

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE SOLUÇÕES DE BASE NATURAL NO CONTROLO DE CHEIAS. OS CASOS DO INTERCETOR DE ESPOSENDE E DO RIO ESTE, BRAGA

FILIPPE MELRO BALTAZAR

Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de
MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL — ESPECIALIZAÇÃO EM HIDRÁULICA

Orientador: Professor Doutor João Pedro Gomes Moreira Pêgo

Coorientador: Doutor Pedro Miguel Teiga

JANEIRO DE 2026

MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL 2021/2022

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E GEORRECURSOS

Tel. +351-22-508 1901



m.ec@fe.up.pt

Editado por

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. +351-22-508 1400



feup@fe.up.pt



<http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado em Engenharia Civil - 2021/2022 - Departamento de Engenharia Civil e Georrecursos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2022*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respetivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão eletrónica fornecida pelo respetivo Autor.

A engenharia é a arte de organizar e dirigir a natureza de acordo com nossos desejos.

Gustave Eiffel

AGRADECIMENTOS

Ao Município de Braga, na pessoa do Vice-Presidente Eng.º Altino Bessa e do Arq.º Octávio Oliveira; e ao Município de Esposende, nas pessoas do Eng.º Rui Abreu, Eng.ª Marta Fernandes e Eng.º José António, pela disponibilização dos dados fundamentais à realização desta dissertação.

Um agradecimento à equipa da E.Rio, em particular ao coorientador Pedro Teiga, José Letra e Diana Fernandes, por me fornecerem um apoio mais próximo e aos restantes elementos por me motivarem e me proporcionarem um bom ambiente de trabalho.

Ao meu orientador, o Professor Doutor João Pêgo, agradeço a disponibilidade constante para me ajudar.

À minha família e amigos, especialmente aos meus pais e à minha irmã, por me incentivarem a abraçar novos desafios e estarem sempre presentes para me apoiarem.

Um agradecimento especial à Natacha, por caminhar ao meu lado e por me apoiar nos momentos mais exigentes.

RESUMO

Nas últimas décadas, a frequência e a intensidade dos eventos de cheia têm aumentado exponencialmente, fenómeno intrinsecamente associado à crescente impermeabilização do solo e às alterações climáticas. As soluções convencionais, baseadas em estruturas rígidas de betão, privilegiam a mitigação imediata de patologias locais, mas tendem a transferir impactos para os setores de montante ou jusante, ou a comprometer a resiliência do sistema a longo prazo. Este cenário impõe uma mudança de paradigma, fomentando a adoção de estratégias que operem em sinergia com os processos naturais, nomeadamente através da implementação de Técnicas de Engenharia Natural (TEN).

Neste âmbito, foram selecionados como casos de estudo o Canal Intercetor de Esposende e um troço do rio Este, em Braga, ambos classificados como Áreas de Risco Potencial Significativo de Inundação, com o propósito de cumprir os seguintes objetivos: caracterizar o regime de cheias e a respetiva suscetibilidade hidráulica nas áreas de intervenção; avaliar se a implementação de TEN apresenta um impacto significativo na mitigação de cheias; e verificar em que medida estas soluções promovem a melhoria e reabilitação dos ecossistemas ribeirinhos.

Em Esposende, a solução consiste num sistema intercetor naturalizado e permeável, para gerir o escoamento fluvial e pluvial. Esta infraestrutura divide-se em dois segmentos (2,3 km a norte, com foz no mar, e 2,1 km a sul, com foz no rio Cávado), conduzindo o escoamento das ribeiras para o oceano e para o estuário, mantendo a sua continuidade, mas com um caudal mais baixo, mitigando a ocorrência de cheias no centro urbano. No canal foram aplicadas diversas soluções, tais como: espaços de inundação preferenciais, travessões, entrançado vivo, faxina viva, entre outras.

No troço do rio Este, a extensão da intervenção é de 700 m e é ladeado por densos aglomerados habitacionais e complexos industriais. Esta elevada pressão urbana reduz a capacidade de retenção natural da bacia, levando a um maior risco de cheias. Para mitigar a ocorrência de inundações está prevista a renaturalização do rio com TEN e a criação de uma bacia de retenção natural, composta por diversos EIP, destinados ao amortecimento e armazenamento de volumes de água excedentários durante eventos hidrológicos extremos.

A avaliação do desempenho das soluções implementadas baseou-se numa modelação hidráulica recorrendo ao software HEC-RAS. No caso do Canal Intercetor de Esposende, os resultados demonstram que o mesmo aguenta um caudal com um período de retorno de, pelo menos, 10 anos. Este desempenho é alcançado através da inundação controlada dos campos agrícolas adjacentes, diminuindo drasticamente o risco de cheia na cidade de Esposende. Complementarmente, a introdução de coberto vegetal com espécies autóctones potenciou a biodiversidade, favorecendo a recuperação das comunidades faunísticas e florísticas nativas. Relativamente ao rio Este, o mapa de inundação do cenário proposto revela que, mesmo perante um caudal com período de retorno de 20 anos, a sua área de alagamento não compromete os aglomerados habitacionais, nem o polo industrial adjacente, garantindo uma proteção eficaz dessas infraestruturas e bens materiais.

PALAVRAS-CHAVE: Risco de Inundação, Mitigação, Técnicas de Engenharia Natural, Modelação.

ABSTRACT

In recent decades, the frequency and intensity of flooding events have increased exponentially, a phenomenon intrinsically linked to increasing soil sealing and climate change. Conventional solutions, based on rigid concrete structures, favour the immediate mitigation of local problems, but tend to transfer impacts to upstream or downstream sectors, or compromise the long-term resilience of the system. This scenario calls for a paradigm shift, encouraging the adoption of strategies that work in synergy with natural processes, namely through the implementation of Natural Engineering Techniques (NET).

In this context, the Esposende interception channel and a section of the Este River in Braga, both classified as Areas of Significant Potential Flood Risk, were selected as case studies with the following objectives: to characterise the flood regime and the respective hydraulic susceptibility in the intervention areas; to assess whether the implementation of NETs has a significant impact on flood mitigation; and to verify the extent to which these solutions promote the improvement and rehabilitation of riparian ecosystems.

In Esposende, the solution consists of a naturalised and permeable interception system to manage river and rainwater runoff. This infrastructure is divided into two segments (2.3 km to the north, with an outlet to the sea, and 2.1 km to the south, with an outlet to the Cávado River), conducting the flow from the streams to the ocean and the estuary, maintaining its continuity but with a lower flow, mitigating the occurrence of flooding in the urban centre. Various solutions were applied to the canal, such as preferential flood spaces, check-damns, living wattle, live fascine, among others.

On the section of the Este River, the intervention extends over 700 m and is flanked by dense housing clusters and industrial complexes. This high urban pressure reduces the natural retention capacity of the basin, leading to a greater risk of flooding. To mitigate the occurrence of flooding, the renaturalisation of the river with NET and the creation of a natural retention basin, composed of several EIP, are planned to cushion and store excess water volumes during extreme hydrological events. To analyse the solutions applied, hydraulic modelling was carried out using HEC-RAS.

The performance of the implemented solutions was assessed using hydraulic modelling with HEC-RAS software. In the case of the Esposende Interceptor Channel, the results show that it can handle a flow with a return period of at least 10 years. This performance is achieved through the controlled flooding of adjacent agricultural fields, drastically reducing the risk of flooding in the city of Esposende. In addition, the introduction of vegetation cover with native species has enhanced biodiversity, favouring the restoration of native fauna and flora communities. Regarding the Este River, the flood map for the proposed scenario reveals that, even in the event of a flow with a return period of 20 years, the flooded area does not compromise residential areas or the adjacent industrial hub, ensuring effective protection of these infrastructures and material assets.

KEYWORDS: Flood risk, Mitigation, Natural Engineering Techniques, modelling.

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	iii
ABSTRACT	v
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. ENQUADRAMENTO GERAL	1
1.2. ENQUADRAMENTO LEGAL.....	3
1.2.1. LEI DA ÁGUA	3
1.2.2. DIRETIVA DA AVALIAÇÃO E GESTÃO DOS RISCOS DE INUNDAÇÕES.....	3
1.2.3. PLANO DE GESTÃO DO RISCO DE INUNDAÇÃO	4
1.3. OBJETIVOS.....	5
1.4. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	6
1.5. METODOLOGIA GERAL	6
1.5.1. SELEÇÃO DOS CASOS DE ESTUDO.....	6
1.5.2. MODELAÇÃO.....	7
2. PROBLEMÁTICAS ASSOCIADAS À GESTÃO DAS CHEIAS	9
2.1. CHEIAS.....	9
2.2. EROSÃO.....	11
2.2.1. EROSÃO FLUVIAL	12
3. TÉCNICAS DE ENGENHARIA NATURAL	13
3.1. IMPORTÂNCIA DAS TÉCNICAS DE ENGENHARIA NATURAL	13
3.2. VANTAGENS E DESVANTAGENS	14
3.3. TÉCNICAS.....	14
3.3.1. ESTACARIA VIVA	14
3.3.2. ENROCAMENTO VIVO.....	16
3.3.3. FAXINA VIVA	17
3.3.4. ENTRANÇADO VIVO	19
3.3.5. MURO VIVO.....	20

3.3.6. BIOROLO	21
3.3.7. ESPAÇOS DE INUNDAÇÃO PREFERENCIAL	23
3.3.8. TRAVESSÕES	24
3.4. CUIDADOS A TER NA MANUTENÇÃO	24
 4. CASOS DE ESTUDO	 27
4.1. METODOLOGIA DOS CASOS DE ESTUDO	27
4.2. CÁLCULO HIDRÁULICO	27
4.2.1. CÁLCULO DE CAUDAIS	29
4.2.1.1. Tempo de concentração	29
4.2.1.2. Intensidade de precipitação	31
4.2.1.3. Caudal de ponta de cheia	34
4.3. CANAL INTERCETOR DE ESPOSENDE	40
4.3.1. CARACTERIZAÇÃO GERAL	40
4.3.2. PROBLEMÁTICAS	42
4.3.3. SOLUÇÃO APLICADA	44
4.3.4. MODELAÇÃO HIDRÁULICA	52
4.3.5. RESULTADOS	57
4.4. RIO ESTE	76
4.4.1. CARACTERIZAÇÃO GERAL	76
4.4.2. PROBLEMÁTICAS	78
4.4.3. SOLUÇÃO PROPOSTA	82
4.4.4. MODELAÇÃO HIDRÁULICA	84
4.4.5. RESULTADOS	91
4.5. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS	102
 5. CONCLUSÃO	 105
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Inundações Porto (Tiago Costa et al. 2023).....	10
Figura 2 – Alagamentos em ruas e áreas urbanas (Tiago Costa et al. 2023).....	11
Figura 3 – Estacaria Viva (Pinto, 2017).....	16
Figura 4 – Enrocamento vivo (Pinto, 2017).....	17
Figura 5 – Faxina viva (Pinto, 2017).....	19
Figura 6 – Entrançado vivo (Pinto, 2017).....	20
Figura 7 – Muro vivo (Pinto, 2017).....	21
Figura 8 – Biorolo (Pinto, 2017).....	23
Figura 9 – Exemplo de EIP (E.Rio, 2025).....	24
Figura 10 – Exemplo de travessão em pedra e madeira (E.Rio, 2025).....	24
Figura 11 – Evolução temporal dos custos médios de construção e manutenção: comparação da magnitude e frequência de investimento entre as abordagens de engenharia natural e convencional (Fernandes, 2011).....	25
Figura 12 – Localização do concelho de Esposende (Engenho e Rio, 2016).....	41
Figura 13 – Identificação dos cursos de água localizados a nascente da cidade de Esposende.....	42
Figura 14 - Canal Intercetor de Esposende (E.Rio, 2026).....	44
Figura 15 – Entrançado vivo.....	45
Figura 16 – Enrocamento vivo.....	46
Figura 17 – Exemplo de uma box.....	47
Figura 18 – EIP Sul.....	48
Figura 19 – Espécies-alvo da comunidade faunística a promover (Engenho e Rio, 2016).....	50
Figura 20 – MDT do canal de Esposende.....	52
Figura 21 - Condições fronteira para Esposende.....	56
Figura 22 - Exemplo da malha do modelo de Esposende.....	56
Figura 23 - interceção das linhas de água pelo Canal Intercetor.....	57
Figura 24 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 2 anos.....	57
Figura 25 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 5 anos.....	58
Figura 26 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 10 anos.....	58
Figura 27 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 20 anos.....	59
Figura 28 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 50 anos.....	59
Figura 25 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 100 anos.....	60
Figura 22 - Mapa de inundação para um período de retorno de 2 anos para a zona norte do canal.....	61
Figura 23 - Mapa de inundação para um período de retorno de 2 anos para a zona sul do canal.....	62
Figura 24 - Mapa de inundação para um período de retorno de 5 anos para a zona norte do canal.....	63
Figura 25 - Mapa de inundação para um período de retorno de 5 anos para a zona sul do canal.....	64
Figura 26 - Mapa de inundação para um período de retorno de 10 anos para a zona norte do canal....	65
Figura 27 - Mapa de inundação para um período de retorno de 10 anos para a zona sul do canal.....	66
Figura 28 - Mapa de inundação para um período de retorno de 20 anos para a zona norte do canal....	67
Figura 29 - Mapa de inundação para um período de retorno de 20 anos para a zona sul do canal.....	68
Figura 30 - Mapa de inundação para um período de retorno de 50 anos para a zona norte do canal....	69
Figura 31 - Mapa de inundação para um período de retorno de 50 anos para a zona sul do canal.....	70
Figura 32 - Mapa de inundação para um período de retorno de 100 anos para a zona norte do canal..	71
Figura 33 - Mapa de inundação para um período de retorno de 100 anos para a zona sul do canal.....	72
Figura 42 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 2 anos.....	73
Figura 43 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 5 anos.....	73
Figura 44 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 10 anos....	74

Figura 45 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 20 anos....	74
Figura 46 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 50 anos....	75
Figura 47 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 100 anos..	75
Figura 34 – Enquadramento territorial da área de intervenção (E.Rio, 2025).....	76
Figura 35 – Tipologia de rios de Portugal Continental (E.Rio, 2025)	77
Figura 36 – Área do caso de estudo do rio Este	78
Figura 37 – Zona inundada da área de intervenção.....	79
Figura 38 – Descarga do coletor de águas pluviais	79
Figura 39 - Classificação do IRR do rio Este, em 2024 (E.Rio, 2025)	82
Figura 40 – Representação da visão geral da intervenção (E.Rio, 2025).....	84
Figura 41 – MDT da situação existente do troço do rio Este	85
Figura 42 – MDT da situação proposta para o troço do rio Este.....	86
Figura 43 – Troço do rio Este.....	90
Figura 58 - Condições fronteira do rio Este	90
Figura 59 - Geometria para a situação existente e situação proposta do rio Este.....	91
Figura 60 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos	92
Figura 61 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos	92
Figura 62 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos	93
Figura 63 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos	93
Figura 64 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos	94
Figura 65 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos	94
Figura 66 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos.....	95
Figura 67 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos.....	96
Figura 68 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos.....	96
Figura 69 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos.....	97
Figura 70 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos.....	97
Figura 71 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos.....	98
Figura 44 – Mapas de inundação para períodos de retorno de 2 e 5 anos	99
Figura 45 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 10 e 20 anos.....	100
Figura 46 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 50 e 100 anos.....	100
Figura 47 - Mapas de inundação para um período de retorno de 2 e 5 anos	101
Figura 48 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 10 e 20 anos.....	101
Figura 49 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 50 e 100 anos.....	102

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Fatores condicionantes do escoamento (adaptado de Martins, 2000)	29
Tabela 2 – Parâmetros a e b das curvas IDF (Matos e Silva, 1986).....	34
Tabela 3 – Zonas para uso do parâmetro C_I (Martins, 2000).....	35
Tabela 4 – Valores do parâmetro C_I (Martins, 2000)	36
Tabela 5 – Valores do coeficiente de escoamento para áreas agrícolas (Letra, 2017).....	37
Tabela 6 – Valores do coeficiente de escoamento para áreas urbanas (Letra, 2017).....	38
Tabela 7 – Valores do parâmetro λ (Letra, 2017)	39
Tabela 8 – Registo cronológico dos eventos hidrológicos ocorridos no concelho de Esposende (Adaptado de Engenho e Rio, 2016)	43
Tabela 9 – Valores coeficientes para a RH2 (adaptado de APA, 2012).....	54
Tabela 10 – Caudais dos cursos de água da parte norte (m^3/s)	54
Tabela 11 – Soma dos caudais da parte norte de montante para jusante (m^3/s)	54
Tabela 12 – Caudais dos cursos de água da parte sul (m^3/s)	55
Tabela 13 – Soma dos caudais da parte sul de montante para jusante (m^3/s).....	55
Tabela 14 – Classificação do IRR do rio Este, em 2024 (E.Rio, 2025)	81
Tabela 15 – Caudais da ficha de ARPSI (adaptado de APA, 2023).....	86
Tabela 16 – Dados rio Este	87
Tabela 17 – Categorias de ocupação do solo	87
Tabela 18 – Cálculo do coeficiente de escoamento	87
Tabela 19 – Valores IDF Porto	88
Tabela 20 – Valores IDF Viana do Castelo.....	88
Tabela 21 – Valores IDF Vila Real.....	89
Tabela 22 – Valores coeficientes para a RH2 (adaptado de APA, 2012)	89
Tabela 23 – Cálculo de caudais do rio Este com a fórmula regional	89

1

INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO GERAL

A frequência e a intensidade dos eventos de cheias têm vindo a aumentar exponencialmente nas últimas décadas, um fenómeno diretamente ligado a dois fatores principais. O primeiro desses fatores é a progressiva impermeabilização dos solos principalmente nas áreas urbanas e periurbanas, impulsionadas pela expansão da construção e pelo aumento da densidade populacional, impedindo, assim, a infiltração natural da água. O resultado desta impermeabilização é um escoamento superficial maior e mais rápido, elevando drasticamente os picos de cheia. O outro fator principal está relacionado com as alterações climáticas que têm provocado a intensificação dos fenómenos meteorológicos extremos, resultando em precipitações significativamente mais intensas. A junção destes dois fatores faz com que as cheias se tenham tornado num fenómeno mais recorrente e destrutivo.

