momento



b) 2º Momento



c) 3º Momento

**Figura 2.** 1º *Workshop* participativo.

No Segundo Momento do Primeiro *Workshop* Participativo, decorrido a 4 de dezembro de 2020, foi solicitado a cada um dos grupos de participantes

que utilizassem três das MMA eleitas como sendo mais promissoras no momento anterior, efetuando análises multicritério para cada uma, e comparando os resultados. Os critérios de avaliação para este exercício foram também decididos pelos participantes, assim como os seus pesos relativos na quantificação dos resultados de cada medida.

No Terceiro Momento do Primeiro *Workshop* Participativo, que decorreu a 14 maio de 2021, os grupos de participantes focaram-se apenas numa das medidas consideradas no exercício anterior, identificando possíveis impactes positivos e negativos da MMA aos níveis ambiental, social e económico. Seguidamente, os grupos discutiram a relevância de cada um dos impactes identificados para a sua respetiva medida, assinalando valores de importância para os impactes positivos (benefícios) e negativos (custos), concluindo o processo de análise custo-benefício participativa (Alves, 2016) com uma avaliação final da medida.

### 2.2.2. 2º Workshop Participativo

O Segundo *Workshop* Participativo – ‘Cenários para o Território’ teve lugar em outubro de 2021, já em formato presencial. Este evento consistiu na aplicação da metodologia SWAP (Vizinho *et al.*, 2017) adaptada à temática da mitigação da erosão costeira e adaptação às alterações climáticas, nomeadamente na primeira metade do processo, incidindo na análise de cenários hipotéticos de adaptação para o Município de Ovar (Figura 3a).

Suportado no caso de estudo de Ovar, a equipa de projeto modelou, refletiu e discutiu as medidas de adaptação, com base em cenários futuros em zonas costeiras arenosas, em função do défice sedimentar generalizado e dos impactos das alterações climáticas. Estas projeções e reflexões, em conjunto com a informação obtida em várias entrevistas, reuniões e observação da costa foram utilizadas para criar três narrativas exploratórias e ficcionais que facilitam a antevisão do que pode ocorrer e como poderá vir a ser a orla costeira do município de Ovar no ano de 2100, em função de diferentes opções adotadas no ano de 2021 (transcrição integral das narrativas em Coelho *et al.*, 2023):

- ‘*Da Costa de Prata para a Costa de Pedra*’: Narrativa focada na proteção das comunidades costeiras com recurso a obras de engenharia (p.e. esporões, obras aderentes, quebramares, etc.), Figura 3b);
- ‘*InOvar, aceitar a mudança*’: Narrativa centrada na transformação das comunidades face às alterações naturais da linha de costa (p.e. reordenamento da frente urbana, construção de

casas elevadas, criação de novos negócios, etc.), Figura 3c).

- ‘*Unidos mantemos a costa e melhoramos a praia*’: Narrativa com foco na manutenção e valorização da área de praia, e em oposição ao avanço do mar (recorrendo a alimentação artificial das praias, medidas de proteção de dunas, promoção do turismo balnear, etc.), Figura 3d).

Os grupos foram convidados a analisar e discutir estas narrativas, selecionando as que consideravam mais apropriadas e criticando as que não achassem benéficas para a região. Isto permitiu a cada grupo chegar a um consenso interno sobre os objetivos e valores do plano de adaptação para a região, criando os mesmos uma lista com 10 destes objetivos e/ou valores. Os participantes tiveram ainda oportunidade de observar mapas com resultados de modelação de erosão costeira, expressos sob a forma de linhas de costa alternativas em relação à atual, e associadas a diferentes cenários de adaptação e considerando as alterações climáticas. Os participantes terminaram o exercício após discutirem, e localizarem nos mapas, potenciais locais adequados para a implementação de diversas MMA.

### 2.2.3. 3º Workshop Participativo

O Terceiro e último *Workshop* Participativo – ‘Caminhos de Adaptação e Pontos de Viragem’ teve lugar presencialmente em abril de 2022, incidindo na segunda metade da metodologia SWAP, nomeadamente os caminhos de adaptação (Figura 4). Com base nas anteriores observações e preferências dos *stakeholders*, a equipa do projeto elaborou vários mapas de caminhos de adaptação, apresentando exemplos de como diversas MMA podem ser incorporadas em planos de adaptação com timings definidos, deixando em aberto, caminhos alternativos no caso de certas circunstâncias (pontos de viragem) serem atingidos. Os participantes foram divididos em três grupos, cada um focando-se num troço específico da costa de Ovar (Esmoriz-Cortegaça, Cortegaça-Maceda e Maceda-Furadouro), começando por analisar os caminhos de adaptação definidos. Para facilitar a discussão sobre estes caminhos de adaptação, os participantes puderam ainda consultar mapas com resultados de modelação de alterações à linha de costa que refletem a implementação de diversas MMA sugeridas anteriormente. Os grupos foram então convidados a criar os seus próprios mapas de caminhos de adaptação para os respetivos trechos em que se concentraram, utilizando as



a) Escola de Artes e Ofícios, em Ovar.



b) Da Costa de Prata para a Costa de Pedra!



c) 'InOvar, aceitar a mudança'.



d) 'Unidos mantemos a costa e melhoramos a praia'.

**Figura 3.** 2º Workshop participativo: eventos e ilustrações das 3 narrativas.



**Figura 4.** 3º Workshop participativo: Centro Cívico de Cortegaça.

MMA que considerassem mais apropriadas em horizontes temporais definidos (continuamente desde o presente até 2100), estabelecendo os pontos de viragem que considerassem necessários. Cada grupo teve então a oportunidade de explorar os caminhos de adaptação dos restantes grupos, oferecendo sugestões de melhoria e, se necessário, adotando ideias para aplicação nos seus próprios caminhos de adaptação. No final do evento, abriu-se uma discussão geral entre os organizadores e todos os participantes, culminando na fusão dos caminhos de adaptação dos três trechos analisados, sintetizando-se num mapa de caminhos de adaptação unificado que abrange toda a zona costeira do Município de Ovar.

### 3. RESULTADOS

O primeiro *Workshop* Participativo, subdividido em três momentos distintos, permitiu a priorização das

metamedidas propostas pela equipa do projeto e a análise custo-benefício das três medidas definidas como prioritárias: preservação dos sistemas dunares, acomodação do edificado urbanizado e construção de quebramares destacados. Além disso, todas as metamedidas e consequentes medidas foram analisadas, comentadas e validadas pelos *stakeholders*, conduzindo à publicação do Manual de Medidas de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira e às Alterações Climáticas (Lima et al., 2021a, 2021b e 2021c), composto por três bases de dados distintas:

- A Base de Dados #1 que inclui a compilação e caracterização das 53 medidas de mitigação e adaptação face à erosão costeira, adequadas para costas sedimentares arenosas, identificadas no âmbito do projeto INCCA.
- A caracterização dos impactos foi compilada na Base de Dados #2, que teve por objetivo

a descrição do impacto e a sua quantificação recorrendo a métricas adequadas (ou intervalos de valores). A listagem de impactos está dividida em impactos positivos e negativos que caracterizam a medida, ao nível ambiental, económico e social, totalizando, à data, um total de 160 impactos (24 ambientais positivos, 27 ambientais negativos, 22 económicos positivos, 28 económicos negativos, 25 sociais positivos e 34 sociais negativos).

- A Base de Dados #3 inclui a informação recolhida relativamente a custos diretos que caracterizam as medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e alterações climáticas identificadas na Base de Dados #1, nomeadamente, custos de implementação, custos de manutenção e custos de operação.

O segundo *Workshop* Participativo realizou-se em torno das narrativas dos cenários para a costa de Ovar em 2100. Foram formados quatro grupos de trabalho e as opiniões dos diferentes *stakeholders* foram diversificadas. A maioria dos grupos manifestou preferência pela integração de diferentes cenários, sendo que nenhum dos grupos optou por uma das narrativas de forma isolada. A narrativa 1 foi rejeitada na íntegra por um dos grupos, sendo que a narrativa 2 apenas foi considerada por um dos grupos, em combinação com os restantes cenários. Três dos grupos, declinaram por completo a narrativa 2. Um dos grupos considerou que a integração das 3 narrativas seria o futuro ideal para Ovar, e os restantes 3 grupos consideraram benéfica a integração da narrativa 1 com a narrativa 3, com preferência para a narrativa 3. Os cenários da narrativa 2 foram os que menor aceitação obtiveram entre a maioria dos *stakeholders*.

Os resultados mostraram que os *stakeholders* têm uma forte inclinação para a preservação e manutenção dos sistemas dunares da região, o que vai ao encontro das constatações dos momentos participativos anteriores. A vontade de integração dos cenários da narrativa 1, mostram que a proteção de pessoas e bens é também uma prioridade para as partes interessadas.

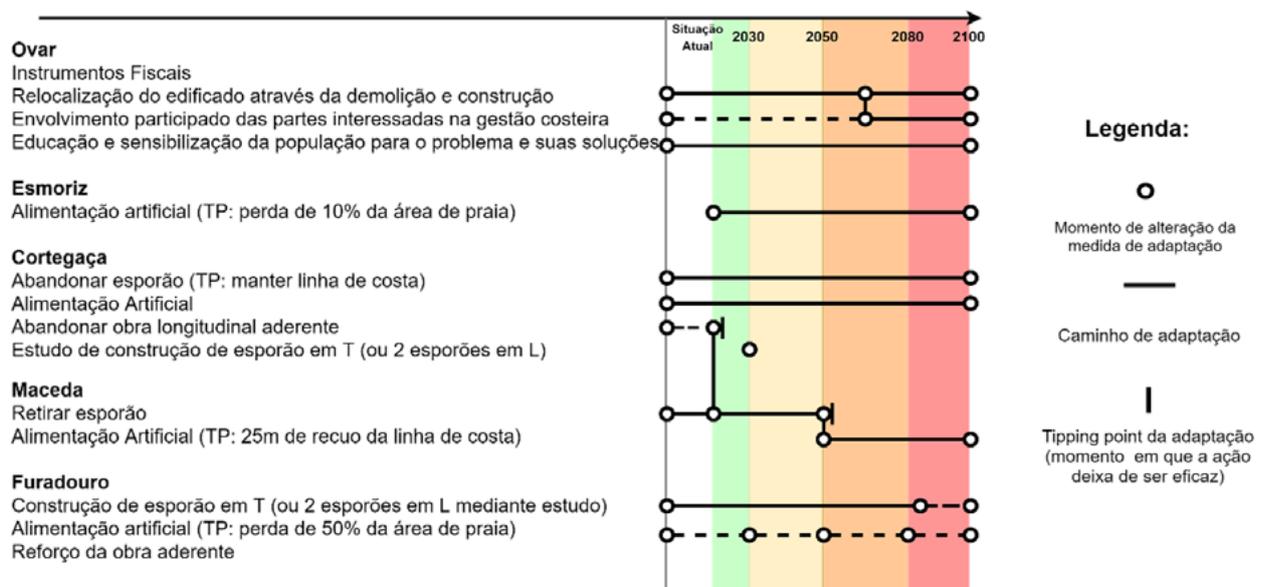
Com base nas prioridades identificadas pelos *stakeholders* relativamente à gestão costeira da região, foi elaborada uma lista de 10 objetivos para o Plano de Adaptação de Ovar, sendo que, desta lista, os *stakeholders* foram convidados a adicionar novos elementos e a prioriza-los, resultando na seguinte lista ordenada por prioridade:

- Evitar a perda de território urbano com recurso a alimentação artificial, por oposição à expansão de obras de engenharia em rocha;
- Relocalização das comunidades (habitação e atividades) que estejam atualmente em perigo e cujos cenários evidenciam que assim se manterão nos próximos anos;
- Manter as obras de defesa costeira e avaliar a possível construção de um quebra-mar destacado na zona do Furadouro. Combinar as obras de engenharia com alimentações artificiais de areia em zonas chave - Esmoriz, Cortegaça, Furadouro;
- Renaturalização das áreas deixadas livres pela relocalização das comunidades (ex: área do Parque de Campismo de Cortegaça).

As ideias partilhadas pelos quatro grupos de trabalho revelam que se consegue atingir uma visão comum para o litoral do concelho de Ovar. Para alcançar os objetivos de adaptação à erosão costeira, os grupos recorreram ao manual MMA desenvolvido no âmbito do projeto INCCA.

Com base na discussão gerada no âmbito dos diferentes momentos participativos foi definida pelos *stakeholders*, no terceiro momento participativo, uma visão comum para o litoral do concelho de Ovar, baseada nas medidas relacionadas com obras de proteção costeira, alimentações artificiais de areias, relocalização de pessoas e bens e o reforço dos cordões dunares, mas também com recurso a instrumentos fiscais e à educação e sensibilização das populações (Figura 5).

Entre as medidas sugeridas pelos diferentes grupos, existem algumas que, devido ao seu caráter mais abrangente ou sistémico, podem ser aplicadas na região de Ovar como um todo, e não apenas em localidades específicas. É o caso do envolvimento participativo das partes interessadas na gestão costeira através de uma governança articulada e coerente, bem como das medidas de educação e sensibilização da população perante a problemática da erosão costeira e das suas possíveis soluções. Adicionalmente, foi sugerida a aplicação imediata e contínua de instrumentos fiscais como forma de desencorajar o uso de habitações na zona de risco de inundação em todas as zonas urbanas da região. Esta medida visa preparar as localidades para a relocalização deste edificado a começar entre os anos de 2050 e 2080, progredindo até se completar. No caso específico de Esmoriz, foi proposto que não deveria ser cedida área de praia ao avanço do mar. Assim, a medida de alimentação artificial da praia está prevista com começo provável em 2030,



**Figura 5.** Caminho de adaptação costeira (curto-2030, médio-2050 e longo prazo-2100), para o litoral de Ovar.

altura em que se espera que o ponto de viragem de perda de 10% da área de praia seja atingido, e continuando indefinidamente de forma a manter o areal.