Os danos causados pelas cheias podem atingir dimensões catastróficas, indo além do dano material. O impacto mais grave e irreparável é a perda de vida humana, um risco que está a aumentar devido aos dois fatores referidos anteriormente. Os prejuízos materiais e a perturbação da atividade económica também podem ser imensuráveis, podendo levar vários anos a recuperar totalmente. Adicionalmente, a degradação dos ecossistemas ribeirinhos também é uma consequência direta da maior ocorrência de cheias e do aumento da impermeabilização, levando à destruição de habitats, a uma maior erosão dos taludes dos rios e a uma degradação da qualidade da água. Devido a estes impactos graves, torna-se necessário encontrar soluções na gestão de cheias nos rios que sejam eficazes e adaptáveis.

A resposta dominante a este problema tem consistido na construção de estruturas rígidas de betão, dada a sua previsibilidade e eficácia imediata na mitigação de cheias. Apesar destas soluções oferecerem uma segurança imediata, como por exemplo, a canalização de um curso de água, que aumenta a velocidade da água e a capacidade de escoamento; acarretam graves passivos ambientais, ao comprometerem o ciclo hidrológico e a recarga de aquíferos. Algumas destas intervenções tradicionais levam à canalização da água, influenciando a velocidade do escoamento e podendo transferir o problema para uma área mais a jusante ou a montante do local atual, deixando outras comunidades expostas a um maior risco de cheias. Na construção das estruturas de betão, tais como a canalização dos cursos de água e a construção de diques, ocorre a destruição dos habitats existentes e a sua biodiversidade, além de impedir que o solo ofereça nutrientes e abrigo necessário para o desenvolvimento de vida, seja ela vegetal ou animal.

A partir da publicação da Diretiva Quadro da Água, em 2000, passou a existir uma maior pressão da União Europeia para que a gestão da água tenha um foco mais ecológico e menos estruturalista. Neste sentido, destaca-se a reabilitação fluvial, concebida como um conjunto de processos de recuperação ambiental que levem os sistemas a quadros o mais próximo possível do estado natural (Junior, 2019).

Os objetivos dos programas de reabilitação fluvial são inerentemente variáveis entre sistemas, refletindo uma articulação singular de valores socioeconómicos, culturais e biofísicos associados a um determinado local. Tais fatores determinam o que é realisticamente alcançável e o que é desejado em qualquer bacia hidrográfica (Fryirs & Brierley, 2009).

A perceção social é significativamente influenciada por valores de ordem cultural e estética. Essas perspetivas são compostas por uma dimensão experiencial (alicerçada na familiaridade e visões do mundo) e uma dimensão aspiracional (o tipo de sociedade e ambiente em que gostaríamos de viver).

Uma visão do mundo mecanicista pode valorizar a simplicidade e a eficiência hidráulica de canais fluviais altamente regulados e uniformes, os quais suportam uma diversidade limitada de flora e fauna ribeirinhas. Em contrapartida, outras perspectivas defendem a preferência por um sistema fluvial natural, dinâmico, autoajustável e de morfologia mais complexa, capaz de sustentar uma gama diversificada de espécies nativas. A reabilitação fluvial promove este segundo ponto de vista (Fryirs & Brierley, 2009).

Os sistemas fluviais naturais demonstram uma variabilidade morfológica significativa, que é diretamente correlacionada com os seus contextos paisagísticos e climáticos específicos. Esta variabilidade intrínseca é impulsionada pela interação de múltiplos fatores:

- Contexto climático: a variabilidade nos regimes de caudal e na cobertura vegetal ripária é fundamentalmente determinada pelas condições climáticas locais;
- Declive da margem fluvial;
- Contexto geológico: o fornecimento e o calibre do material sedimentar são determinados pela geologia subjacente à bacia hidrográfica.

A combinação e a magnitude destas variáveis geoecológicas induzem uma diversidade tipológica fundamental nos rios que se formam, exigindo que as estratégias de reabilitação reconheçam e integrem esta complexidade natural (Fryirs & Brierley, 2009).

A maioria das intervenções de reabilitação em troços de rios urbanos e nas suas zonas ripárias tem-se revelado inapropriada. Esta inadequação decorre, primariamente, da lacuna de compreensão por parte dos responsáveis pelo projeto sobre o funcionamento hidromorfológico e ecológico natural do sistema fluvial (Wlodarczyk & Mascarenhas, 2016).

Ao invés de promoverem a reabilitação da dinâmica natural, estas intervenções resultam frequentemente na simplificação e empobrecimento dos espaços ribeirinhos, distorcendo a funcionalidade natural do curso de água. Existem evidências que demonstram a inutilidade de tais reabilitações, as quais contribuem para a desvalorização do ecossistema fluvial sem estabelecerem uma relação mais harmoniosa e funcional com o meio urbano. Adicionalmente, a alteração e destruição dos cursos de água acarretam consequências pedagógicas, na medida em que transmitem uma conceção errónea sobre o funcionamento complexo e dinâmico dos rios (Wlodarczyk & Mascarenhas, 2016).

Como soluções para a reabilitação fluvial, surgiram as Soluções de base Natural (SbN), estas soluções visam resolver desafios sociais, económicos e ambientais através da proteção e gestão de ecossistemas para o benefício humano e da biodiversidade. Das quais as Técnicas de Engenharia Natural (TEN) fazem parte integrante. Estas técnicas são ferramentas práticas que utilizam materiais vivos ou inertes naturais para estabilizar solos e controlar a erosão. Na execução das TEN é usado predominantemente material biológico, o que permite uma melhor integração destas técnicas nos ecossistemas ribeirinhos.

Ao contrário do betão que impermeabiliza as margens do rio, as TEN trabalham com a natureza, por exemplo, usando as raízes das plantas para estabilizar as margens do rio contra a erosão e levando a uma maior infiltração da água no solo, o que resulta numa influência positiva na mitigação das cheias.

O estudo e a promoção do uso deste tipo de técnicas na gestão do risco de cheias, em detrimento das convencionais, são fundamentais para a mudança de paradigma pretendida. Esta abordagem representa uma oportunidade para o ser humano trabalhar em conjunto com a natureza, aproveitando os seus ecossistemas para resolver uma problemática que nos afeta desde sempre, em vez de nos limitarmos a tentar dominá-la com estruturas que, a longo prazo, são insustentáveis, devido à destruição dos ecossistemas ribeirinhos. Assim, a transição para as TEN configura-se como um imperativo para garantir a segurança das populações e a preservação dos ecossistemas ribeirinhos.

1.2 ENQUADRAMENTO LEGAL

1.2.1 Lei da Água

A legislação portuguesa que estabelece a base para a gestão e proteção dos recursos hídricos é a Lei da Água (LA). Esta lei crucial foi introduzida no ordenamento jurídico nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, com a finalidade primária de transpor a Diretiva Quadro da Água (DQA) – a diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000. Ao longo dos anos, para manter a sua adequação e eficácia, a LA foi sendo alterada e atualizada pelos Decretos-Lei n.ºs 245/2009, de 22 de setembro; 60/2012, de 14 de março e 130/2012, de 22 de junho e pelas Leis n.º 42/2016, de 28 de dezembro e n.º 44/2017, de 19 de junho (APA, 2021).

O enquadramento legal estabelecido pela LA rege a gestão das águas superficiais – nomeadamente as águas interiores, de transição e costeiras – e as águas subterrâneas, visando alcançar os seguintes objetivos:

- Prevenir a progressão da degradação e assegurar a proteção e melhoria do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, estendendo esta salvaguarda aos ecossistemas terrestres e zonas húmidas cuja subsistência dependa diretamente das suas necessidades hídricas;
- Impulsionar um uso responsável e sustentável da água, através de uma estratégia que garanta a preservação duradoura dos recursos hídricos existentes;
- Alcançar uma proteção ambiental reforçada e uma melhoria qualitativa do meio aquático. Este objetivo será concretizado através da implementação de medidas específicas que visam a redução gradual e, subsequentemente, a cessação ou eliminação faseada de descargas, emissões e perdas de substâncias prioritárias;
- Garantir a redução progressiva da poluição nas águas subterrâneas e prevenir qualquer agravamento da sua condição atual;
- Mitigação dos efeitos das inundações e das secas;
- Garantir a disponibilidade quantitativa e qualitativa de recursos hídricos, sejam eles de origem superficial ou subterrânea, de forma a sustentar um uso equilibrado, equitativo e de longo prazo da água;
- Proteger as águas marinhas, incluindo as territoriais;
- Garantir a estrita conformidade com os objetivos estabelecidos nos acordos internacionais relevantes, incluindo aqueles cujo mandato é a prevenção e a eliminação da poluição no meio marinho (APA, 2021).

1.2.2 Diretiva da Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações

Em virtude da magnitude das inundações que provocaram sérios prejuízos a populações e atividades económicas na Europa durante a primeira década do século XXI, o Parlamento Europeu e o Conselho adotaram a Diretiva da Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações (DAGRI, n.º 2007/60/CE). Esta diretiva visa, fundamentalmente, reduzir o risco das consequências prejudiciais de tais eventos (APA, 2025).

A Diretiva estabelece que “A fim de dispor de um instrumento de informação eficaz, bem como de uma base valiosa para estabelecer prioridades e para tomar decisões técnicas, financeiras e políticas ulteriores em matéria de gestão de riscos de inundações, é necessário prever a elaboração de cartas de zonas inundáveis e de cartas de riscos de inundações indicativas das potenciais consequências prejudiciais associadas a diferentes cenários de inundações, incluindo informações sobre fontes potenciais de poluição ambiental resultante das inundações.” (APA, 2025).

Reconhecendo a urgência e a gravidade dos fenómenos de inundação, a DAGRI estabelece um instrumento de planeamento fulcral: os Planos de Gestão dos Riscos de Inundação (PGRI). Estes planos são definidos como o principal instrumento de gestão de riscos hídricos a nível nacional (APA, 2025).

1.2.3 Plano de Gestão do Risco de Inundação

Os PGRI são concebidos para operar em ciclos de planeamento de seis anos, permitindo uma revisão e atualização periódica das estratégias face à evolução das alterações climáticas e do ordenamento do território. A sua abordagem é abrangente e multifacetada, centrando-se em quatro eixos de intervenção interligados: prevenção, proteção, preparação e previsão. É de extrema importância a sua estreita articulação com os Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas (PGRH). Esta coordenação garante que as medidas de gestão de risco de cheias sejam coerentes e complementares aos objetivos de qualidade e ao uso sustentável da água definidos pela Diretiva Quadro da Água, assegurando uma gestão integrada de todo o ciclo hidrológico (APA, 2025).

O programa de medidas de gestão dos riscos de inundação é notavelmente abrangente e está estruturado em torno de um ciclo de gestão completo, que engloba as cinco fases essenciais para assegurar a resiliência territorial: prevenção, preparação, proteção, reparação e aprendizagem. A implementação destas medidas foca-se em diversas categorias de intervenção, desde as infraestruturas tecnológicas à gestão territorial e social:

1. Gestão e previsão de emergências:

- Sistemas de previsão e alerta: investimento em tecnologia avançada para monitorizar e antecipar a ocorrência de cheias, permitindo que os avisos cheguem à população com antecedência;
- Planeamento de emergência: desenvolvimento de planos de atuação para resposta rápida e eficaz em caso de evento extremo.

2. Intervenção hidrológica e territorial

- Gestão de caudais: implementação de soluções de engenharia para o controlo e regulação do fluxo da água, como canais de desvio e infraestruturas de armazenamento;
- Melhoria da retenção de água: promoção de práticas que aumentem a capacidade natural da bacia hidrográfica para reter a água, diminuindo o escoamento superficial e o risco de picos de caudal;
- Inundação controlada: utilização estratégica de zonas específicas para permitir a inundação controlada e temporária, desviando a pressão hídrica das áreas urbanas e mais vulneráveis;
- Promoção da utilização sustentável do solo: incentivo e regulação de práticas de ordenamento do território que limitam a impermeabilização e a ocupação de leitos de cheia, alinhando o uso do solo com o seu propósito natural.

3. Conhecimento e implicação social

- Melhoria do conhecimento e da perceção do risco: ações de sensibilização e educação para aumentar a compreensão dos cidadãos e técnicos sobre o risco de inundação e a sua responsabilidade na mitigação, fomentando uma cultura de segurança e precaução (APA, 2025).

A implementação da diretiva das inundações está organizada em ciclos de gestão, cada um dos quais compreende três fases distintas:

- 1.ª fase: Avaliação Preliminar dos Riscos de Inundações (APRI) para identificação das Áreas de Risco Potencial Significativo de Inundação (ARPSI);
- 2.ª fase: elaboração de Cartas de Zonas Inundáveis e de Cartas de Riscos de Inundações (CZICRI) relativas às ARPSI anteriormente identificadas;

- 3.ª fase: elaboração e implementação dos PGRI (APA, 2025).

Os Planos de Gestão dos Riscos de Inundações (PGRI) são concebidos como o instrumento fundamental e mais completo para lidar com a totalidade dos aspetos inerentes à gestão dos riscos de cheias e inundações. A sua abrangência é intencional, cobrindo todas as vertentes, desde a prevenção estrutural à resposta de emergência e à recuperação (APA, 2025).

O objetivo estratégico central dos PGRI é a redução efetiva do risco nas áreas identificadas como suscetíveis de inundação. Para atingir este fim, estes planos definem e orientam a implementação de um conjunto articulado de medidas de mitigação. O foco primordial destas medidas é a minimização das consequências prejudiciais que os eventos de cheia podem provocar, salvaguardando assim os elementos mais vulneráveis do território:

- Saúde humana: proteção de vidas e da integridade física das populações, garantindo a segurança e o acesso a serviços essenciais;
- Atividades económicas: salvaguarda de infraestruturas críticas, indústrias, comércio e terrenos agrícolas, prevenindo perdas financeiras avultadas e a interrupção da atividade económica;
- Património cultural: preservação de edifícios históricos, sítios arqueológicos e bens culturais que representam a identidade e a memória do território;
- Ambiente: proteção dos ecossistemas fluviais, habitats naturais e qualidade da água contra a destruição física e a contaminação (APA, 2025).

Em síntese, os PGRI representam uma ferramenta de planeamento essencial que traduz a necessidade de defender o território de forma multifacetada, garantindo que o desenvolvimento social e económico não seja comprometido pela ameaça recorrente das inundações.

É importante sublinhar que os PGRI em vigor pertencem ao 2.º ciclo de planeamento, que abrange o período compreendido entre 2021 e 2027. Isto significa que todas as ações e projetos de gestão e proteção contra inundações no território nacional, incluindo os que estão a ser analisados, devem estar em plena conformidade e alinhamento com as medidas, os objetivos e as prioridades definidas neste 2.º ciclo dos PGRI.

1.3 OBJETIVOS

É neste contexto de agravamento do risco de cheias, que a presente dissertação de mestrado procura responder à necessidade de usar métodos mais sustentáveis na sua gestão. O objetivo central deste estudo é demonstrar o potencial das SbN na minimização de danos associados a estes fenómenos. Para tal, foram selecionados dois casos de estudo pertinentes, o Canal Intercetor de Esposende e um troço do rio Este em Braga. O primeiro caso de estudo constitui um exemplo onde já foram implementadas soluções TEN, enquanto o segundo corresponde a um local onde ainda serão implementadas soluções TEN. Para orientar a investigação, foram definidas as seguintes questões de investigação a responder:

1. Como se caracteriza a ocorrência de cheias nos casos de estudo escolhidos?
2. O uso de SbN tem um impacto significativo na mitigação de cheias, salvaguardando pessoas e bens?
3. O uso de SbN promove a melhoria e a reabilitação dos ecossistemas ribeirinhos?