O plano final para Cortegaça sugere o abandono do esporão, levando ao seu desaparecimento gradual, enquanto se monitoriza a linha de costa. Caso a mesma sofra alterações significativas como resultado do abandono do esporão, o mesmo pode ser recuperado. A alimentação artificial da praia é também prevista nesta localidade com início imediato e caráter contínuo. Foi ainda planeado o abandono da obra longitudinal aderente do parque de campismo, salientando que esta medida deve ser levada a cabo após se avaliar o impacto da remoção do esporão localizado no limite Sul de Cortegaça, a fim de controlar possíveis efeitos negativos na evolução da posição da linha de costa. Adicionalmente, foi sugerida a execução de um estudo para avaliar o interesse na construção de esporões em "T/L" no local.

Em Maceda, a decisão de retirar o esporão (localizado a Sul de Cortegaça) foi unânime, sendo que esta medida deverá ser aplicada no presente e ser eficaz até 2050. Chegando a este ponto, caso se tenha atingido o ponto de viragem de recuo de 25 m da linha de costa, será necessário proceder à alimentação artificial da praia de forma a não ultrapassar este valor.

Finalmente, no Furadouro, ficou decidido que seria necessário proceder à construção imediata de um esporão em "T" ou de dois esporões em "L", mediante os resultados de um estudo comparativo das alternativas, de forma a proteger a frente

urbana. Caso se verifique que estas medidas não são suficientes para prevenir os galgamentos que prejudicam a localidade, poder-se-á recorrer ao reforço das obras aderentes através de uma subida do coroamento das mesmas. Quando às praias do Furadouro especificamente, foi proposto que a perda de mais de 50% da sua área seria inaceitável, sendo então necessário proceder à alimentação artificial com areia, pontualmente, de forma a manter o areal disponível.

## DISCUSSÃO

Nos cinco momentos participativos que integraram os três *Workshops* Participativos previstos no projeto INCCA foram dados passos muito significativos rumo a uma estratégia municipal de mitigação e adaptação à erosão costeira permitindo à equipa INCCA retirar ensinamentos e contributos fundamentais para os resultados do projeto.

Cada um dos *stakeholders* presentes nos eventos, em representação das entidades convidadas, partilhou a sua particular e única visão, opinião e experiência relativamente aos temas discutidos. Alguns dos participantes contribuíram com uma visão mais operacional e técnica dos problemas associados à erosão costeira do litoral de Ovar e seu impacto nas pessoas e bens. Outros participantes contribuíram com uma visão sobre os processos legais e administrativos/burocráticos da gestão costeira, enquanto outros forneceram informações científicas e estudos sobre a evolução espacial e temporal da erosão costeira, recuo da linha de costa e perda de território. Finalmente, os grupos

com especialização em ambiente adotaram uma abordagem mais holística, sustentável e integrada e nas suas estratégias de gestão. Os contributos de cada participante foram registados e tratados de forma a serem considerados na construção dos momentos participativos seguintes e a integrarem a Estratégia Municipal de Mitigação da Erosão Costeira e Adaptação aos efeitos das Alterações Climáticas para o concelho de Ovar.

A representatividade, diversidade e riqueza de perspetivas é demonstrativa da importância da temática, da relevância da partilha e da confiança que os *stakeholders* depositaram no projeto. Uma pequena vitória em si mesma e condição *sine qua non* para a relevância técnica e científica da análise realizada. De salientar ainda que o feedback muito positivo que os participantes fizeram chegar à equipa de projeto em todos os momentos participativos reforça não apenas a sua utilidade pública mas também convida a refletir sobre o papel que a academia poderá ter na interface entre os diferentes *stakeholders*, sendo um facilitador/mediador de diálogos multidisciplinares em temas complexos, com impactos sociais em diferentes horizontes e dimensões.

O caminho final de adaptação para o concelho de Ovar 2100 apresentado no final dos momentos participativos foi devidamente modelado e quantificado economicamente pela equipa do projeto INCCA e serviu de base para o Plano de Adaptação e Mitigação à Erosão Costeira do Concelho de Ovar, transcrito no livro do projeto (Coelho *et al.*, 2023), apresentado no Seminário Final.

O principal objetivo do último momento participativo foi a chegada a uma visão comum partilhada pelos diferentes *stakeholders* e a definição de um caminho para se atingir esses objetivos acordados. O caminho final, apresentado graficamente na Figura 5, representa uma combinação de diferentes medidas e estratégias para a gestão costeira no Concelho de Ovar. É um caminho que tem em conta quer o fator territorial (visão integrada para toda a costa do Concelho), quer o fator temporal (visão de curto, médio e longo-prazo). Considera medidas de intervenção ditas “duras/pesadas”, *i.e.* obras de engenharia, estudos de intervenções potenciais futuras, assim como medidas de adaptação ditas “suaves”, tais como a educação, a sensibilização das populações ou a alteração de políticas fiscais. Pela consideração de todos estes elementos e pelo processo participativo que permitiu a sua definição, este é um plano único e inovador ao nível da gestão costeira em Portugal.

Importa ainda salientar que este é um plano

que carece de atualização e revisão ao longo do tempo, uma vez que se baseia em projeções e suposições adotadas em modelos climáticos e socioeconómicos que deverão ser adequadamente atualizados à medida que vai sendo produzida nova informação. O litoral, as suas pessoas e as atividades socioeconómicas que ali se desenvolvem representam fatores dinâmicos, complexos e altamente interativos que requerem uma gestão presente, flexível, integrada e holística. Mais do que planos, importa acima de tudo construir uma cultura cívica de participação e envolvimento nos processos de tomada de decisão e cultivar o encontro de visões e de caminhos partilhados para um futuro coletivo. A equipa do projeto INCCA acredita que este foi mais um passo importante dado nesse sentido.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O projeto INCCA iniciou em fevereiro de 2020 e terminou em abril de 2023, tendo como objetivo promover a adaptação às alterações climáticas e a mitigação da erosão costeira em perspetivas de curto, médio e longo-prazo, envolvendo as populações locais e *stakeholders* através da realização de *workshops*. Foram realizados três momentos participativos, que permitiram a articulação dos conhecimentos científico, local e técnico na adoção de soluções onde os interesses e aspirações de todas as partes foram incorporados, representando um fator determinante para o sucesso e sustentabilidade na implementação das medidas de mitigação da erosão costeira e adaptação às alterações climáticas.

O processo participativo permitiu a apresentação de uma proposta consensual de caminho de adaptação e pontos de viragem para o futuro do litoral de Ovar, correspondendo a uma visão comum, partilhada pelos diferentes intervenientes. A proposta combina diferentes medidas e o caminho de adaptação que resultou das discussões e reflexões promovidas nos *workshops* foi devidamente modelado e quantificado economicamente pela equipa do projeto INCCA. Todos os resultados obtidos serviram de base para a proposta do Plano de Adaptação e Mitigação à Erosão Costeira do Concelho de Ovar, apresentada no Seminário Final do projeto, realizado em março de 2023.