1.4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está organizada em cinco capítulos, para além das referências bibliográficas e dos anexos.

O capítulo 1 dedica-se à contextualização do tema de estudo, apresentando igualmente os objetivos propostos e detalhando a metodologia que orientou a realização desta dissertação.

No capítulo 2, procede-se ao enquadramento concetual das problemáticas associadas à ocorrência de cheias nas zonas ribeirinhas. Para tal, o capítulo aprofunda o conhecimento sobre as principais causas do aumento de cheias e analisa as problemáticas conexas, como a erosão.

O capítulo 3 dedica-se ao estudo das técnicas de mitigação de cheias. É estabelecido um foco nas TEN, cujas características são pormenorizadamente descritas, justificando a sua relevância para esta dissertação.

No capítulo 4, são apresentados e desenvolvidos os casos de estudo do Canal Intercetor de Esposende e do rio Este em Braga. Após a caracterização dos locais e das problemáticas inerentes, o foco é colocado na aplicação da modelação hidráulica. Esta ferramenta é utilizada para simular e avaliar a eficácia da solução existente em Esposende e da solução prevista para o rio Este, culminando na análise comparativa dos respetivos resultados.

Por fim, o capítulo 5 apresenta as principais conclusões decorrentes do estudo realizado.

1.5 METODOLOGIA GERAL

Esta dissertação é estruturada em três fases que visam a análise crítica do problema, a identificação de soluções e a sua aplicação em dois casos de estudo. Esta metodologia foi concebida para dar resposta a todos os objetivos presentes no capítulo anterior.

Numa primeira fase, foi realizada uma análise bibliográfica, que consiste na recolha e análise de fontes de informação que abordam as problemáticas das cheias e os princípios de funcionamento das TEN. De seguida, analisou-se o desempenho das TEN como mecanismo na gestão do risco das cheias, incluindo os efeitos que elas têm sobre a rugosidade do solo e sobre a velocidade do escoamento junto às margens, avaliando o seu contributo na gestão do risco de cheia. Além disso, foram abordados os cuidados necessários a ter na sua manutenção, para terem uma durabilidade maior.

No fim, procedeu-se à modelação hidráulica dos dois casos de estudo, para avaliar e ilustrar melhor a influência que as TEN têm sobre as margens em cenários reais.

1.5.1 Seleção dos casos de estudos

Os casos de estudo, selecionados para fazer a avaliação referida anteriormente, foram o Canal Intercetor de Esposende e o rio Este em Braga.

Esposende é uma cidade localizada no distrito de Braga, com ligação ao Oceano Atlântico e é onde se situa a foz do rio Cávado. A área intervencionada em Esposende, que constitui um dos casos de estudo, integra a sub-bacia PT02CAV0096 (APA, 2012) e está formalmente classificado como uma ARPSI, conforme identificado pelo código PTRH3Cavado01 (Engenho e Rio, 2016). Esta classificação reafirma a vulnerabilidade da área a eventos de cheia, fenómenos que impõem custos sociais, ambientais e económicos significativos.

Esta suscetibilidade decorre da localização de Esposende numa zona de cota baixa, situada entre uma vertente de orografia acentuada – de onde provém um elevado escoamento de água por diversas ribeiras - e a foz das mesmas. A este fator geográfico acresce a forte pressão urbanística, que resultou numa elevada impermeabilização do solo, comprometendo a capacidade de vazão destes cursos de água e dificultando o seu escoamento natural em direção à foz.

O caso de estudo do rio Este insere-se integralmente na área administrativa de Braga, estando formalmente delimitado como ARPSI, com o código PTRH2Este01 (APA, 2023). Esta classificação não é arbitrária, decorre da avaliação de riscos hídricos e foi formalizada aquando do 2.º ciclo de planeamento do Plano de Gestão de Riscos de Inundações da Região Hidrográfica (PGRI-RH2). A justificação fundamental para esta classificação prende-se pela magnitude e a frequência das cheias que, historicamente, têm caracterizado esta bacia hidrográfica. De facto, a análise dos registos hidrológicos e dos impactos socioeconómicos revela que, particularmente desde as primeiras décadas do século XXI, as inundações nesta área têm vindo a afetar de forma grave e recorrente não só a segurança e o bem-estar da população residente, mas também a sustentabilidade das atividades económicas e a integridade das infraestruturas essenciais. Deste modo, a intervenção neste troço é crucial para a mitigação de riscos e a adaptação territorial às alterações climáticas e aos padrões hidrológicos extremos (E.Rio, 2025).

Esta abordagem comparativa é fundamental e estrategicamente relevante, uma vez que confere ao estudo uma capacidade analítica superior, permitindo abordar de forma abrangente uma questão de inegável pertinência para o ordenamento e gestão do território nacional. A inclusão de duas ARPSI distintas possibilita não só a identificação e a compreensão das especificidades hídricas e geomorfológicas de cada área, mas também a comparação crítica das estratégias e soluções de engenharia que foram adotadas em Esposende e que ainda irão ser adotadas no rio Este. Em última análise, esta seleção metodológica visa produzir conclusões sobre a eficácia das medidas de mitigação e adaptação implementadas face aos efeitos devastadores das cheias, contribuindo assim para o desenvolvimento de políticas de gestão de risco mais informadas e resilientes.

1.5.2 Modelação

A modelação hidráulica dos casos de estudo foi realizada recorrendo ao programa HEC-RAS. Este software foi desenvolvido pelo centro de engenharia hidrológica do *U.S. Army Corps of Engineers* como parte do *NexGen Project*. Este projeto surgiu por volta de 1990 e o seu objetivo foi modernizar os programas já existentes para análise e simulação hidráulica. O HEC-RAS permite fazer a modulação hidráulica em 1D e 2D, o que é necessário para analisar o caso de estudo e tirar as conclusões pretendidas (Hydrologic Engineering Center, s.d.).

PROBLEMÁTICAS ASSOCIADAS À GESTÃO DE CHEIAS

2.1 CHEIAS

O agravamento das alterações climáticas globais tem potenciado a frequência de fenómenos meteorológicos extremos, resultando no aumento do número de eventos hidrológicos significativos. Estes representam, de forma crescente e acelerada, uma ameaça ao desenvolvimento da sociedade contemporânea (Liming He et al. 2025).

Entre as catástrofes naturais mais comuns e destrutivas, as cheias merecem particular atenção devido aos seus impactos devastadores. É projetado que, ao longo deste século, as alterações climáticas provoquem um impacto severo nos recursos hídricos mundiais, manifestando-se no aumento do nível do mar, degelo dos glaciares e na maior frequência e severidade de cheias (Liming He et al. 2025).

As previsões são alarmantes, já que se estima que até 2035, a frequência média das cheias extremas na Europa, eventos com um período de retorno superior a 100 anos, duplique, com aumentos subsequentes projetados para o final do século. Adicionalmente, avaliações baseadas na densidade populacional indicam que, até 2050, o risco global de inundações fluviais irá duplicar em comparação com os níveis registados em 2010. O custo global destes eventos é avultado, ultrapassando anualmente os 40 mil milhões de dólares em prejuízos e afetando mais de 250 milhões de pessoas em todo o mundo (Liming He et al. 2025).

Para além das alterações climáticas, diversos estudos demonstram que a degradação da superfície terrestre em larga escala, resultante de fatores tanto antrópicos como naturais, tem a capacidade de amplificar o impacto dos eventos hidrológicos extremos (Liming He et al. 2025).

As cheias são consideradas fenómenos hidrológicos de grande intensidade, em que a sua frequência é variável e ocorre quando existe extravasamento da água do leito principal de um curso de água. Isto resulta na inundação das áreas adjacentes ao curso de água que têm uma cota mais baixa. Estes fenómenos podem ocorrer de maneira natural, como por exemplo, pela ocorrência de precipitações intensas, ou podem ser induzidos ou agravados pela alteração na ocupação do solo, como a impermeabilização do solo.

A manifestação e a evolução ao longo do tempo de um evento de cheia, nomeadamente o tempo de concentração necessário para que atinja o seu pico e a sua duração, são o resultado de dois fatores fundamentais:

1. As características da precipitação, tal como a sua intensidade, a sua duração e a sua distribuição ao nível do espaço;
2. Os atributos geomorfológicos da bacia hidrográfica, como a sua área de drenagem, a forma, o declive do terreno, o tipo de uso do solo e a sua capacidade de infiltração (Baptista, 2023).

Dependendo da área das bacias, o tempo de formação e a propagação das cheias pode variar. Geralmente, em bacias hidrográficas com área mais reduzida, a sua formação e a sua propagação são mais rápidas, enquanto, nas bacias hidrográficas de maior área, as cheias demoram mais tempo a ocorrer. Desta maneira podemos dividir as cheias em duas categorias principais, as cheias lentas e as cheias rápidas.

Um exemplo de cheias com danos bastante elevados são as cheias que ocorreram a 7 de janeiro de 2023 no Porto. Nesse dia, ocorreram períodos de precipitação bastante fortes, tais como 25mm num período de 5 minutos, o que sobrecarregou os sistemas de drenagem de águas pluviais da cidade do Porto. Fazendo com que os estragos ocorridos nesse dia tivessem sido elevados. Isso foi devido à junção de outros fatores além da precipitação intensa, tais como as obras que estavam a ocorrer no metro do Porto e a má limpeza dos sistemas de drenagem de águas pluviais. Considerando a situação descrita, verificou-se um escoamento superficial elevado, indicando que a capacidade do solo para absorver e reter a precipitação foi excedida. Isto significa que a água não se conseguiu infiltrar no solo já saturado, levando a alagamentos de várias ruas, interrompendo assim a atividade comercial e levando a grandes danos materiais, tais como, o arrastamento de materiais e o levantamento de paralelepípedos das ruas, como mostrado nas Figuras 1 e 2 (Tiago Costa et al. 2023).



Figura 1 – Inundações Porto (Tiago Costa et al. 2023)



Figura 2 – Alagamentos em ruas e áreas urbanas (Tiago Costa et al. 2023)

Devido a um crescimento da população humana, a área de solo impermeabilizado também tem aumentado, levando a uma diminuição da porosidade e rugosidade do solo. Isto leva a que a precipitação que se infiltraria no solo, passe a escoar à superfície, havendo um aumento do escoamento superficial e, com a diminuição da rugosidade do solo, a velocidade desse escoamento aumenta. Simultaneamente, o tempo de concentração da bacia hidrográfica diminui, aumentando os riscos de cheias.

A presente dissertação foca-se nas cheias rápidas, uma vez que as cheias lentas, pela sua maior previsibilidade, tendem a gerar danos menos severos e permitem uma resposta antecipada mais eficaz. As cheias rápidas, tal como as do Porto de 2023 ocorrem quando existe uma precipitação forte, nomeadamente, numa bacia hidrográfica mais pequena, o que resulta num rápido aumento do nível da água nos respetivos cursos de água, que, por sua vez, leva a que estas cheias sejam mais imprevisíveis e não permitam uma evacuação de pessoas e bens a tempo. Conjugando isto com a velocidade elevada que a água poderá atingir, a perda de vida humana e a destruição de bens podem atingir níveis catastróficos. Logo, há necessidade de mitigar os impactos destas cheias, protegendo, assim, as pessoas e bens (Baptista, 2023).

2.2 EROSÃO

A erosão é um processo geomorfológico que se define como sendo a desagregação, o transporte e a deposição de materiais do solo, muitas vezes causados pelas cheias, sendo o principal agente natural na alteração do relevo do solo. Este fenómeno resulta da ação combinada de diversos fatores tanto naturais como humanos. Os fatores naturais incluem as condições meteorológicas, o impacto de agentes modeladores tal como a água, o vento e a gravidade, além de ser influenciado pela atividade biológica. Apesar de estes serem os principais fatores inerentes à erosão, esta tem sido bastante acelerada pela mão humana. A desflorestação, que elimina a proteção que a vegetação fornece e a fixação do solo pelas suas raízes, a perda de solos férteis, a redução da capacidade de regeneração dos ecossistemas e a poluição,

são fatores humanos que agravam a rapidez da erosão, resultando na degradação acelerada da área terrestre (Pinto, 2017).

No âmbito deste trabalho, o foco incide especificamente sobre a erosão fluvial, dada a sua relação direta com a dinâmica dos cursos de água e os eventos de cheia analisados.

2.2.1 Erosão Fluvial

A erosão fluvial é um processo que consiste na desagregação e transporte das partículas que compõem o leito e as margens de um sistema hídrico, resultantes da ação do escoamento. Este fenómeno, independentemente de o solo ser granular ou um solo fino coesivo, ocorre quando existe uma rutura do equilíbrio entre as forças resistentes e as forças atuantes. Uma das principais causas para a existência deste desequilíbrio é a alteração ao nível hidrogeomorfológico da bacia hidrográfica. A taxa de erosão demonstra ser sensível à pressão das atividades antrópicas da região, ao alterar os parâmetros e as quantidades do escoamento, induzindo assim uma perturbação significativa na estabilidade da zona ripária (Baptista, 2023).

O transporte de sedimentos sólidos é feito de duas maneiras. Por arrastamento, em que a velocidade média da partícula é muito inferior à velocidade média do escoamento, fazendo os sedimentos deslocarem-se sobre o fundo do leito; ou por suspensão, em que a velocidade média da partícula é aproximadamente igual à do escoamento, deixando os sedimentos suspensos na água enquanto se deslocam (Pinto, 2017).

A quantidade máxima de sedimentos que um curso de água consegue transportar é designada como capacidade de transporte de sedimentos. Quando esta capacidade excede a carga sólida disponível, ocorre o processo de erosão. Caso ambos os valores coincidam, o leito estará em equilíbrio, significando que a quantidade de sedimentos transportada pelo processo erosivo é equilibrada por uma entrada equivalente de sedimentos depositados (Pinto, 2017).

A erosão das margens dos rios é um fenómeno natural e, por vezes, lento, contudo os seus impactos na estabilidade do sistema fluvial podem ser severos. Cria problemas consideráveis no estado ecológico do sistema fluvial - tais como: diminuição da qualidade da água, desaparecimento do corredor ribeirinho e da base de suporte para o estabelecimento de vegetação e a perda de valor estético e ecológico (Rinaldi & Darbi, 2008; Teiga, 2011; Pinto, 2017) -, levando a uma procura crescente por soluções que mitiguem estas problemáticas.

TÉCNICAS DE ENGENHARIA NATURAL

Em resposta às problemáticas detalhadas no capítulo anterior, o presente estudo avançará com a análise das TEN como soluções na proteção das margens e na infiltração de água no solo, em conformidade com o enquadramento estabelecido no capítulo 1.

3.1 IMPORTÂNCIA DAS TÉCNICAS DE ENGENHARIA NATURAL

O mundo contemporâneo confronta-se com uma multiplicidade de crises ambientais, nomeadamente a degradação dos ecossistemas, a perda de biodiversidade, a poluição e as alterações climáticas. Estas questões ambientais são indissociáveis e apresentam uma natureza transfronteiriça, afetando toda a vida na Terra e intensificando o risco e a magnitude das cheias. Historicamente, a resposta a estes desafios assentava em soluções ‘cinzentas’ ou convencionais, que, para além da rigidez estrutural, implicavam um elevado consumo de recursos (Chairat & Gheewala, 2024).

No entanto, há já alguns anos, as TEN têm vindo a alcançar uma crescente aceitação e utilização. Este facto justifica-se por as TEN serem uma das vias mais sustentáveis para enfrentar a raiz dos problemas. O seu método baseia-se no restauro da natureza, dos ecossistemas e da biodiversidade que foram previamente degradados ou destruídos (Chairat & Gheewala, 2024).

As TEN baseiam-se na utilização de uma diversidade de materiais, que incluem componentes vivos, como sementes, plantas e associações vegetais, e não vivos, como troncos de madeira, inertes e fibras biodegradáveis. A premissa fundamental destas técnicas exige a utilização de vegetação autóctone do local de intervenção, sempre que viável, de forma a assegurar elevadas taxas de sucesso e prevenir a contaminação biológica do ecossistema. Deste modo, após a identificação das espécies autóctones elegíveis, torna-se essencial a sua seleção com base nas suas características biotécnicas, nomeadamente, a sua taxa de crescimento e o tipo de sistema radicular, que são fatores determinantes para garantir que a vegetação possui a capacidade de resistir às ações e adversidades atuantes no local de intervenção (Pinto, 2017).

A integração desta seleção rigorosa permite mitigar problemas recorrentes, tais como a desadequação entre as condições ecológicas do local e a resiliência da vegetação a fatores de stresse. Entre estes, destacam-se a exposição prolongada à ausência ou presença de água e a elevadas velocidades de escoamento (Pinto, 2017).

A importância central das TEN reside na sua multifuncionalidade. Ao contrário das soluções convencionais, as TEN garantem simultaneamente a estabilidade geotécnica imediata e a resiliência biológica a longo prazo do sistema. Ao privilegiar o uso de espécies autóctones e as suas capacidades biotécnicas, estas soluções asseguram a mitigação da erosão e a integridade estrutural perante a eventos extremos, enquanto promovem ativamente a recuperação ecológica, o incremento da biodiversidade e a conectividade do corredor ribeirinho.

3.2 VANTAGENS E DESVANTAGENS

As TEN distinguem-se por oferecerem um conjunto de vantagens que transcendem a eficácia estrutural, abrangendo benefícios ambientais, paisagísticos e sociais.

Do ponto de vista técnico, as TEN fornecem uma notável flexibilidade estrutural, essencial para zonas dinâmicas como as margens dos rios. O uso de material vivo confere-lhes a capacidade de aumentar a sua resistência ao longo do tempo e de fornecer uma proteção com capacidade de autorregeneração, algo inalcançável pela engenharia convencional. Estruturalmente, estas técnicas são exequíveis em locais de difícil acesso e contribuem para a defesa contra as cheias através do aumento, da rugosidade das margens e da filtragem e retenção de sedimentos, o que melhora a estabilidade das margens (Pinto, 2017).

Ecologicamente, as TEN atuam como um fornecedor de material vivo, resultando na melhoria e diversidade dos habitats. A sua implementação é crucial para a preservação e valorização de terrenos marginais, facilitando a criação de áreas verdes e florestais em terrenos até então incultos ou degradados (Pinto, 2017).

No âmbito do planeamento territorial e social, a engenharia natural oferece uma integração natural na paisagem, promovendo uma notável valorização estética e paisagística do local de intervenção. A par disto, estas soluções contribuem diretamente para a melhoria da qualidade de vida da população, enquanto servem de plataforma para a promoção da educação ambiental e a sensibilização para a importância dos ecossistemas ribeirinhos. Além disso, de um modo geral, são particularmente úteis para a integração paisagística do corredor ribeirinho na envolvente (Pinto, 2017).

Apesar das suas inúmeras vantagens, a aplicação das TEN acarreta um conjunto de limitações e desafios que devem ser considerados em fase de projeto. Em primeiro lugar, as TEN podem não satisfazer a totalidade das exigências de consolidação e segurança requeridas em situações de tensões extremas ou em locais que exijam soluções de engenharia de grande porte. A sua principal limitação técnica está relacionada com o tempo, já que a eficiência técnica plena das estruturas só é atingida após um certo intervalo de tempo, o período necessário para o desenvolvimento e enraizamento do material vivo. Esta fase inicial de vulnerabilidade é agravada pela ocorrência de cheias durante o período de estabilização, o que pode comprometer a integridade da intervenção (Pinto, 2017).

A aplicação das TEN depende das características específicas do local de intervenção, incluindo as condições edáficas, climáticas e hidrológicas. Existem também condicionantes sazonais a ter em conta, pois a construção é impossível em certas épocas do ano devido à inadequação do clima ao manuseamento e plantio do material vivo. Do ponto de vista logístico, é crucial a manutenção do material vivo num estado ótimo durante as fases de transporte, armazenamento e instalação, bem como garantir a adequação do espaço para o estabelecimento e desenvolvimento desse material (Pinto, 2017).

Para garantir a eficácia das TEN, é essencial um planeamento minucioso que reconheça e se alinhe com os processos e o tempo de resposta do ecossistema, mitigando os riscos associados à sua fase de consolidação.

3.3 TÉCNICAS

3.3.1 Estacaria viva

A estacaria viva (Figura 3) é uma técnica de engenharia natural amplamente utilizada na estabilização longitudinal de taludes de margens fluviais. A sua execução consiste na aplicação de estacas de espécies vegetais autóctones, com um comprimento que varia entre 0.40 m e 1.50 m e um diâmetro entre 3 e 8 cm.

Para assegurar a eficácia da técnica, a profundidade de inserção da estaca deve ser proporcional ao seu comprimento, garantindo um enraizamento robusto e uma maior estabilidade. É fundamental que o solo de aplicação mantenha uma humidade permanente, isto é que seja atingido o nível freático, especialmente no verão (Pinto, 2017).

Esta técnica demonstra viabilidade em diversas condições, em margens com inclinação máxima de 30°, em taludes de altura variável, em ambientes fluviais com velocidade de corrente até 2 m/s e tensões resistentes de até 100 Pa (Pinto, 2017).

A estacaria viva atua na mitigação de problemáticas fluviais diversas, tais como a instabilidade das margens, a excessiva linearidade do canal, a mobilidade descontrolada de sedimentos, a necessidade de reduzir a velocidade de escoamento e a melhoria do estado ecológico. Contribui, ainda, para a reabilitação das comunidades florísticas ripícolas, auxiliando no combate à proliferação de espécies exóticas invasoras. O seu impacto visual e ambiental é considerado excelente, promovendo a harmonia com a paisagem (Pinto, 2017).

O campo de atuação desta técnica foca-se em margens fluviais de baixo declive, sendo recomendada para reparar pequenos deslizamentos ou assentamentos de terreno. Estas instabilidades resultam habitualmente da combinação de vários fatores, tais como a saturação do solo, a ação erosiva da corrente e a degradação da estrutura edáfica (solo pobre ou sem vegetação). Após o seu estabelecimento, as estacas controlam a erosão fluvial e favorecem a criação de um coberto vegetal denso, consolidando a estabilidade das margens. Dada a sua versatilidade, esta técnica é frequentemente utilizada em combinação com outras técnicas de estabilização fluvial. Os materiais de base consistem em estacas vivas de espécies arbóreas e arbustivas autóctones, selecionadas pela sua aptidão para o enraizamento e resistência hidrodinâmica, tais como salgueiros, sanguinhos, etc. (Pinto, 2017).

A estacaria viva demonstra um potencial significativo para a engenharia natural de solos, notável pela sua simplicidade, baixo custo e contribuição ecológica; contudo, a sua eficácia e a estabilidade a longo prazo do talude permanecem estritamente dependentes do sucesso do desenvolvimento radicular, um fator que nem sempre é garantido (Pinto, 2017).

A boa relação custo-benefício da técnica reside na sua rápida execução, 15 min/10 m² e custos reduzidos, de 0.15 € a 1.5 €/unidade e a sua execução deve ocorrer durante o período de repouso vegetativo, com exceção de temperaturas negativas (Pinto, 2017).

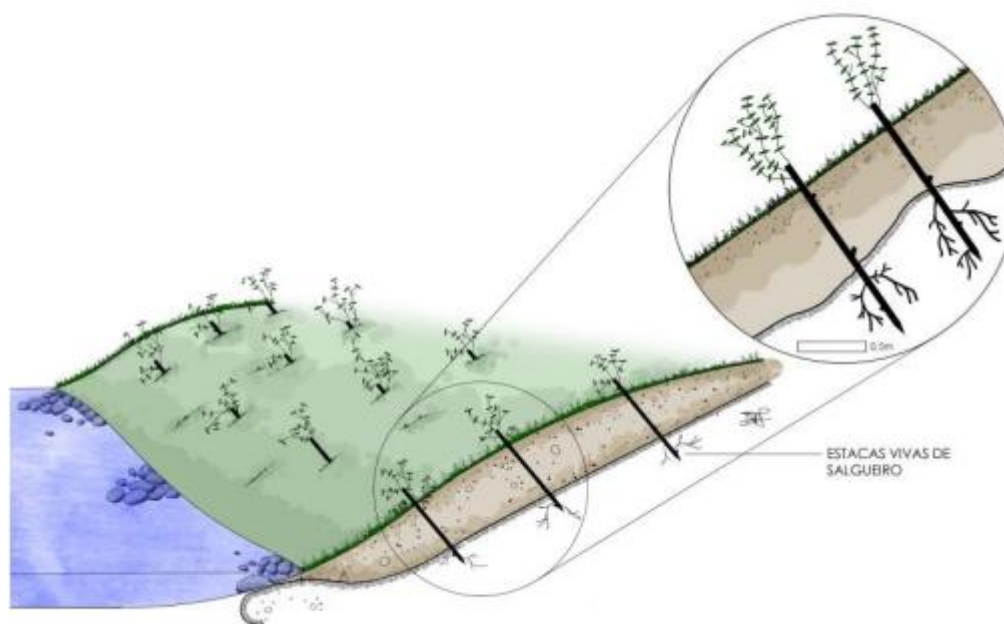


Figura 3 – Estacaria Viva (Pinto, 2017)

3.3.2 Enrocamento vivo

O enrocamento vivo (Figura 4) é uma técnica de defesa longitudinal que se enquadra na engenharia natural. É definido como uma obra de carácter permanente que combina a colocação de pedras de média a grande dimensão com a inserção de estacas vivas nos interstícios. Esta solução é especialmente relevante para locais que exigem proteção imediata contra a erosão (Pinto, 2017).

Esta técnica demonstra uma elevada robustez e adaptabilidade a condições severas. A sua aplicação é adequada para qualquer altura de margem, desde que se respeite a inclinação máxima de 65°. O desempenho hidráulico é significativo, suportando, para $D_{50} = 15$ cm, velocidades de corrente até 3 m/s, com tensões resistentes até 125 Pa e, para $D_{50} = 45$ cm, velocidades de corrente até 4.8 m/s e tensões resistentes de 380 Pa. Esta capacidade de resistência é crucial para mitigar a instabilidade das margens e reforçar a proteção contra inundações (Pinto, 2017).

A principal vantagem técnica do enrocamento vivo é o seu efeito protetor imediato proporcionado pela estrutura inerte. Este efeito é complementado e reforçado, a longo prazo, pelo desenvolvimento radicular das estacas vivas, que aumenta a estabilidade, a capacidade drenante da estrutura e promove a retenção do sedimento fino. Adicionalmente, a manutenção é reduzida quando o projeto é executado adequadamente (Pinto, 2017).

Contudo, esta técnica apresenta desvantagens, nomeadamente um custo elevado, 45 – 80 €/m³, devido à necessidade de maquinaria pesada. Além disso, a sua aplicação é de difícil execução em zonas de acessos limitados.

O seu impacto visual e ambiental inicial é negativo, tornando-se mais moderado à medida que a vegetação se desenvolve e integra na paisagem. A estrutura inerte pode ser instalada em qualquer altura do ano, mas a componente viva deve ser aplicada durante o repouso vegetativo, que ocorre de outubro a março (Pinto, 2017).

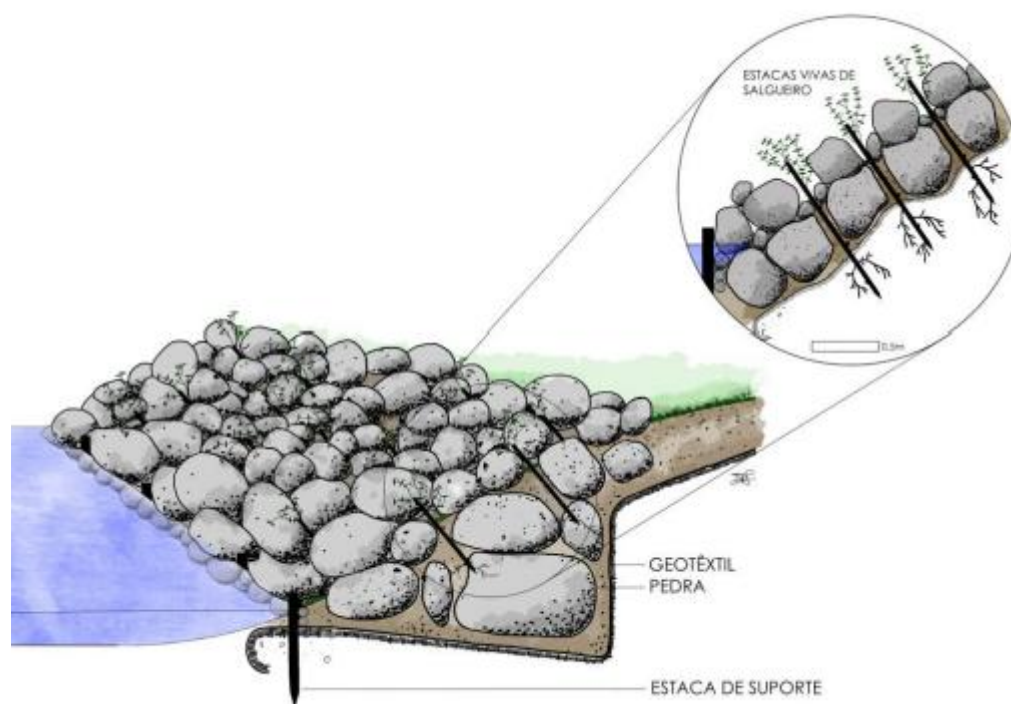


Figura 4 – Enrocamento vivo (Pinto, 2017)

3.3.3 Faxina viva

A técnica de faxina viva (Figura 5) é uma construção hidráulica longitudinal de engenharia natural, fundamental na estabilização e consolidação de margens fluviais, que consiste na meticulosa elaboração de feixes de estacas vivas, geralmente com um diâmetro de 30 a 80 cm e um comprimento que se ajusta ao projeto, mas que tipicamente varia entre 2 e 4 m. Estas estacas devem ser de espécies com alta capacidade de propagação vegetativa, como salgueiros, e são atadas por arame ou corda de sisal. Para garantir a sua eficácia, aquando da sua aplicação, deve-se garantir o máximo contato do material com o solo húmido, promovendo um desenvolvimento vegetativo robusto. Em situações de erosão mais acentuada, a base da faxina pode ser reforçada com ramagens para melhor proteção e para incentivar a sedimentação. A sua aplicação é particularmente adequada em cursos de água de pequena energia, com caudais e níveis de água relativamente constantes. É frequentemente utilizada em combinação com outras TEN (Pinto, 2017).

A aplicação da faxina viva é viável em margens com inclinação máxima entre 40° e 45° e altura máxima de 3 m. Em termos de desempenho hidráulico, a técnica demonstra resistência considerável à velocidade da corrente e às tensões resistentes:

- A faxina sobre esteiras tolera uma velocidade de corrente de até 2 m/s e tensões resistentes de 100 Pa;
- As paredes de faxinas podem suportar velocidades de corrente mais elevadas, até 4 m/s e tensões que variam de 100 a 200 Pa (Pinto, 2017).

A execução é notavelmente simples, rápida (cerca de 30 – 45 min/3 ml) e de baixo custo, entre 20 e 40 €/m. Deve ser realizada preferencialmente durante o período de repouso vegetativo e fora de épocas de temperaturas negativas, para maximizar o sucesso do estabelecimento da vegetação. O seu principal contributo técnico reside na sua notável eficácia estabilizante, assegurando a consolidação das margens, por meio da coesão do solo proporcionada pelo enraizamento das estacas vivas. Adicionalmente, os benefícios estendem-se à dinâmica hidrológica:

1. Melhoria da drenagem: o efeito evapotranspirante da vegetação contribui para a redução do teor de humidade no talude, melhorando a drenagem subsuperficial e, conseqüentemente, a estabilidade das margens;
2. Redirecionamento do escoamento: a estrutura da faxina auxilia no redirecionamento do escoamento superficial, reduzindo a sua capacidade erosiva direta sobre o solo.

A nível ecológico, esta técnica tem um impacto excelente, enquanto a nível paisagístico, a sua utilização é menos frequente em cursos de água urbanos, devido à existência de técnicas com melhor impacto paisagístico, sendo um pilar na melhoria do bom estado ecológico dos cursos de água. Ao utilizar espécies nativas com capacidade de propagação vegetativa, contribui ativamente para a proteção e restauro dos ecossistemas ribeirinhos. Outra vantagem prática é a facilidade de recolha de material a longo prazo, dado que as estruturas estabelecidas se tornam fontes potenciais de material vivo para futuras intervenções (Pinto, 2017).

Apesar das vantagens, a aplicação da faxina viva impõe alguns desafios. O seu enraizamento superficial é uma limitação estrutural, que pode ser menos eficaz em taludes muito altos. Além disso, a sua manutenção exige a realização de podas regulares, do ponto de vista logístico, a fase de execução requer uma elevada disponibilidade de material vivo e de mão-de-obra especializada. Não obstante a estas limitações, a faxina viva é uma resposta direta a várias problemáticas fluviais críticas:

1. Constitui uma solução fundamental para a instabilidade das margens e a mobilidade dos sedimentos, promovendo a fixação do solo e a retenção de material fino;
2. A estrutura vegetal ajuda a diminuir a velocidade da corrente junto à margem, reduzindo a energia erosiva do escoamento;
3. Embora com limitações devido à profundidade de enraizamento, a técnica contribui para a proteção contra inundações, aumentando a rugosidade da margem, favorecendo a dissipação de energia e aumentando a infiltração de água no solo;
4. A técnica é uma ferramenta vital para reverter a alteração das comunidades vegetais e combater a invasão de espécies exóticas, focando-se no restauro da vegetação nativa (Pinto, 2017).