Do trabalho desenvolvido resulta que os modelos de governança participativa, dinâmica, iterativa, flexível e transparente serão uma necessidade crescente e já estão a substituir os modelos tradicionais, trazendo novas tecnologias, novos conhecimentos e, acima de tudo, novos processos

que promovem o envolvimento de todos os *stakeholders* nas diversas fases de pensar, refletir, planejar, implementar e avaliar as estratégias e as medidas para mitigar e adaptar as zonas costeiras. Desta forma, a participação pública representa um passo importante rumo a uma governança mais transparente, equilibrada e enraizada ao nível da gestão costeira, fundamental para a educação e sensibilização das populações locais. Considera-se que este tipo de abordagem conduza a melhores soluções e melhor aceitação das medidas implementadas.

## 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. (2016). Cost-Benefit Analysis in Climate Change Adaptation: The Use of Participatory Methodologies; Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa: Lisbon, Portugal. <http://hdl.handle.net/10071/11386>

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. DOI: 10.13140/RG.2.2.29379.12328.

Alves, F., Matos, F., Lima, M., Ferreira, M., Filho, L., Coelho, C., Vizinho, A. (2022), Relatório técnico do 3º Workshop Participativo: Dos Cenários para o Território aos Caminhos de Adaptação para Ovar, FCUL-UL, Lisboa. DOI: 10.13140/RG.2.2.18431.69284.

Amaru, S.; Chhetri, N.B. (2013). Climate adaptation: Institutional response to environmental constraints, and the need for increased flexibility, participation, and integration of approaches. *Appl. Geogr.* 39, 128–139.

Areia, N.; Tavares, A.; Mendes, J. (2021). Environment Actors Confronting a Post Climate-Related Disaster Scenario: A Feasibility Study of an Action-Based Intervention Aiming to Promote Climate Action. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 18, 5949.

Campos, I.; Vizinho, A.; Coelho, C.; Alves, F.; Truninger, M.; Pereira, C.; Santos, F.D.; Lopes, G.P.

(2016). Participation, scenarios and pathways in long-term planning for climate change adaptation. *Plan. Theory Practice*, 17, 537–556.

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., Lima, M., Alves, F.M., Roebeling, P., Ferreira, A.M., Matos, F., Pais-Barbosa, J., Filho, L.M., Vizinho, A., Duarte-Santos, F. (2023). INCCA: Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes. Edição/Coordenação: Carlos Coelho, Márcia Lima, Ana Margarida Ferreira, Joaquim Pais Barbosa, UA Editora, Universidade de Aveiro, 100p. ISBN 978-972-789-837-4.

Cruz, T. (2015). Análise Custo-Benefício de Obras Longitudinais Aderentes. Master thesis, University of Aveiro, Portugal, 140 p.

Fitton, J.M.; Addo, K.A.; Jayson-Quashigah, P.-N.; Nagy, G.J.; Gutiérrez, O.; Panario, D.; Carro, I.; Seijo, L.; Segura, C.; Verocai, J.E.; et al. (2021). Challenges to climate change adaptation in coastal small towns: Examples from Ghana, Uruguay, Finland, Denmark, and Alaska. *Ocean Coast. Manag.* 212, 105787.

Lima, M., Coelho, C., Alves, F., Marto, M. (2021a), Base de Dados #1 - Medidas de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira e às Alterações Climáticas, Projeto INCCA - Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes (POCI-01-0145-FEDER-030842), Universidade de Aveiro.

Lima, M., Coelho, C., Alves, F., Marto, M. (2021b), Base de Dados #2 - Impactos de Medidas de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira e às Alterações Climáticas, Projeto INCCA - Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes (POCI-01-0145-FEDER-030842), Universidade de Aveiro.

Lima, M., Coelho, C., Alves, F., Marto, M. (2021c), Base de Dados #3 - Custos Diretos de Medidas de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira e às Alterações Climáticas, Projeto INCCA - Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes (POCI-01-0145-FEDER-030842), Universidade de Aveiro.

Matos, F.A.; Alves, F.M.; Roebeling, P.; Mendonça, R.; Mendes, R.; López-Maciél, M.; Vizinho, A. (2023). Participatory Action Research Challenges Amidst the COVID-19 Pandemic: A Review and Comparison across Two European Projects. *Sustainability*, 15, 6489.

McKinley, E.; Crowe, P.; Stori, F.; Ballinger, R.; Brew, T.; Blacklaw-Jones, L.; Cameron-Smith, A.; Crowley, S.; Cocco, C.; O'Mahony, C.; *et al.* (2021). 'Going digital' - Lessons for future coastal community engagement and climate change adaptation. *Ocean Coast. Manag.* 208, 105629.

McNiff, J. (2013). *Action Research: Principles and Practice*, 3rd ed.; Routledge: London, UK.

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.

Penha-Lopes, G. (2013). Change in the way we live and plan the coast: Stakeholders discussions on future scenarios and adaptation strategies. *J. Coast. Res.* 65, 1033–103

Rato, D., Alves, F., Vizinho, A., Lima, M. Coelho, C. (2021), Relatório técnico do 2º workshop participativo do projecto INCCA: Análise de Cenários e Visões de Futuro para a Gestão Costeira no concelho de Ovar, FCUL-UL, Lisboa. DOI: 10.13140/RG.2.2.34299.59681.

Schmidt, L.; Gomes, C.; Guerreiro, S.; O'Riordan, T. (2014). Are we all on the same boat? The challenge of adaptation facing Portuguese coastal communities: Risk perception, trust-building and genuine participation. *Land Use Policy*, 38, 355–365.

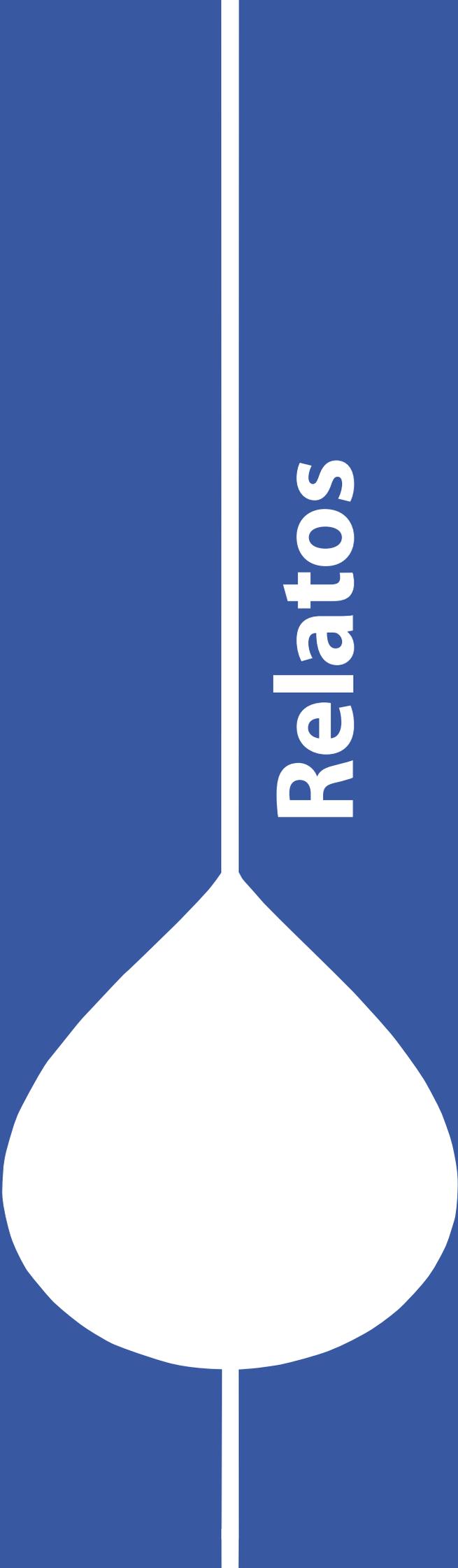
Silver, C. (2021). Jakarta's present and future of flood risk management. In *Urban Flood Risk Management*; Routledge: London, UK, 2021; pp. 162–191.