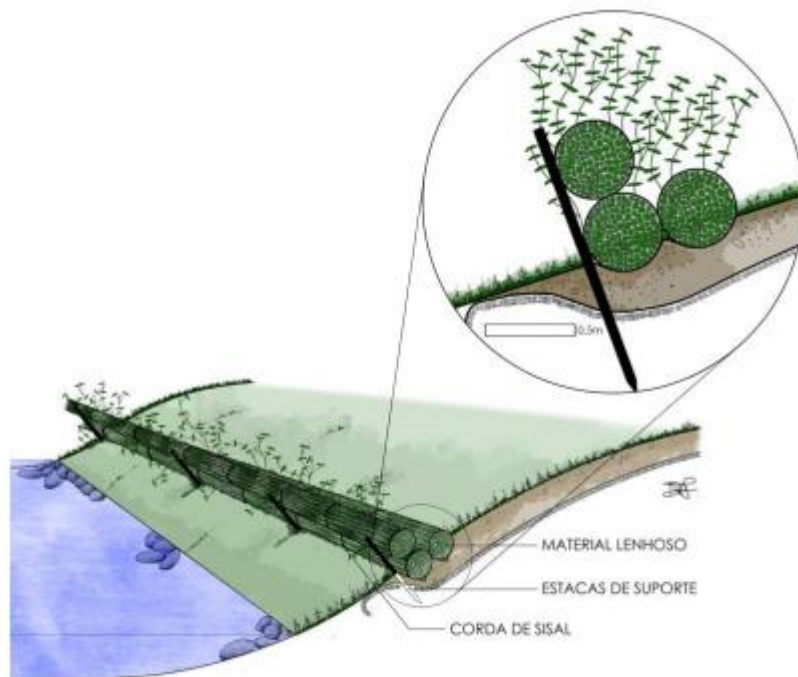


Figura 5 – Faxina viva (Pinto, 2017)

3.3.4 Entrançado vivo

O entrançado vivo (Figura 6) é uma estrutura hidráulica longitudinal concebida através da disposição e entrançamento de estacas vivas entre prumos de madeira verticais fixados ao terreno. Este arranjo confere à estrutura uma característica de parede flexível e apresenta uma forte capacidade de resistência face à erosão provocada pelo escoamento superficial. O seu campo de atuação foca-se em margens que exigem proteção contínua e elástica, sendo particularmente adequada para margens quase verticais, desde que a sua altura máxima não exceda os 3 m. A sua aplicação requer a utilização de estacas vivas provenientes de espécies com forte capacidade de propagação vegetativa, complementadas por troncos, varas e pedras (Pinto, 2017).

Em termos de desempenho, o entrançado vivo demonstra uma capacidade significativa de mitigação das forças fluviais. É viável em ambientes com velocidade de corrente que oscila entre 1.5 e 3.5 m/s, suportando tensões na ordem dos 100 a 200 Pa. Esta técnica é uma resposta eficiente a diversos problemas de geomorfologia fluvial:

1. Atua diretamente na mitigação da instabilidade das margens e na mobilidade dos sedimentos;
2. Contribui para a diminuição da velocidade do escoamento, dissipando a energia erosiva;
3. É um instrumento chave na melhoria do estado ecológico e no combate à invasão de espécies exóticas, promovendo o restabelecimento da vegetação nativa e das suas comunidades. O impacto visual e ambiental é considerado excelente.

A técnica oferece proteção imediata contra a erosão, garantindo uma rápida estabilização da base da margem e prevenindo o descalçamento. Adicionalmente, apresenta uma execução adaptável à morfologia irregular do terreno e um custo moderado, entre 20 e 35 €/m². A sua aplicação deve ocorrer durante o período de repouso vegetativo (Pinto, 2017).

Apesar dos benefícios desta técnica, a sua aplicabilidade e eficácia a longo prazo estão condicionadas por limitações estruturais, biológicas e operacionais, que requerem uma análise cuidadosa. Um dos principais constrangimentos prende-se com o limitado potencial de enraizamento das estacas; esta restrição pode comprometer a estabilidade estrutural quando comparada com outras técnicas de engenharia natural que facilitam uma maior penetração e ancoragem radicular. Do ponto de vista operacional, a fase de execução requer uma logística rigorosa para assegurar a recolha de material vegetal com a elasticidade e o volume adequados - cuja disponibilidade está sujeita à sazonalidade e a limitações de mercado —, e em quantidades necessárias para garantir a viabilidade da intervenção. Adicionalmente, para preservar a saúde e a funcionalidade da estrutura vegetal, torna-se indispensável a realização de manutenção periódica (Pinto, 2017).

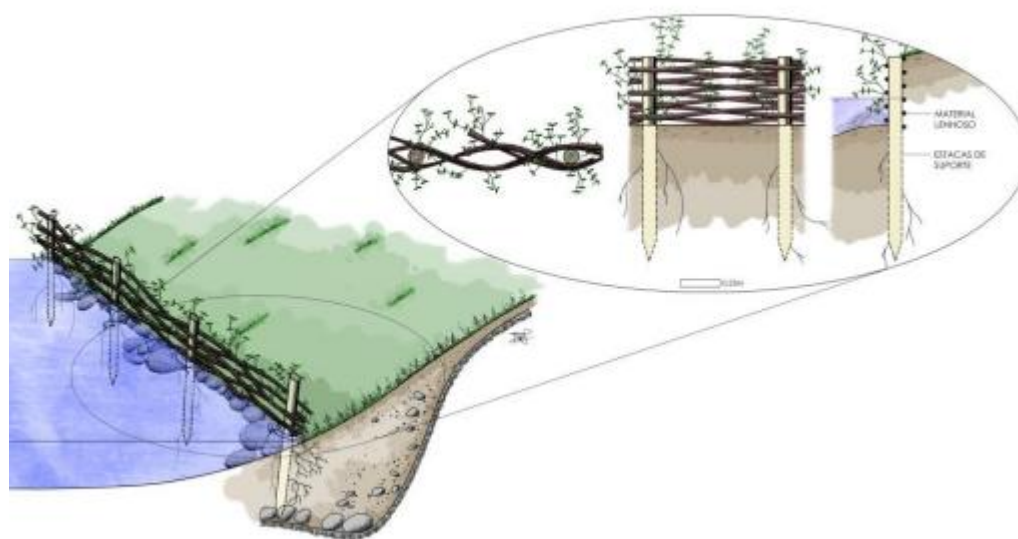


Figura 6 – Entançado vivo (Pinto, 2017)

3.3.5 Muro vivo

O muro de suporte vivo ou muro vivo (Figura 7) é uma solução de engenharia natural para a estabilização e recuperação de margens fluviais, distinguindo-se pela sua robustez e elevado desempenho ecológico. Trata-se de uma estrutura em madeira, tipicamente construída por troncos dispostos perpendicularmente, formando uma caixa que é posteriormente preenchida. O revestimento interno da estrutura é estratificado, utilizando pedra na base, até ao nível médio das águas, para resistir à ação erosiva da corrente e uma combinação diversificada de materiais na restante área. O material de preenchimento é frequentemente composto por terreno local, terra vegetal e material vegetal vivo, nomeadamente, estacas vivas, podendo ser complementado por plantas em torrão ou raiz nua e faxinas. Esta componente biológica é vital para a ação drenante, a consolidação a longo prazo e a recriação de habitats naturais. A frente da estrutura deve ser reforçada com pedras e/ou faxinas para mitigar a erosão do material de enchimento causada pelo escoamento (Pinto, 2017).

A adequação desta técnica de bioengenharia para a estabilização de taludes e margens fluviais é notável pela sua elevada capacidade de suporte em condições geomorfológicas exigentes, demonstrando eficácia até em margens quase verticais.

Do ponto de vista técnico e hidráulico, o método revela-se robusto, sendo aplicável em cursos de água de média a alta energia, onde se regista um transporte sólido de médias dimensões, abordando problemáticas como a instabilidade marginal, a necessidade de controlo da velocidade de escoamento e a alteração das comunidades vegetais. Adicionalmente, apresenta uma notável resistência hidráulica, mantendo a sua integridade mesmo sob velocidades de corrente até 6 m/s e suportando tensões resistentes até 500 Pa. A principal mais-valia do muro vivo reside no seu excelente impacto visual e ambiental; ao integrar material vegetal autóctone, a estrutura garante uma consolidação imediata e robusta, conjugada com a flexibilidade estrutural inerente à engenharia natural. Esta TEN promove a permeabilidade e a ação drenante e oferece um enquadramento paisagístico superior em comparação com soluções de engenharia convencionais. A principal desvantagem técnica reside no limitado desenvolvimento em altura da estrutura e na potencial necessidade de meios mecânicos para a modelação do terreno (Pinto, 2017).

A estrutura inerte pode ser instalada em qualquer período, mas a aplicação da vegetação é recomendada durante o repouso vegetativo, maximizando a taxa de sucesso do enraizamento. O custo estimado para a execução varia entre 90 e 125 €/m³, com uma duração de execução calculada entre 120 e 180 min/m³ (Pinto, 2017).

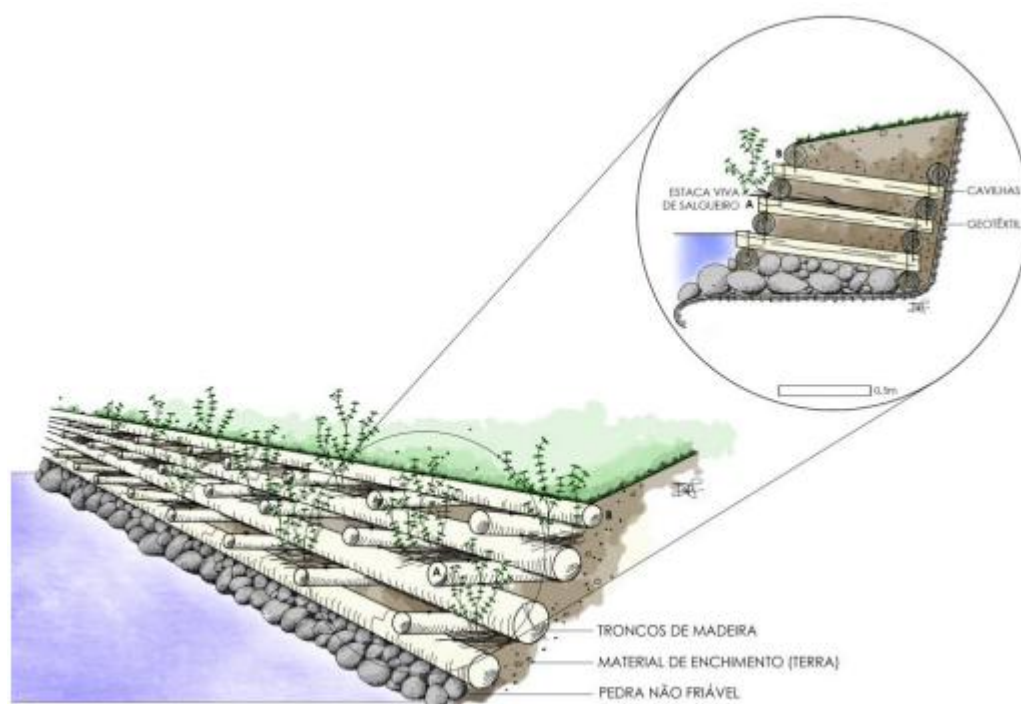


Figura 7 – Muro vivo (Pinto, 2017)

3.3.6 Biorolo

O biorolo (Figura 8) é uma técnica de engenharia natural que consiste na aplicação de estruturas cilíndricas preenchidas com uma matriz de fibra de coco compacta, assegurando uma densidade uniforme longitudinal. O confinamento externo é realizado por uma malha estrutural em polipropileno (PP) ou, alternativamente, em fibra de coco. Internamente, o biorolo pode integrar rizomas ou bolbos de espécies aquáticas, funcionando como um substrato para o desenvolvimento da vegetação (Pinto, 2017).

A principal função do biorolo é promover a sedimentação de materiais erodidos e suspensos, enquanto oferece um meio estável para a fixação do sistema radicular da vegetação ribeirinha. Isto contribui para a estabilização da base da margem e o reforço da sua estrutura biológica.

A viabilidade técnica desta solução está condicionada a uma série de parâmetros geomorfológicos e hidráulicos específicos. O declive da margem deve ser inferior a 80°, a velocidade de escoamento ideal para a aplicabilidade da solução deve estar compreendida entre 0.5 e 2 m/s, a tensão resistente do solo tem de estar compreendida entre 100 e 200 Pa e a altura da margem é considerado um parâmetro variável (Pinto, 2017).

O biorolo é aplicado sobretudo no reforço da base de margens fluviais suscetíveis à erosão superficial, sendo particularmente eficaz em cursos de água com oscilação limitada do nível da água e transporte de sólidos finos. As problemáticas endereçadas na aplicação desta técnica incluem:

1. Instabilidade e erosão das margens;
2. Retenção de sedimentos provenientes da erosão superficial;
3. Melhoria do estado ecológico e da linearidade fluvial;
4. Diminuição da velocidade do escoamento superficial (Pinto, 2017).

Os materiais necessários incluem fibras de palha, coco ou fibras de madeira, utilizadas como enchimento do biorolo. Para o confinamento exterior desse enchimento, é necessária uma rede em fibras de coco entrançadas ou em fio de polipropileno. A costura entre biorolos adjacentes deve ser feita com arame ou fio de polipropileno. Apesar do polipropileno ser um plástico, já existe polipropileno biodegradável que pode ser aplicado no biorolo sem comprometer a componente ecológica dos cursos de água () Além disso, a solução requer o uso de prumos de madeira, bem como espécies aquáticas (bolbos/rizomas) e ramagens ou estacas vivas para a vegetação (Pinto, 2017).

A técnica apresenta diversas vantagens que a tornam uma solução eficaz para a estabilização de margens. A sua execução é simples e rápida, contribuindo para a eficiência da obra, diminuindo a velocidade do escoamento superficial, filtrando sedimentos e oferecendo elasticidade e permeabilidade à margem. Além disso, reduz o comprimento do talude e fornece um substrato estável que melhora a fixação do sistema radicular das plantas. Contudo, apresenta uma desvantagem principal: a sua estrutura é pesada e de difícil manuseamento (Pinto, 2017).

A intervenção pode ser realizada ao longo de todo o ano, salvo se for necessária a integração de estacas vivas, que deverão ser aplicadas no período de repouso vegetativo. O seu tempo de execução é de 15 min/ml e o seu custo é de 20 a 40 €/m (Pinto, 2017).

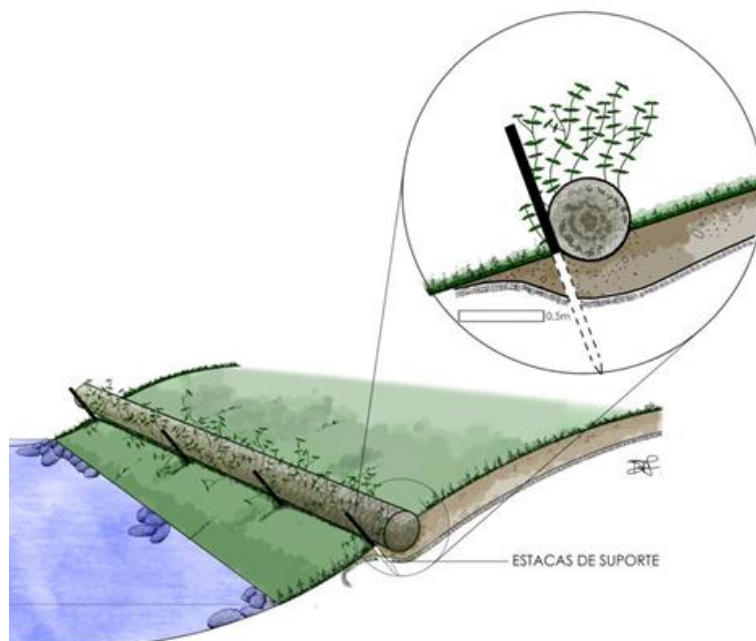


Figura 8 – Biorolo (Pinto, 2017)

3.3.7 Espaços de inundação preferencial

Os Espaços de Inundação Preferencial, EIP (Figura 9) são bastante utilizados em projetos de reabilitação fluvial devido à sua dupla funcionalidade, combinando a sua funcionalidade hidráulica com a biológica, através da criação de charcos e/ou bacias de retenção ou detenção ao longo das margens do curso de água (Letra, 2017).

Do ponto de vista hidráulico, os EIP atuam como uma área de retenção ou detenção. Isto significa que, em períodos de intensa precipitação e um maior risco de cheia, um EIP serve para:

- Armazenamento: permite o encaixe de volumes de água excedentes, que o leito principal do rio não iria conseguir escoar;
- Controlo de caudal: ao encaixarem os volumes de água excessivos, as bacias promovem uma redução do caudal escoado;
- Dissipação de energia: Como consequência dos dois pontos anteriores, a velocidade do escoamento é reduzida, minimizando a erosão das margens (Letra, 2017).

Para além da sua funcionalidade hidráulica, os EIP desempenham um papel importante na conservação ambiental, ao transformarem-se em zonas húmidas permanentes ou sazonais, servem de refúgio para diferentes espécies de fauna e flora (Letra, 2017).



Figura 9 – Exemplo de EIP (E.Rio, 2025)

3.3.8 Travessões

Os travessões (Figura 10) assumem um papel crucial na diversificação das velocidades de corrente que ocorrem no curso de água. Do ponto de vista hidráulico e geomorfológico, os travessões desempenham funções cruciais, como o arejamento da água e a proteção do leito contra a erosão, isto devido à criação de zonas com velocidades de escoamento diferentes (rápidos, remansos e pequenos empoçamentos). Isto leva a que existam as condições necessárias para a criação de novos habitats, promovendo uma maior diversidade de fauna e flora autóctone (E.Rio, 2022).

A estrutura é composta por um núcleo central em pinho tratado, impermeabilizado na face posterior com terra vegetal confinada por geotêxtil sintético de 260 gr/m², enquanto o manto exposto é protegido por um enrocamento de pedra com granulometria variável. A implantação desta TEN é sempre ajustada em fase de obra pela fiscalização, devido às condições hidrogeomorfológicas presentes no local (E.Rio, 2022).



Figura 10 – Exemplo de travessão em pedra e madeira (E.Rio, 2025)

3.4 CUIDADOS A TER NA MANUTENÇÃO

É imperativo reconhecer que a manutenção constitui uma prioridade incontornável no ciclo de vida das intervenções de engenharia natural. Embora estas soluções ofereçam vantagens competitivas, ao nível dos custos e permitam uma evolução temporal dos investimentos mais distribuída (Figura 11), a sua natureza - focada na integração de dinâmicas e sistemas naturais em cenários de utilização e risco bem definidos -, exige uma manutenção meticulosa. A manutenção das TEN é mais recorrente do que a manutenção das técnicas convencionais mas, quando é necessário corrigir algo das técnicas tradicionais, o custo é muito mais elevado do que nas TEN (Figura 11). Tal diligência é duplamente crucial, por um

lado, para assegurar o sucesso da instalação e do estabelecimento da componente vegetativa e, por outro, para salvaguardar, a longo prazo, a eficácia técnica e funcionalidade da estrutura perante os objetivos do projeto (Fernandes & Freitas, 2011).

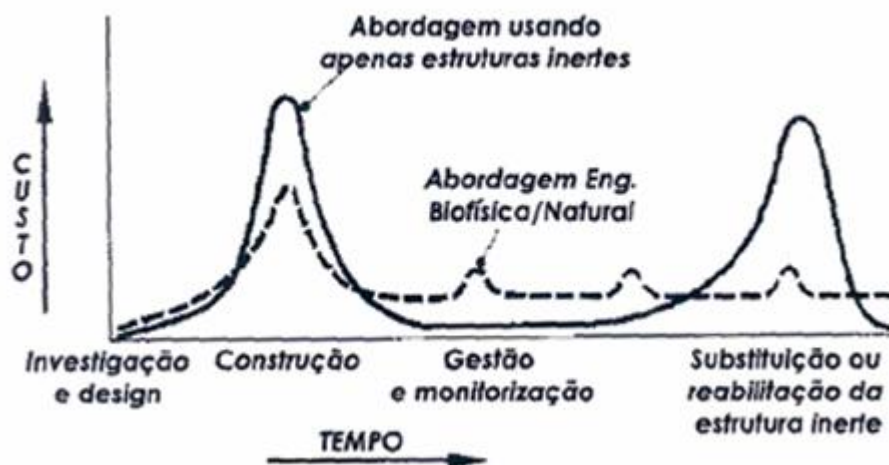


Figura 11 – Evolução temporal dos custos médios de construção e manutenção: comparação da magnitude e frequência de investimento entre as abordagens de engenharia natural e convencional (Fernandes, 2011)

A gestão operacional das intervenções de engenharia natural exige uma abordagem de manutenção multifacetada, que pode ser classificada de acordo com o horizonte temporal e o objeto de intervenção. Em termos de temporalidade, a manutenção distingue-se entre ações de curto prazo e de longo prazo. Quanto ao objeto, a manutenção desdobra-se em dois domínios: a gestão dos sistemas vivos e a manutenção, reparação ou substituição dos sistemas inertes complementares (Fernandes & Freitas, 2011).

O programa de manutenção é estritamente determinado pelos objetivos de projeto e pela necessidade de sustentar as funções essenciais, como as geotécnicas, hidráulicas e ecológicas, do sistema bio estrutural. Estas funções estabelecem uma hierarquia de prioridades que deve sobrepor-se a quaisquer outros fatores durante a sua gestão, sob pena de falência funcional e da ineficácia global da intervenção (Fernandes & Freitas, 2011).

No que respeita à manutenção, é imprescindível sublinhar que devem ser evitadas intervenções de carácter indiscriminado ou excessivamente drástico, tais como desbastes integrais da vegetação. A implementação destas ações resultaria em impactos altamente severos quer na integridade mecânica da estrutura quer nos habitats faunísticos, comprometendo de forma significativa a funcionalidade ecológica do local (Fernandes & Freitas, 2011).

Esta taxonomia aprofunda-se em categorias funcionais essenciais para o sucesso do projeto:

Manutenção de seguimento

Este tipo de manutenção define-se como a aplicação rotineira de intervenções em cadência regular, visando assegurar a continuidade e a longevidade funcional da instalação. Este processo da manutenção abrange um conjunto de ações essenciais à sustentação do ecossistema, que incluem, no que respeita à gestão da vegetação, o corte seletivo e poda de formação dos elementos arbóreos e arbustivos, bem como operações de retanchar para reforço da vegetação autóctone. É igualmente crucial o corte e contenção de espécies espontâneas (nomeadamente silvados), prevenindo-se a proliferação de vegetação com potencial invasor. Paralelamente, deve ser garantido o acompanhamento hídrico, através da rega da

galeria ribeirinha. Por fim, a funcionalidade do sistema é assegurada tanto pela remoção de resíduos presentes no leito e margem do curso de água, como pela reposição técnica dos materiais inertes e elementos vivos que compõem as soluções de engenharia natural aplicadas (E.Rio, 2025).

Manutenção ocasional

Esta modalidade compreende medidas corretivas, que se tornam imperativas na sequência de eventos extraordinários ou processos de desenvolvimento imprevistos. Tais episódios incluem catástrofes naturais (inundações, derrube pelo vento), disrupções biológicas (invasão de espécies exóticas) ou danos de origem antrópica (vandalismo). Estas medidas visam a consolidação de secções marginais sob ameaça de erosão hídrica, através da retificação de rombos com recurso a TEN apropriadas. É igualmente essencial a desobstrução do leito do curso de água, mediante a remoção de árvores caídas e outros detritos, e a reposição da vegetação ribeirinha danificada por eventos de natureza extrema (E.Rio, 2025).

Manutenção interventiva

Esta assenta na implementação de ações otimizadas, baseadas nos resultados obtidos pela monitorização de continuidade. Esta análise permite identificar novas questões ou oportunidades específicas do local e quantificar a progressão ou o retrocesso no estabelecimento do sistema, servindo como um indicador do (in)sucesso da intervenção. De um modo geral, a manutenção interventiva foca-se na renaturalização do corredor ribeirinho, promovendo a expansão e o aumento da conectividade estrutural do ecossistema, nas dimensões longitudinal, transversal e vertical). Tal expansão é alcançada através de um conjunto de ações de engenharia natural, recorrendo à plantação, estacaria e sementeira de espécies ribeirinhas autóctones (E.Rio, 2025).

CASOS DE ESTUDO

4.1 METODOLOGIA DOS CASOS DE ESTUDO

A presente dissertação adota uma abordagem comparativa de casos de estudo como método principal para a análise da eficácia das soluções de engenharia natural. O estudo assenta na análise aprofundada de dois casos distintos – Canal Intercetor de Esposende e rio Este em Braga - que servem como pilares para a obtenção de resultados comparáveis e validação dos objetivos do trabalho.

Para cada caso de estudo, a análise é desenvolvida através de uma estrutura metodológica idêntica, garantindo a homogeneidade dos dados e a comparabilidade dos resultados.

A análise de cada caso de estudo inicia-se pela caracterização geral, que compreende a descrição detalhada do contexto físico, geomorfológico e do uso do solo da área de intervenção, estabelecendo o enquadramento ambiental e social do projeto. Segue-se a identificação das problemáticas, através de uma análise pormenorizada dos desafios ambientais e de engenharia existentes, elementos que justificam a necessidade da intervenção. Posteriormente, procede-se à análise das soluções. Neste ponto, a abordagem difere consoante o caso. O caso de Esposende é analisado após a realização do projeto, focando-se na solução já implementada, enquanto o caso do rio Este é apresentado antes da realização do projeto, detalhando a solução proposta. A eficácia destas soluções é quantificada através da análise quantitativa e modelação hidráulica. Esta metodologia permite simular cenários de risco e avaliar o impacto das soluções na redução de cotas de cheia e no comportamento hidráulico do curso de água. A apresentação de resultados expõe as conclusões dos cenários dos casos de estudo, englobando a avaliação da eficácia técnica (sustentada pela modelação) e a análise dos impactos ecológicos e de gestão.

A fase final da metodologia é dedicada à análise comparativa entre os casos. O objetivo central desta etapa é ir além da descrição individual, sistematizando as convergências e as divergências observadas na aplicação e nos resultados das soluções de Engenharia Natural. Este exercício de comparação é essencial, pois possibilita, por um lado, a identificação rigorosa dos fatores críticos de sucesso específicos de cada cenário dos casos de estudo e, por outro, a extração de conclusões de que contribuam para o conhecimento sobre o planeamento, a implementação e o desempenho das técnicas de engenharia natural.

4.2 CÁLCULO HIDRÁULICO

O ponto de partida essencial para qualquer processo de cálculo hidráulico, inerente ao dimensionamento de infraestruturas fluviais, é a aquisição aprofundada de conhecimentos e dados relativos à área em estudo. O elemento central a ser determinado é o valor dos caudais. Existem duas vias principais para obter esta informação:

- Consulta de fontes oficiais: a forma mais direta é através da consulta dos dados já estabelecidos e validados, como os presentes nos PGRH e PGRI. Estes planos já contêm estimativas de caudais para diferentes períodos de retorno;

- Cálculo matemático: na ausência de dados diretos, ou para maior precisão, o caudal deve ser determinado através do cálculo matemático, recorrendo a fórmulas empíricas ou a fórmulas cinemáticas (Letra, 2017).

Além dos caudais, o conhecimento detalhado da zona em estudo é absolutamente indispensável para a modelação. A este nível, é crucial:

1. Traçar os perfis transversais: é necessário traçar os perfis transversais do rio em estudo. Estes perfis fornecem as dimensões geométricas exatas do leito e das margens ao longo do troço, servindo de base para qualquer cálculo hidráulico que simule o escoamento da água;
2. Conhecer o material constituinte: é igualmente vital conhecer o tipo de material que constitui as margens e o leito do rio. Esta informação permite determinar a rugosidade do solo, fator crucial para o cálculo de caudais (Letra, 2017).

Em suma, a fase inicial de cálculo exige uma convergência de dados hidrológicos, topográficos e geotécnicos para garantir a robustez e a segurança do projeto final.

Nos casos de estudo escolhidos, não foram fornecidos dados sobre eventos de cheias passados, logo não foi possível calibrar os valores do escoamento. Por consequência, foram usados valores usualmente usados neste tipo de modelos.

A gestão e o planeamento hídrico no território continental português são da responsabilidade da Agência Portuguesa do Ambiente (APA). A estrutura administrativa e de gestão da água e Portugal continental está dividida de forma hierárquica e geográfica:

1. Macrorregiões: o território é inicialmente segmentado em cinco grandes zonas (Norte, Centro, Tejo, Alentejo e Algarve);
2. Regiões hidrográficas (RH): estas zonas estão subdivididas em oito RH distintas. As RHs representam as grandes bacias hidrográficas nacionais e constituem o nível de planeamento para os PGRH;
3. Bacias hidrográficas: por sua vez, estas RH subdividem-se em bacias hidrográficas de menor dimensão, que são as unidades elementares de planeamento e gestão dos recursos hídricos a um nível mais local.

O planeamento da gestão dos recursos hídricos em Portugal é realizado de forma sistemática e estruturada em ciclos de seis anos, em estreita conformidade com a DQA e a LA. Um conjunto de planos elaborados sob este enquadramento legal foram os PGRH, sendo que os primeiros vigoraram durante o período de 2009 a 2015. A existência e disponibilidade destes planos facilitam significativamente o trabalho técnico: se for possível optar e utilizar os dados contidos nos PGRH, o processo de análise e cálculo fica consideravelmente facilitado, visto que muitos dos valores de caudal e de caracterização já se encontram calculados e validados (Letra, 2017).

Na eventualidade de não ser viável ou adequado utilizar os dados preexistentes contidos nos PGRH, torna-se imperativo executar um cálculo matemático para determinar os valores dos caudais de projeto. É importante sublinhar que existe uma vasta e variadíssima panóplia de opções metodológicas e fórmulas disponíveis para a realização deste cálculo hidrológico. O campo da hidrologia oferece inúmeros modelos para estimar o caudal de cheia.

Tendo em conta esta diversidade, serão apresentadas e exploradas apenas algumas das fórmulas e metodologias mais relevantes e aplicáveis ao contexto em estudo. Esta seleção visa fornecer uma base de cálculo sólida e compreensível, sem que a exposição se torne excessivamente densa ou exaustiva. Deste modo, o foco recairá nas técnicas de cálculo que melhor se adequam à caracterização das bacias hidrográficas em questão (Letra, 2017).

4.2.1 Cálculo de caudais

A investigação da hidrodinâmica em áreas sob a influência conjugada da maré e do escoamento superficial requer, em primeira instância, uma sólida compreensão das propriedades das variáveis envolvidas e a aplicação rigorosa de métodos de probabilidade e estatística à hidrologia. Contudo, o presente estudo delimita a sua análise à consideração dos efeitos do escoamento superficial, induzido pela precipitação que incide sobre a área da bacia hidrográfica em questão. Desta forma, a secção subsequente destina-se a apresentar uma síntese dos conceitos mais relevantes para a análise do escoamento superficial, sendo os termos e princípios mais comuns explanados de forma concisa (Letra, 2017).

Os fatores que condicionam o escoamento superficial nas bacias hidrográficas são classificados em duas categorias principais: fatores climáticos e fisiográficos (Tabela 1). A caracterização detalhada destas variáveis é disponibilizada na tabela seguinte.

Tabela 1 – Fatores condicionantes do escoamento (adaptado de Martins, 2000)

Grupo	Tipo	Fator
Climáticos	Precipitação	Modalidade (chuva, neve, granizo, orvalho, neblina ou geada), distribuição no tempo e no espaço, frequência de ocorrência, direção dominante das tempestades, precipitação precedente e humidade do solo.
	Evaporação	Temperatura, vento, pressão atmosférica, natureza e superfície de evaporação.
	Transpiração	Temperatura, radiação solar, vento, humidade do ar e do solo e tipo de vegetação.
Fisiográficos	Características da bacia	Geométricas: - forma, tamanho, declive, orientação e elevação. Físicas: - cobertura e utilização do solo, tipo de solo, infiltração, permeabilidade, topografia e capacidade de formar lençóis subterrâneos.
	Características dos cursos de água	Capacidade de escoamento: dimensão e forma da secção transversal, declive, rugosidade, características da rede hidrográfica e comprimento do curso de água.
		Capacidade de armazenamento.

Nos estudos de risco de cheias, a avaliação incide habitualmente sobre o caudal de ponta de cheia, por representar o cenário de maior severidade para a estabilidade das margens. De seguida, irão ser expostos diversos métodos de determinação e quantificação desse caudal de ponta.

4.2.1.1 Tempo de concentração

O tempo de concentração (t_c) de uma bacia hidrográfica é uma variável hidrológica fundamental. É definido como o tempo necessário para que a totalidade da área da bacia contribua ativamente para o

escoamento superficial na secção específica do curso de água que está a ser considerada para análise (Letra, 2017).

Segundo Lencastre e Franco, 1992, o tempo de concentração é considerado uma característica constante da bacia, para simplificação dos cálculos. O que significa que, é independente das características da chuvada (como a intensidade ou a duração). O t_c é, portanto, uma propriedade geométrica e física do terreno e da rede de drenagem (Letra, 2017).

O t_c é um parâmetro essencial quando se recorre à utilização de expressões cinemáticas. Nestes modelos, o t_c é crucial porque:

- Define a duração crítica da chuva: o t_c é frequentemente considerado a duração da chuva crítica que maximiza o escoamento na secção de controlo;
- Permite o cálculo do caudal máximo: as fórmulas usam a intensidade média da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração para calcular o caudal máximo.