Vizinho, A., Campos, I., Coelho, C., Pereira, C., Roebeling, P., Alves, F., Rocha, J., Alves, M.F., Duarte-Santos, F., Penha-Lopes, G. (2017); *SWAP – Planeamento Participativo da Adaptação Costeira às Alterações Climáticas*. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 17(2): 99-116. DOI:10.5894/rgci-n48.

Wittmayer, J.M.; Schöpke, N. (2014). Action, research and participation: Roles of researchers in sustainability transitions. *Sustain. Sci.* 9, 483–496.

Zandvoort, M.; Campos, I.S.; Vizinho, A.; Penha-Lopes, G.; Lorencová, E.K.; van der Brugge, R.; van der Vlist, M.J.; Brink, A.V.D.; Jeuken, A.B. (2017). Adaptation pathways in planning for uncertain climate change: Applications in Portugal, the Czech Republic and the Netherlands. *Environ. Sci. Policy*, 78, 18–26.





# Relatos





## Relato do Evento

### SESSÃO DE ABERTURA

A abertura do 16º Congresso da Água foi feita pelo Presidente da Comissão Organizadora e Presidente da APRH – Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (Carlos Coelho). No seu discurso destacou que o 16º Congresso da Água foi dedicado ao tema “Viver com a Água”. Foi com foco nesta temática que a APRH se propôs organizar este evento, que é há longa data uma referência na comunidade científica e técnica, mas também é uma referência para todos os que se interessam pelos assuntos da água em geral. Porquê o tema “Viver com a Água”? Nos últimos anos, o tema da seca e da escassez hídrica é recorrente na comunicação social Portuguesa. A relação com Espanha para a gestão das albufeiras e dos rios internacionais, é também tópico frequente

nos media. A qualidade da água, as necessidades de água pelos vários setores económicos e ambientais e seu conflito de interesses, as reservas hídricas superficiais e subterrâneas, origens de água alternativas e eficientes e o planeamento do litoral são outros assuntos em destaque, que evidenciam a importância dos recursos hídricos e da forma como vivemos com a água. Por este motivo, nesta edição do congresso, as Comissões Especializadas da APRH estiveram em destaque, propondo temas que mostram a transversalidade dos assuntos da água e a importância de atuar de forma integrada na relação que mantemos com a água.

O Presidente da Comissão Científica do 16º Congresso da Água (José Manuel Gonçalves), referiu *“Viver com a Água” apela a um grande esforço coletivo de construção de compromissos sólidos que sejam pilares de soluções sustentáveis, dada a complexidade da gestão dos recursos hídricos e das implicações sociais, económicas, ambientais e políticas. O mais recente desenvolvimento técnico e científico, impulsionado pelas diversas instituições de investigação e desenvolvimento portuguesas, tem capacitado e disponibilizado ao sector da água novos recursos, que explicam os muitos sucessos alcançados. No congresso serão debatidos os temas atuais e relevantes da água, as tecnologias e estudos emergentes e sua aplicação para resolução dos problemas presentes, assim como dos que se perspectivam no futuro, apelando-se a uma ampla participação.*

A Presidente do LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil (Laura Caldeira), deu nota do acolhimento do 16º Congresso da Água, salientando que o *“cluster da água tem um valor de conjunto ainda por explorar na sua plenitude”, sendo este um desafio “para todos”.*

O fecho da sessão foi efetuado pelo Secretário de Estado da Agricultura (Gonçalo Rodrigues), que destacou a *“importância da água”, dando nota de que “todos os setores, de uma forma ou de outra, estão afetados pelo clima em mudança”, existindo a “necessidade de melhor compreender como podemos gerir este recurso”. Deixou aos congressistas a mensagem de que “não nos podemos esquecer que a água é a base e a essência da vida” e que “sem ela não há vida na terra”.*

## SESSÕES PLENÁRIAS

### 1.ª Sessão Plenária VIVER NO TEJO

A primeira sessão plenária que abriu o 16º congresso da água focou-se na região: “Viver no Tejo” foi o tema e revelou a importância de gerir os recursos hídricos para um melhor aproveitamento para as cidades ou para as atividades como a agricultura. Em Lisboa, por exemplo, a Câmara Municipal está a avançar com o Plano Geral de Drenagem, acelerado pelos últimos episódios de cheias, e contará com 2 túneis (um entre Monsanto e Santa Apolónia e outro entre Chelas e Beato), para tentar mitigar 70 a 80% das inundações. A nível da agricultura, espera-se que no Vale do Tejo seja avaliada a disponibilidade de solo e água, assim como valorização das águas subterrâneas (aquíferos) como parte da resposta à escassez hídrica.

**Moderador:** António Campeã da Mota, Especialista e Consultor

**Keynote Speaker:** Rui Rodrigues, Investigador do Laboratório Nacional de Engenharia Civil

#### Oradores convidados:

- José Silva Ferreira, Responsável pela Equipa de Projeto para o Plano Geral de Drenagem de Lisboa, Câmara Municipal de Lisboa
- Cláudia Brandão, Diretora de Serviços da Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural
- Rafaela Matos, Investigadora do Laboratório Nacional de Engenharia Civil
- Jorge Froes, Coordenador do Projeto Tejo

### 2.ª Sessão Plenária INVESTIMENTOS ESTRATÉGICOS – FUTUROS

Na segunda sessão plenária, abordou-se o PRR-Plano de Recuperação e Resiliência e os investimentos diretos e indiretos no setor. Para além do combate às alterações climáticas, os investimentos contemplam a dessalinizadora a ser construída como parte do Plano Regional de Eficiência Hídrica do Algarve, uma das regiões com maior risco hídrico do país. O PEPAC (Plano Estratégico da Política Agrícola Comum) também foi referido nesta sessão, sendo reforçada a necessidade de melhorar a gestão e da qualidade da água na rega, melhorando, por seu turno o desempenho ambiental da agricultura. A segurança das 772 barragens portuguesas também foi outro dos temas em discussão, lembrando da necessidade de gestão destas infraestruturas,

que estão permanentemente em desgaste, e o financiamento necessário.