As formulações mais recorrentes empregues para a determinação do t_c incluem os métodos propostos por Temez, Giandotti, Kirpich e o *Soil Conservation Service* (SCS).

Temez

Com base na análise de diversas bacias espanholas, Temez (1978) desenvolveu a expressão (4.1). Esta formulação é aplicável a bacias hidrográficas naturais cuja área não exceda os 3000 km² (Letra, 2017).

$$t_c = 0,3 \left(\frac{L_b}{i_m^{0,25}} \right)^{0,76} \quad (4.1)$$

Em que:

- t_c – Tempo de concentração (h);
- L_b – Comprimento do curso de água principal da bacia (km);
- i_m – Declive médio do curso de água principal da bacia (m/m).

Giandotti

A expressão desenvolvida por Giandotti (expressão 4.2), em 1953, para o cálculo do tempo de concentração deve ser aplicada exclusivamente a grandes bacias hidrográficas naturais. A sua utilização em bacias de menor dimensão é desaconselhada, uma vez que resulta numa sobrestimação do valor do t_c (Letra, 2017).

$$t_c = \frac{\sqrt[4]{A_b} + 1,5L_b}{0,80\sqrt{h_m}} \quad (4.2)$$

Em que:

- A_b – Área da bacia hidrográfica (km²);
- h_m – Altura média da bacia (m).

Kirpich

A expressão proposta por Kirpich (expressão 4.3), em 1940, para o cálculo do t_c foi desenvolvida primariamente para ser aplicada em bacias de carácter rural, que possuam canais de drenagem bem definidos e declives entre 3% e 10%. No caso de existirem superfícies significativamente alteradas, revestidas com asfalto ou betão, o t_c calculado deve ser ajustado, reduzindo-o por um fator de 0.4 e 0.2 respetivamente (Letra, 2017).

$$t_c = 0,0663 \left(\frac{L_b^{0,77}}{i_{mb}^{0,385}} \right) = 0,0663 \left(\frac{L_b^{1,155}}{\Delta h^{0,385}} \right) \quad (4.3)$$

Em que:

- i_{mb} – Declive médio da bacia hidrográfica;
- Δh – Diferença de cotas entre as extremidades da linha de água principal (km).

Soil Conservation Service (SCS)

O método *Soil Conservation Service* de 1973 determina o t_c de uma bacia hidrográfica (expressão 4.4), utilizando o conceito de tempo de atraso (expressão 4.5). Ambas as expressões são consideradas válidas para cenários de precipitação uniforme. O tempo de atraso é definido como o intervalo temporal entre o centro de gravidade do hietograma da precipitação útil e o ponto de caudal máximo do hidrograma. Este método é especialmente indicado para bacias de carácter rural, com áreas de drenagem inferiores a 8 km² (Letra, 2017).

$$t_c = 1,67 t_l \quad (4.4)$$

$$t_l = \frac{L_b^{0,8} (S_{mr} + 1)^{0,7}}{734,43 i_{mb}^{0,5}} \quad (4.5)$$

$$S_{mr} = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (4.6)$$

Em que:

- t_l – Tempo de atraso (h);
- L_b – Comprimento do curso de água principal da bacia (m);
- S_{mr} – Capacidade máxima de retenção;
- CN – Número de escoamento da bacia hidrográfica.

4.2.1.2 Intensidade de precipitação

A precipitação é um dos fatores ambientais mais críticos e condicionantes para o cálculo rigoroso dos caudais de ponta de cheia. No entanto, para efeitos de cálculo, não é o volume total que é mais relevante, mas sim a intensidade da precipitação, ou seja, a taxa com que a água cai por unidade de tempo (Letra, 2017).

Segundo a abordagem referenciada por Martins (2000), a determinação do caudal de ponta de cheia depende crucialmente da especificação de uma precipitação de projeto. Esta especificação envolve a atribuição de três fatores principais:

- Duração da precipitação;
- Quantidade de precipitação associada ao período de retorno;
- Distribuição temporal da precipitação.

Para simplificar a modelação e os cálculos, são normalmente adotados pressupostos simplificadores:

- Uniformidade espacial: assume-se que a precipitação de curta duração ocorre de forma uniforme sobre toda a área da bacia;
- Intensidade constante: considera-se que a precipitação de projeto mantém uma intensidade constante ao longo de toda a sua duração;
- Duração da precipitação útil: para estes cálculos simplificados, a duração da precipitação útil é tida como igual à duração da precipitação total.

Curvas de Intensidade-Duração-Frequência (curvas IDF)

As curvas IDF são utilizadas para relacionar as características essenciais dos eventos de precipitação. Como o próprio nome indica, estas curvas interligam três parâmetros hidrológicos característicos de qualquer chuva:

- Intensidade: a intensidade corresponde à relação direta entre a altura total de precipitação caída e a duração do evento, sendo tipicamente expressa em unidades como milímetros por hora;
- Duração: a duração refere-se ao tempo total considerado para o evento de precipitação que, no contexto de cheias de rios, pode estar na ordem de grandeza de horas ou mesmo dias;
- Frequência: a frequência, também conhecida como período de retorno, corresponde à probabilidade estatística de um evento de precipitação de determinada intensidade e duração.

$$I = \frac{a * T^n}{(t_p + b)^m} \quad (4.7)$$

Em que:

- I – Intensidade de precipitação (mm/h);
- a, b, n, m – Parâmetros a serem determinados a partir de registos udográficos;
- T – Período de retorno (anos);
- t_p – Tempo de precipitação (min).

Para o contexto específico português, as curvas IDF foram estabelecidas através de um trabalho de investigação realizado no Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). Matos e Silva (1986) procederam a um estudo aprofundado que analisou as séries históricas dos valores máximos da intensidade de precipitação. Esta análise foi realizada para diversas durações de chuva e para uma mesma frequência de ocorrência, obtendo assim as curvas IDF (Letra, 2017).

Segundo Matos e Silva (1986), as curvas IDF resultam de um ajuste pelo método dos mínimos quadrados de uma curva exponencial, que permite estabelecer uma relação matemática entre a intensidade de precipitação e o período de retorno (Letra, 2017).

$$I = a * t_p^b \quad (4.8)$$

A expressão 4.8 relaciona a intensidade de precipitação com o período de retorno e é o resultado direto do estudo conduzido por Matos e Silva (1986), no LNEC. Para a realização deste estudo foram analisados dados de 25 pontos udográficos distribuídos por diversas zonas do país. Como resultado desta análise, foram determinadas 14 curvas IDF. Com o passar dos anos, mais valores IDF foram sendo apurados inserir estudo recente (Letra, 2017).

A utilização da expressão 4.8 requer a consulta da Tabela 2. Esta tabela é um elemento de apoio indispensável, pois contém os parâmetros ‘a’ e ‘b’, essenciais na aplicação da expressão.

Tabela 2 – Parâmetros a e b das curvas IDF (Matos e Silva, 1986)

Postos	Parâmetros	Período de Retorno (anos)					
		2	5	10	20	50	100
A. Heroísmo	a	192,95	220,04	235,20	248,19	263,43	273,89
	b	-0,500	-0,477	-0,465	-0,456	-0,446	-0,440
Bragança	a	165,01	199,94	228,16	253,14	283,10	304,23
	b	-0,586	-0,575	-0,573	-0,571	-0,568	-0,566
Évora	a	198,68	198,71	277,24	374,00	531,55	670,22
	b	-0,553	-0,444	-0,491	-0,538	-0,595	-0,634
Faro	a	204,89	245,27	280,32	311,58	349,29	376,10
	b	-0,584	-0,555	-0,556	-0,557	-0,558	-0,559
Fonte boa	a	180,84	222,90	251,87	278,64	310,56	332,88
	b	-0,601	-0,579	-0,577	-0,575	-0,572	-0,570
Lisboa	a	202,72	259,26	290,68	317,74	349,54	365,62
	b	-0,577	-0,562	-0,549	-0,538	-0,524	-0,508
Penhas Douradas	a	134,52	170,81	205,95	239,52	282,55	314,54
	b	-0,456	-0,415	-0,422	-0,429	-0,437	-0,442
Porto	a	209,89	268,60	303,74	334,95	372,82	399,66
	b	-0,606	-0,613	-0,617	-0,619	-0,622	-0,624
Porto Santo	a	268,17	328,67	359,72	385,91	417,06	438,66
	b	-0,643	-0,589	-0,560	-0,536	-0,511	-0,496
Praia da Rocha	a	169,22	227,44	266,64	301,99	345,00	375,67
	b	-0,603	-0,598	-0,600	-0,601	-0,601	-0,602
S. Catarina	a	193,12	228,83	248,70	265,72	285,72	299,45
	b	-0,517	-0,512	-0,508	-0,505	-0,502	-0,499
V. R. Santo António	a	250,33	309,25	350,56	388,44	434,89	468,58
	b	-0,639	-0,630	-0,631	-0,633	-0,636	-0,638
Vila Real	a	176,38	284,23	353,25	416,59	495,54	553,04
	b	-0,576	-0,619	-0,632	-0,644	-0,653	-0,658
Viseu	a	377,31	460,01	500,67	532,12	565,65	586,47
	b	-0,756	-0,756	-0,754	-0,750	-0,745	-0,745

4.2.1.3 Caudal de ponta de cheia

As cheias são fenómenos naturais intrínsecos à dinâmica dos sistemas fluviais, cuja magnitude tem sido agravada pela crescente impermeabilização do solo. Para mitigar os riscos e prejuízos associados, torna-se fundamental a estimativa dos caudais de ponta de cheia, que permitem conhecer as áreas de inundação expectáveis para diferentes períodos de retorno. A determinação destes caudais assenta, habitualmente, em três diferentes tipos de fórmulas: estatística, cinemática e empírica.

Fórmulas estatísticas

As fórmulas de base estatística, como o próprio nome sugere, permitem o cálculo do caudal de ponta de cheia numa secção específica de um curso de água. Este cálculo é realizado em função de um dado período de retorno, justificando-se na análise de dados de cheias anteriormente registados. A fórmula de Loureiro (1984) é um exemplo desta metodologia (Letra, 2017).

As investigações, conduzidas por Loureiro e Costa (1980), Loureiro e Pinto (1980) e Loureiro (1984), levaram ao desenvolvimento da seguinte fórmula (Letra, 2017):

$$Q_p = C_l * A_b^z \quad (4.9)$$

Em que:

- Q_p – Caudal de ponta de cheia (m³/s);
- C_l, Z – Parâmetros regionais relacionados com o período de retorno;
- A_b – Área da bacia hidrográfica (km²).

Tabela 3 – Zonas para uso do parâmetro C_l (Martins, 2000)

Localização	Definição das Zonas
A norte da bacia do Tejo	N1 – Bacias superiores do Cávado, Tâmega e Tua;
	N2 – Bacia do Lima, bacia intermédia do Cávado, bacia superior do Ave, bacias inferiores do Tâmega e do Tua e bacia superior do Sabor;
	N3 – Bacias inferiores do Cávado, Ave, Douro, Vouga e Mondego;
	N4 – Bacia inferior do Sabor, margem esquerda da bacia do Douro a montante da confluência do Paiva, bacias superiores do Vouga e Mondego;
Bacia do Tejo	T1 – Bacias superiores do Zêzere e bacias do Ponsul, Ocreza, Aravil e Erges (válidos só para uma precipitação média anual inferior a 1400 mm);
	T2 - Bacias inferiores do Zêzere e bacias do Nabão, Alviela, Maior, Alenquer, Grande da Pipa, Trancão; bacias inferiores do Soraia e Candeeiros, serra de Montejunto e o litoral e na bacia do rio Lis, os valores deverão ser tomados com reserva;
	T3 – Bacia superior do Soraia, bacias da ribeira de Nisa e dos rios Sever e Caia;
A sul da bacia do Tejo	S1 – Ribeiras do Algarve, Baixo Guadiana e Alto Mira (válidos onde a precipitação média anual está compreendida entre 500 e 1000mm);
	S2 – Alto Sado, bacias superiores do Xarrama, Degebe e baixo Mira;
	S3 – Baixo Sado;
	S4 – Bacia do Guadiana, entre as zonas S1 e S2.

Tabela 4 - Valores do parâmetro C_I (Martins, 2000)

Zona	Valor de Z	Valores de C_I						
		Período de Retorno (anos)						
		5	10	25	50	100	500	1000
N1	0,807	2,85	3,72	4,53	5,27	6,1	7,6	8,57
N2	0,694	5,44	6,97	8,58	9,67	11,0	13,9	15,6
N3	0,510	24,93	30,5	39,1	43,5	49,5	57,1	64,8
N4	0,489	11,7	16,8	19,2	22,3	26,2	33,1	38,5
T1	0,375	31,3	40,1	50,2	58,1	66,9	80,5	94,4
T2	0,466	19,2	26,3	34,7	42,2	48,3	66,2	72,3
T3	0,761	3,66	4,49	5,58	6,02	8,45	9,6	11,0
S1	0,784	3,45	4,4	5,4	6,24	7,09	8,97	9,88
S2	0,738	3,39	4,28	5,54	6,44	7,4	9,5	10,7
S3	0,816	1,66	2,09	2,58	2,98	3,37	4,27	4,75
S4	0,745	2,3	3,06	3,68	4,12	4,94	6,23	7,27

Fórmulas cinemáticas

As fórmulas de natureza cinemática têm em conta as características do movimento da água dentro da bacia hidrográfica, as quais são tipicamente expressas pelo tempo de concentração e pela intensidade da precipitação crítica. Existem diversas expressões que utilizam este tipo de abordagem, nomeadamente, o método racional e as fórmulas de Temez, Giandotti e SCS. Não obstante as suas limitações, o método racional destaca-se entre as fórmulas cinemáticas pela sua ampla aplicação à escala global (Letra, 2017).

De acordo com Martins (2000), as restrições do método racional (expressão 4.10) decorrem das significativas simplificações presentes na sua formulação, tanto de natureza hidrológica como de natureza hidráulica. Do ponto de vista hidrológico, as simplificações consistem na premissa de que a precipitação não varia no espaço nem no tempo e que a transformação da precipitação em escoamento é uma relação linear traduzida por um coeficiente de escoamento constante. Relativamente à parte hidráulica, a fórmula assume que o caudal de ponta de cheia apenas ocorre quando a totalidade da bacia hidrográfica contribui para o escoamento (Letra, 2017).

$$Q_p = C * I * A_b \quad (4.10)$$

Em que:

- C – Coeficiente de escoamento;
- I – Intensidade de precipitação (mm/h).

Os valores de C encontram-se nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5 - Valores do coeficiente de escoamento para áreas agrícolas (Letra, 2017)

Tipos de Solos	C		
	Cobertura da bacia		
	Culturas	Pastagens	Bosques e florestas
Com capacidade de infiltração superior à média; usualmente arenosos.	0.20	0.15	0.10
Com capacidade de infiltração média; sem camadas de argila.	0.40	0.35	0.30
Com capacidade de infiltração inferior à média; solos argilosos pesados ou com uma camada argilosa junto à superfície; solos delgados sobre rocha impermeável	0.50	0.45	0.40

Tabela 6 - Valores do coeficiente de escoamento para áreas urbanas (Letra, 2017)

Ocupação do Solo	C
Zonas verdes:	
• Relvados em solos arenosos	0,05 - 0,20
• Relvados em solos pesados	0,15 - 0,35
• Parques e cemitérios	0,10 - 0,25
• Campos desportivos	0,20 - 0,35
Zonas comerciais:	
• Centro da cidade	0,70 - 0,95
• Periferia	0,50 - 0,70
Zonas residenciais:	
• Vivendas no centro da cidade	0,30 - 0,50
• Vivendas na periferia	0,25 - 0,40
• Prédios de habitação	0,50 - 0,70
Zonas industriais:	
• Indústria dispersa	0,50 - 0,80
• Indústria concentrada	0,60 - 0,90
Vias-férreas	0,20 - 0,40
Ruas e estradas:	
• Asfaltadas	0,70 - 0,90
• De betão	0,80 - 0,95
• De tijolo	0,70 - 0,85
Passeios	0,75 - 0,85
Telhados	0,75 - 0,95
Baldios	0,10 - 0,30

A fórmula de Temez (1978) é definida pela expressão 4.11 para calcular o caudal de ponta de cheia e é utilizada exclusivamente para bacias hidrográficas com áreas inferiores a 75 km² (Letra, 2017):

$$Q_p = \frac{C * I * A_b}{3} \quad (4.11)$$

Em que:

- C – Coeficiente de escoamento da fórmula de Temez (Expressão 4.12).

$$C = \frac{(P_d - P_0)(P_d + 23P_0)}{(P_d + 11P_0)^2} \quad (4.12)$$

Em que:

- Pd – Precipitação máxima diária (mm);
- $P0$ – Parâmetro relativo às perdas iniciais da chuvada antes de se iniciar o escoamento superficial (mm).