Humberto Delgado Rosa, da Comissão Europeia, optou por abordar a importância do nexo água-biodiversidade, frisando o esforço da União Europeia e dos estados-membros com o comprometimento de proteger 30% do planeta até 2030 e a desbloquear quase 28 mil milhões de euros de ajuda anual para conservação da biodiversidade nos países em desenvolvimento.

**Moderador:** José Vieira da Costa, Gestor de Clientes, ProceSl – Engenharia Hidráulica e Ambiental S.A.

**Keynote Speaker:** Patrícia Corigo, Coordenadora da área da Transição Climática, Estrutura de Missão Recuperar Portugal

#### Oradores convidados:

- Humberto Delgado Rosa, Diretor para a Biodiversidade na Direção Geral do Ambiente da Comissão Europeia
- Hugo Costa, Diretor de Serviços de Programação e Políticas. Gabinete de Planeamento, Política e Administração Geral
- José Rocha Afonso, Engenheiro Civil

### 3.ª Sessão Plenária MONITORIZAÇÃO E INOVAÇÃO

O tema de “Monitorização e Inovação” serviu de mote para os especialistas reiterarem a importância de se medir e monitorizar para se conseguir uma boa informação. A dessalinização também foi mencionada: apesar de inovador no continente, a ilha de Porto Santo já conta com esta “inovação” desde 1970. O tema da eficiência hídrica foi também mencionado como algo muito preocupante, verificando-se perdas de água muito altas (cerca de 21% da água que entra no sistema (serviço em baixa)), sendo que as Entidades gestoras têm aqui uma oportunidade de melhoria através da inovação e da reabilitação dos sistemas.

A Direção Geral da Agricultura optou por se focar nos pilares da agricultura de regadio (Resiliência, Eficiência e Sustentabilidade), destacando a importância do trabalho em rede e dando como exemplo vários projetos com resultados muito positivos e demonstradores da importância de se juntar vários especialistas em torno do mesmo objetivo: poupar água e sermos cada vez mais eficientes no seu uso.

**Moderador:** António Carmona Rodrigues, Professor na Universidade Nova de Lisboa

**Keynote Speaker:** Nuno Pereira, Diretor de Produção da Águas e Resíduos da Madeira, S.A.

**Oradores convidados:**

- Susana Rodrigues, Diretora do Departamento da Qualidade da Entidade Reguladora de Águas e Resíduos
- Rogério Ferreira, Diretor-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural
- Pedro Fontes, Diretor de Inovação e Desenvolvimento da EPAL

**4.ª Sessão Plenária****SER SUSTENTÁVEL - VIVER O FUTURO**

“Ser Sustentável - Viver o Futuro” foi o tema da quarta sessão plenária que se debruçou sobre os desafios que englobam a sustentabilidade. Apesar de ser um conceito muito utilizado diariamente, existem muitos entraves na sua aplicabilidade. Tudo se resume à “escala da intervenção humana” e é essencial atuar nesse sentido, para que seja possível planear no setor da água. A sustentabilidade nos espaços urbanos e nos territórios, garantindo a qualidade de vida dos cidadãos, também foi algo referido nesta sessão, com a demonstração de vários projetos levados a cabo pela Nova *Information Management School*. O prisma da sustentabilidade relacionado com o património também foi alvo de reflexão, destacando a promoção da reabilitação do edificado e das infraestruturas ou a valorização dos centros históricos. Portugal é um país que tem muito do património associado à água e vencedor de muitas distinções, nomeadamente com Albergaria-a-Velha a ser o município europeu com maior número de moinhos de água ou o facto do país ter a maior nora e o aqueduto com mais arcos do mundo: o Aqueduto das Águas Livres.

**Moderador:** António Bento Franco, Professor no Instituto Superior Técnico/UL

**Keynote Speaker:** Miguel de Castro Neto, Diretor da Nova Information Management School – NOVA IMS

**Oradores convidados:**

- João Graça, Empresa Simpleworks, Associado do Gecorpa – Grémio do Património
- Luis Fialho, Professor na Universidade de Évora
- Teresa Ferreira, Professora No Instituto Superior de Agronomia/UL

**5.ª Sessão Plenária****O PLANEAMENTO E GESTÃO NO SÉC.XXI - ESG****ENVIRONMENTAL SOCIAL COOPERATION GOVERNANCE**

A última sessão plenária debruçou-se sobre o planeamento e gestão da água no séc. XXI e os critérios ESG, ficando mais uma vez evidenciada a relação da água com o clima. Alexandre Quintanilha notou a dificuldade em se conseguir prever os impactos ambientais, cada vez mais recorrentes nos últimos anos. Para este especialista, a imprevisibilidade continua a ser um problema central na tomada de decisões. Apesar dos avanços verificados nos serviços urbanos de água, Portugal tem assistido a alguma estagnação nos últimos anos. Por isso, o PENSAARP 2030 é tão essencial para se conseguir garantir um uso eficaz e eficiente da água. A importância do conhecimento na tomada de decisões foi outro aspeto que teve bem presente neste painel e ao longo destes três dias, bem como o envolvimento da academia, dos decisores políticos e da sociedade para que seja possível fazerem-se as melhores e mais acertadas escolhas.

Enquanto recurso vital e essencial à vida, a água está direta e indiretamente refletida em todos os 17 ODS, principalmente no ODS 6 (“garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos”).

**Moderador:** Susana Neto, Investigadora CERIS/ Instituto Superior Técnico/UL, University Of Western Australia (Uwa)

**Keynote Speaker:** Alexandre Quintanilha, Deputado, Grupo Parlamentar do Partido Socialista

**Oradores convidados:**

- Jaime Melo Baptista, Presidente da Liswater
- Maria Fernanda Campos, Inspetora-Geral da Autoridade das Condições de Trabalho (ACT)
- António Gonçalves Henriques, Professor no Instituto Superior Técnico/UL
- Ricardo Reis, Professor na Universidade Católica Portuguesa

## SESSÕES ESPECIAIS – NÚCLEOS REGIONAIS DA APRH

### Núcleo Regional do Norte

#### APROVEITAMENTOS HIDROELÉTRICOS: PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE VERSUS CRIAÇÃO DE RESERVAS ESTRATÉGICAS DE ÁGUA

A sessão especial organizada pelo Núcleo Regional do Norte da APRH abordou o tema da produção de energia elétrica, nomeadamente em situações hidrológicas extremas, e a constituição de reservas estratégicas de água para uso no abastecimento de água, na agricultura e na criação de reservas de emergência, de forma a fazer face a situações de seca prolongada e, simultaneamente, garantir as funções ambientais. A escolha do tema foi motivada pelas dificuldades verificadas durante o ano de 2022, em que aos problemas de seca severa e escassez de água que se estavam a fazer sentir há já algum tempo em Portugal e noutras partes da Europa, se juntou uma crise energética, motivada pelo conflito na Ucrânia, com redução do fornecimento de gás à Europa e um aumento generalizado do preço dos combustíveis fósseis nos mercados internacionais. Esta conjugação de fatores levou a uma profunda reflexão sobre a importância e a necessidade de constituição de reservas de água estratégias nas albufeiras, não só pensado nos habituais usos prioritários, mas também para garantir a necessária segurança no abastecimento elétrico do país. Durante a sessão foram abordados, entre outros, os seguintes temas: compatibilização e priorização de usos; gestão de conflitos em aproveitamentos de fins múltiplos; planeamento da produção; segurança futura no abastecimento elétrico nacional em situação de alterações climáticas; contexto internacional; caudais ecológicos e implicações ambientais; importação de energia; impacto da constituição das reservas estratégicas de água nos produtores; adaptação e preparação dos setores em períodos críticos; gestão sustentável; e gestão operacional em cenários de escassez.

**Moderador:** Paulo Rosa Santos, Professor Associado c/Agregação da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

#### Oradores convidados:

- Pimenta Machado, Vice-Presidente do Conselho Diretivo da Agência Portuguesa do Ambiente.
- José Luis Machado do Vale, Presidente do Conselho de Administração da Águas do Norte, S.A., Presidente não executivo das empresas Águas do Douro e Paiva, S.A. e da SIMDOURO, S.A

- António Gonçalves Henriques, Professor Associado Convidado do Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura do Instituto Superior Técnico e Investigador Coordenador do Departamento de Hidráulica e Ambiente do Laboratório Nacional de Engenharia Civil
- Maria José Espírito Santo, Subdiretora Geral de Energia e Geologia (DGEG)

### Núcleo Regional do Centro

#### REAPROVEITAMENTO DE ÁGUA DA VALORIZAÇÃO DE EFLUENTES AGROPECUÁRIO

A sessão especial organizada pelo Núcleo Regional do Centro da APRH abordou o tema do reaproveitamento de água da valorização de efluentes agropecuários.

Com base numa realidade muito presente na vida dos municípios do distrito de Leiria há mais de 50 anos, onde se viram algumas vezes confrontados com impactos ambientais muito negativos, o efluente suinícola, é uma das grandes problemáticas cuja resolução está em marcha e onde parte integrante da mesma, é o tratamento e/ou aproveitamento da fração líquida.

Todos os efluentes, juntamente com outros resíduos, deverão ser encarados como recursos e ser valorizados, energeticamente e/ou organicamente. Após esse processo de digestão, resulta uma fração líquida que deverá ser aproveitada tanto para fertilização, rega, assim como, e após tratamentos de terceira geração, colocada em massa de água ou aproveitada para uso humano.

Juntamente com estes processos tecnológicos, que deverão ser versáteis e enquadrados à realidade do território, tanto nos inputs como nos outputs, deverão ser acompanhados da elaboração de mapa de zonamento de proteção de massas de água.

Durante a sessão houve uma profunda reflexão sobre a temática e a importância do processo tecnológico em si, bem como a necessária articulação transversal e de adaptação territorial, social, ambiental e económica.

**Moderador:** Luís Lopes, Vereador Ambiente da Câmara Municipal de Leiria

#### Oradores convidados:

- David Neves, Federação Portuguesa de Associações de Suinicultores – FPAS
- Eduardo Pedro Ventura – AdP VALOR, Grupo Águas de Portugal
- Pedro Carreiro, AGRISTARBIO
- Mário Martins, GENIA BIO ENERGY

## Núcleo Regional do Sul

### A ESCASSEZ DE ÁGUA A SUL DO PAÍS. COMO SE ADAPTAR A UMA NOVA REALIDADE?

Durante a discussão realizada nesta mesa redonda, André Matoso referiu que o planeamento de Recursos Hídricos decorre de uma obrigação comunitária (DQA) que envolve o contributo e exigências iguais a todos os sectores de atividade. A APA têm tido o cuidado de envolver todos os intervenientes na auscultação e contributo para os PGRH. Já António Chambel referiu que a governância da água é um tema que há poucos anos entrou no léxico das questões da água. A governância deve assentar numa exploração eficiente e para isso é necessário saber o que se tem e monitorizar eficazmente as águas, em particular as águas subterrâneas.

Sobre as medidas que estão a ser tomadas para compatibilizar os vários sectores de utilização da água, em contexto de vulnerabilidade da bacia do Guadiana, José Maria Santos indicou que o projeto Alqueva garante alguma resiliência. A bacia do Guadiana está mais confortável que as bacias de Mira e Sado. A pressão que existe sobre o recurso é hoje mais controlada e por isso a EDIA está a tentar regrar e normalizar na questão dos consumos efetuados. A dotação é hoje controlada e os cortes de água encontram-se previstos, caso sejam excedidos os volumes recomendados para cada cultura.

Sobre o modelo de gestão da água na bacia do Rio Mira, dada a situação débil em que está, Dias Coutinho é da opinião que a água tem sido considerada sempre numa perspetiva económica e não numa perspetiva universal. A forma de exploração do recurso água tem levado ao agravamento da situação de escassez. Deve ser travado o processo de degradação de RH, devemos replantar água, preservar solos e adaptar os consumos às disponibilidades hídricas.

Quando falamos nos diversos utilizadores do recurso água fala-se inevitavelmente no setor do turismo. Soraia Almeida, da Inframoura, uma referência na eficiência de exploração, indicou que o escalonamento dos preços da água como medida de controlo do consumo é uma medida importante. A utilização de fontes alternativas como as ARD irá conduzir a uma não utilização de 34% de água tratada, no caso da Inframoura. A consideração de depósitos de armazenamento para as águas pluviais irá prever uma substituição de 14% do total de água tratada.

Sobre a forma como a negociação de caudais com Espanha (convenção de Albufeira) irá afetar a

gestão da água no Guadiana, André Matoso referiu ainda que o relacionamento com a confederação hidrográfica espanhola é muito bom. O processo de revisão da convenção de Albufeira está em curso e os caudais a ser negociados.

**Moderador:** Carla Gomes, (ex-jornalista e investigadora no Instituto de Ciências Sociais da ULisboa)

#### Oradores convidados:

- José Filipe Guerreiro Santos, Diretor-coordenador da Economia da Água e Apoio ao Cliente da EDIA
- Soraia Almeida, Diretora de departamento Água e Saneamento, Inframoura – Setor Urbano e Turismo
- Diogo Dias Coutinho, Co-Fundador da Sos Rio Mira - Setor Sociedade Civil
- André Matoso, Diretor da Arh Alentejo (Apa) – Setor Estado.
- António Chambel, Prof. da Universidade de Évora – Setor Ensino Superior

### RELATO DAS SESSÕES TÉCNICAS

As 18 Sessões Técnicas decorreram conforme o programa, com uma boa participação, uma média de 30 congressistas a assistir e 5 a 9 comunicações orais por sessão, acrescidas de 18 apresentações em poster, perfazendo um número total de 121 trabalhos. Foram selecionadas 36 comunicações para convite a submeter artigo na revista Recursos Hídricos, da APRH.

As principais linhas de força resultantes das Sessões Técnicas são sintetizadas nos pontos seguintes:

1. Dimensão transdisciplinar dos problemas de gestão da água – foi reconhecido em vários exemplos que os principais problemas não se conseguem resolver apenas com desenvolvimentos setoriais, sendo importante dispor de mais conhecimento e de maior participação de toda a sociedade.
2. Melhoria do planeamento e governação da água – ficou claro, pelos vários estudos apresentados, a urgência desta melhoria nos temas do uso eficiente da água em todas as aplicações, na gestão das águas subterrâneas e na implementação da sua recarga artificial, na gestão e reabilitação fluvial, nas novas origens de abastecimento de água, do uso da água em regadio realçando o desenvolvimento de boas práticas agrícolas, e na problemática da circularidade da atividade dos vários setores. Foi também realçada a necessidade de articulação da água com o ordenamento e gestão do território.

3. Nexus Água-Energia – o problema do consumo de energia na utilização dos recursos hídricos está a assumir grande relevância, tendo sido apresentados exemplos de racionalização de uso energético e do recurso a novas fontes renováveis.
4. Agravamento dos fenómenos de risco – foram referidos os fenómenos hidrológicos extremos de secas e cheias, ou os antropogénicos indutores de poluição, com o registo de estudos conducentes à obtenção de mais conhecimento dos processos e de medidas de adaptação e mitigação.
5. Melhoria da conservação dos valores ambientais – foram destacados os de biodiversidade dos ecossistemas, de zonas costeiras, estuarinas, rios e outras massas de água, e de conservação do solo e seu papel na biodiversidade.
6. Novos avanços científicos e tecnológicos – foram apresentados exemplos na modelação matemática, na hidráulica urbana, na água para reutilização, na teledeteção e digitalização, nas infraestruturas verdes urbanas e rurais, na eficiência hídrica e na conservação de infraestruturas.
7. Monitorização e gestão de dados – foram apresentadas novas soluções tecnológicas e realçada a importância da divulgação da informação de forma livre e acessível, para benefício dos vários estudos realizados para a sociedade em geral.

## SESSÃO DE ENCERRAMENTO

A sessão de encerramento do 16º Congresso da Água contou com a presença do Presidente da Comissão Organizadora (Carlos Coelho), do Presidente da Comissão Científica (José Manuel Gonçalves), do Vice-Presidente da Comissão Científica (José Maria Santos) e do Presidente-Eleito da APRH – Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (Jorge Cardoso Gonçalves).

No balanço do 16º Congresso da Água, Carlos Coelho fez um breve balanço dos dois anos de mandato, referindo a atualização do equipamento disponível na APRH, a proximidade à sociedade, respondendo ao pedido de presença de técnicos nas escolas e universidades, ou participando em eventos diversos, dando apoio a formação e respondendo a pedidos dos media para esclarecimento de questões de atualidade. Durante os dois anos procedeu-se à renovação do site e da aplicação para relacionamento com os associados. A Comissão Diretiva promoveu e coordenou o projeto PANDDA,

cujo lema foi “os cidadãos como promotores da sustentabilidade da água”. Durante este período a APRH manteve os serviços de edição de revistas: Recursos Hídricos e Gestão Costeira Integrada, bem como a newsletter semanal. Manteve também as representações em diversos órgãos e realizou os habituais grandes eventos da APRH: o Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa, o SILUBESA e o SILUSBA. Todos os esforços desenvolvidos ao longo destes dois anos, culminaram no 16º Congresso da Água, tendo o Carlos Coelho agradecido a todos os colegas envolvidos no evento, desde a Comissão Organizadora, à Comissão Científica, às Comissões Especializadas e Núcleos Regionais, oradores convidados, patrocinadores, secretariado, estudantes que colaboraram no apoio às salas e naturalmente, todos os participantes.

Os resumos dos relatos das Sessões Técnicas e das Sessões Plenárias foram apresentados pelos Presidente e Vice-Presidente da Comissão Científica, tendo sido estruturados no presente documento.

Jorge Cardoso Gonçalves apresentou dos “grandes números” dos 45 anos de história da APRH e referiu que a estratégia deste mandato tem “uma abordagem integrada, ponderando a natureza multidisciplinar das questões da água e a crescente importância das perspetivas colaborativas e integradoras dos vários setores da sociedade civil” e salientou que “na gestão dos Recursos Hídricos, os problemas são cada vez mais complexos e os desafios mais exigentes”, tornando-se fundamental “lidar com a incerteza, criando, inovando e fazendo acontecer”.

A APRH conta já com 45 anos de história. Teve 22 presidentes e mais de 1.800 pessoas passaram pela associação. Na disseminação de conhecimento técnico-científico, a APRH publicou 127 números da Revista Recursos Hídricos (com mais de 700 artigos publicados), 52 números da Revista Gestão Costeira Integrada (com mais de 450 artigos publicados), mais de 80 publicações não periódicas (entre as quais livros de resumos e atas dos eventos), mais de 160 Boletins Informativos e mais de 220 newsletters. A APRH organizou e coorganizou perto de 500 Eventos nacionais e internacionais, nos quais mais de 2.000 pessoas integraram as Comissões Organizadoras e as Comissões Científicas, e mais de 35.000 pessoas participaram.

A sessão de encerramento contou com a leitura da mensagem enviada pelo Secretário-Geral da Organização das Nações Unidas (ONU), Eng.º António Guterres.

## Mensagem do Secretário-Geral da ONU – António Guterres

“Water is the lifeblood of our world. From health and nutrition, to education and infrastructure, water is vital to every aspect of human survival and wellbeing, and the economic development and prosperity of every nation.

But drop by drop, this precious lifeblood is being poisoned by pollution and drained by vampiric overuse, with water demand expected to exceed supply by 40 per cent by decade’s end.

Meanwhile, climate change is wreaking havoc on water’s natural cycle. Greenhouse gas pollution continues to rise to all-time record levels, heating the world’s climate to dangerous levels. This is worsening water-related disasters, disease outbreaks, water shortages and droughts, while inflicting damage to infrastructure, food production, and supply chains.

The theme of this year’s World Water Day reminds us of the cost of these failures on the billions of people who lack access to safe water and sanitation.

Out of every 100 people on earth, 25 fetch all their water from open streams and ponds — or pay high prices to buy water of dubious safety. 22 relieve themselves outdoors or use dirty, dangerous or broken latrines. And 44 see their wastewater flow back into nature untreated, with disastrous health and environmental consequences.

In short, our world is dramatically — and dangerously — off-track to reaching our goal of safely managed water and sanitation for all by 2030.

This year’s World Water Day reminds us of our individual and collective roles to protect and sustainably use and manage humanity’s lifeblood for present and future generations.

The United Nations Water Conference, which kicks off today, is a critical moment for national governments, local and regional authorities, businesses, scientists, youth, civil society organizations and communities to join forces, and co-design and invest in solutions to achieve clean water and sanitation for all.

Meanwhile, governments, businesses and investors must take much bolder actions to limit temperature rise to 1.5 degrees, with the G20 leading the way. We must break our addiction to fossil fuels and embrace renewable energy, while supporting developing countries every step of the way.

We don’t have a moment to lose.

Let’s make 2023 a year of transformation and investment for humanity’s lifeblood.

Let’s take action to protect, sustainably manage and ensure equitable access to water for all.”

### **António Guterres,**

Secretary-General of the United Nations



# 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