A fórmula de Giandotti para calcular o caudal de ponta de cheia é definida pela expressão 4.13 (Letra, 2017).

$$Q_p = \frac{\lambda A_b h_{max}}{t_c} \quad (4.13)$$

Em que:

- λ – Parâmetro em função da área (tabela 7);
- h_{max} – Altura de precipitação para uma duração igual ao tempo de concentração e um período de retorno (mm);
- t_c – Tempo de concentração (h).

Tabela 7 – Valores do parâmetro λ (Letra, 2017)

A_b (km²)	λ
0 - 300	0,346
300 - 500	0,277
500 - 1000	0,197
1000 - 8000	0,100
8000 - 20000	0,076
20000 - 70000	0,055

A fórmula do SCS para calcular o caudal de ponta de cheia é definida pela expressão 4.14.

$$Q_p = \frac{I_u * A_b * K}{3,6} \quad (4.14)$$

Em que:

- I_u – Intensidade de precipitação (mm/h);
- K – Fator de ponta da bacia hidrográfica (0,5 – 1,0).

Fórmulas empíricas

A utilização de fórmulas empíricas para o cálculo de caudais de ponta de cheia é pouco frequente e não é a abordagem aconselhável nos projetos. A razão para a sua não utilização é o facto destas fórmulas não se basearem em séries de dados estatísticos de ocorrência de cheias ou no movimento da água na bacia (Letra, 2017).

No entanto, poderá haver algum interesse na sua utilização em cenários muito específicos, como na estimativa da ordem de grandeza de caudais de cheia excepcionais quando estes não têm informação hidrométrica suficiente (Letra, 2017).

A fórmula de Whistler (expressão 4.15) pode ser aplicada a bacias em que a área está entre 1000 e 12000 km² (Letra, 2017).

$$Q_p = A_b \left(\frac{1538}{259 + A_b} + 0,054 \right) \quad (4.15)$$

Em que:

- A_b – Área da bacia hidrográfica (km²).

4.3 CANAL INTERCETOR DE ESPOSENDE

4.3.1 Caracterização geral

Este projeto de intervenção situa-se no concelho de Esposende, conforme detalhado na Figura 12. Mais precisamente, na união de freguesias de Esposende, Marinhas e Gandra. Este local é notável por configurar uma importante faixa de transição territorial. De um lado, encontra-se a área urbana da cidade de Esposende, caracterizada por um tecido edificado e consolidado. Do outro, contígua a este, estende-se a área agrícola. Esta zona rural adjacente, segundo a classificação da Carta de Ocupação do Solo (COS 2018) da Direção-Geral do Território, é dominada pela presença de tecido edificado e culturas temporárias de sequeiro e regadio (Engenho e Rio, 2016).

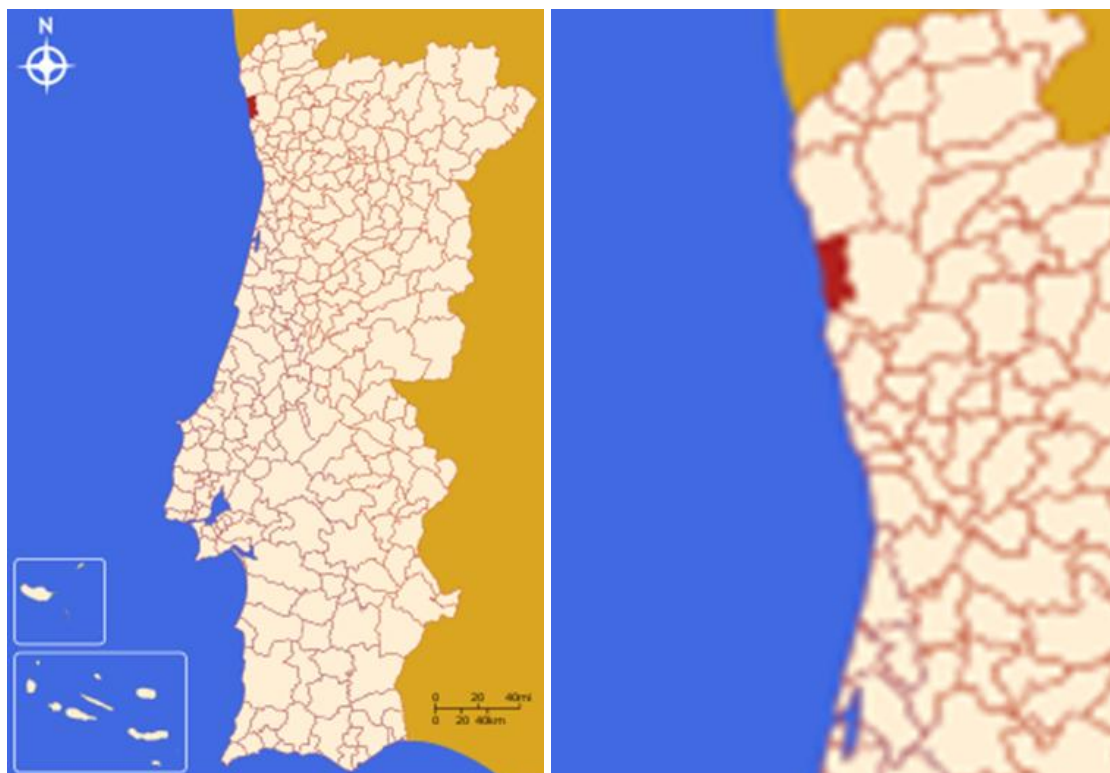


Figura 12 – Localização do concelho de Esposende (Engenho e Rio, 2016)

Esposende está localizado no noroeste de Portugal continental, integrando o distrito de Braga. Os limites territoriais do concelho são bem definidos: a norte, confina com o concelho de Viana do Castelo, sendo esta fronteira estabelecida pelo curso do rio Neiva, a sul, com a Póvoa de Varzim e, a nascente, com o concelho de Barcelos. A sua posição é ainda realçada pelo fato de ser o único concelho da Nomenclatura das Unidades Territoriais para fins estatísticos (NUT) III Cávado a dispor de uma extensa faixa litoral, e por estabelecer fronteira com a NUT II Área Metropolitana do Porto. No que concerne à sua organização interna, o concelho subdivide-se administrativamente em nove freguesias. A união das freguesias de Esposende, Marinhãs e Gandra constitui a unidade administrativa de maior dimensão geográfica no concelho, com uma área total de 17.31 km²; em claro contraste com a freguesia de Gemeses, que apresenta a menor dimensão, ocupando apenas 5.57 km² (Engenho e Rio, 2016).

O concelho de Esposende pertence à bacia hidrográfica do rio Cávado, um curso de água com, aproximadamente, 135 km de extensão. A sua nascente encontra-se na serra do Larouco e a sua bacia tem aproximadamente 1600 km², desaguardo neste município (Engenho e Rio, 2016).

A distribuição demográfica no concelho de Esposende revela uma forte concentração ao longo da Estrada Nacional 13 (EN13), que conecta o Porto a Viana do Castelo e atravessa as nove freguesias do município. Este eixo rodoviário não só polariza a ocupação humana, como também estabelece uma nítida demarcação geográfica. A oeste, desenrola-se a faixa litoral, caracterizada por uma topografia plana e uma ampla frente de água, onde se destaca a cidade de Esposende, orientada para o oceano Atlântico e para o estuário do rio Cávado. Em contraste, a leste, desenvolve-se o interior, marcado por um relevo mais acidentado e pela presença de sistemas dunares fósseis (Engenho e Rio, 2016).

A área de intervenção é hidrologicamente complexa, intercetando um conjunto de cursos de água que drenam os campos agrícolas adjacentes ao perímetro urbano de Esposende. Estes pequenos cursos de água desenvolvem-se na encosta da margem direita do rio Cávado, cuja bacia hidrográfica principal pertence à região norte de Portugal. Caracteristicamente, estes cursos de água secundários possuem um regime torrencial, apresentando um caudal significativo durante os períodos de maior pluviosidade, nomeadamente no inverno (Engenho e Rio, 2016).

4.3.2 Problemáticas

A cidade de Esposende, à semelhança de inúmeros centros urbanos portugueses, experienciou um desenvolvimento territorial acelerado e substancial a partir da década de 1980. Contudo, este crescimento nem sempre se pautou pelo respeito dos princípios hidrológicos e ecológicos elementares. Como resultado, a expansão urbana ocorreu de forma desordenada e desregulada, resultando numa extensa e crescente impermeabilização do solo. Esta alteração do uso do solo amplificou a vulnerabilidade de toda a área urbana de Esposende a eventos de cheia e inundações fluviais (Tabela 6), culminando num elevado risco para a população e para o património material, incluindo equipamentos e infraestruturas críticas (Engenho e Rio, 2016).

A vulnerabilidade da área é acentuada por uma conjugação de fatores de risco, que inclui o efeito das marés, dada a sua localização na zona costeira, e o afluxo de escoamento superficial significativo proveniente da encosta nascente da cidade (Figura 13). Este escoamento tem origem nas elevações adjacentes, nomeadamente nos montes de São Lourenço e de Faro. Adicionalmente, a proximidade ao rio Cávado – que, enquanto principal curso de água do concelho, apresenta um risco intrínseco e elevado de cheias –, intensifica a perigosidade local. A convergência destes fatores tornou premente uma intervenção estrutural que visasse a mitigação dos severos impactos provocados pelos episódios de inundação na região (Engenho e Rio, 2016).

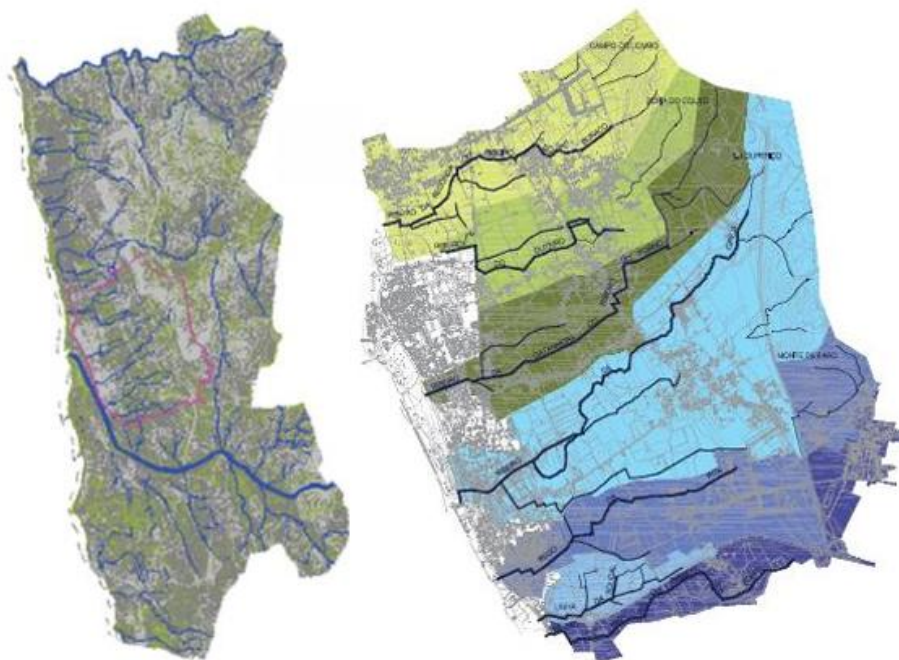


Figura 13 – Identificação dos cursos de água localizados a nascente da cidade de Esposende

(Engenho e Rio, 2016)

Tabela 8 – Registo cronológico dos eventos hidrológicos ocorridos no concelho de Esposende (Adaptado de Engenho e Rio, 2016)

Ano do evento de cheia	Descrição
1854	Registo de cheia no rio Neiva
1866	Registo de cheia no rio Neiva
1869	Registo de cheia no rio Cávado
1910	Inundações
1942/45	Caudal chega à estrada nacional EN13, levando à sua interrupção. Elevado prejuízo nas culturas, destruição de embarcações de pesca, elevados danos materiais na zona de Fão e Esposende
1950/54/57	Registo de uma vítima mortal que foi surpreendida pela cheia Repentina; inundação de campos agrícolas com destruição de diferentes cultivos; leito de cheia chegou à EN13
1954	Elevado número de animais mortos
1957	Inundação do hotel; Pinhal com elevados prejuízos materiais
1962	“A maior depois da de 1910” – inundação da EN13
1968	Inundação da zona ribeirinha de Fão. Destruição de campos agrícolas
1977	Registo de uma vítima mortal na freguesia de Fragoso (Barcelos) muito próximo de Forjães, cheia no Rio Neiva
1978	Inundação da Av. Eng.º Arantes de Oliveira (marginal) – Esposende. Elevados prejuízos económicos em habitações situadas na zona ribeirinha de Fão, inundação de campos agrícolas
1987	A inundação foi menor do que em 1978
1999	Registo de inundações junto à EN13 – Esposende, uma vítima mortal no Rio Neiva quando tentava passar pelo pontilhão
2001	Sete pessoas foram desalojadas em Fão, estradas intransitáveis, inundação do complexo das piscinas municipais – Esposende. Inundação da pousada da juventude de Fão, elevados estragos em habitações na zona ribeirinha de Fão
2013	Inundações na via pública, habitações, edifícios públicos e queda de árvores. O auditório municipal e o serviço de urgências do hospital de Esposende ficaram ligeiramente inundados.
22 de outubro de 2013	Os prejuízos registados pelas pessoas afetadas envolvem cerca de 1 milhão de euros (Esposende, 2015).

4.3.3 Solução aplicada

O projeto em questão contemplou a implementação de um extenso sistema intercetor com o propósito de gerir o escoamento pluvial e fluvial. A infraestrutura encontra-se dividida em dois segmentos principais: um a norte com uma extensão aproximada de 2,3 km, e outro orientado a sul com cerca de 2,1 km, totalizando uma extensão de 4,4 km de extensão (Figura 14). O caudal total afluente a este novo canal é derivado dos eventos de precipitação, sendo transportado pelos cursos de água já existentes. Um aspeto central da conceção deste projeto foi a garantia de que os cursos de água originais, que atravessam o tecido urbano, seriam integralmente preservados, apesar de serem intersetadas pelo traçado do novo canal dos cursos de água (Engenho e Rio, 2016).

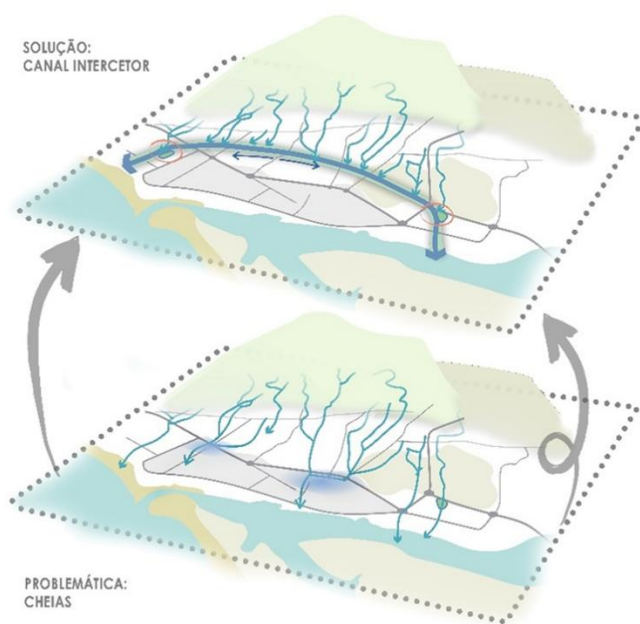


Figura 14 - Canal Intercetor de Esposende (E.Rio, 2026)

Embora as ribeiras existentes tenham sido mantidas, o sistema impõe um rigoroso controlo sobre os caudais afluentes, especialmente nos troços a jusante que atravessam o centro da cidade. Esta gestão de caudal está estrategicamente definida com o intuito de prevenir inundações urbanas em eventos de precipitação com períodos de retorno anuais. Desta forma, o sistema assegura um duplo objetivo:

- Garantir o funcionamento natural: o fluxo natural destas ribeiras é mantido para os caudais mínimos (caudais ecológicos), assegurando a saúde do ecossistema ribeirinho;
- Mitigar o risco de cheias: é estabelecido um critério de caudal máximo rigoroso, correspondente ao volume de água que a rede fluvial consegue escoar eficazmente para jusante sem causar inundações. Apenas o volume excedentário – ou seja, o caudal que ultrapassa este limite de segurança – é desviado e transportado de forma controlada pelo canal intercetor (Engenho e Rio, 2016).

Esta configuração traduz-se numa solução inteligente de drenagem: as ribeiras continuam a desempenhar o seu papel ecológico e de escoamento, mas o canal intercetor assume a função de alívio de caudal durante os picos de precipitação, protegendo assim as áreas mais sensíveis do núcleo urbano.

O sistema intercetor é complementado por uma rede avançada de gestão e controlo de cheias, baseada em equipamentos de alerta para a deteção precoce de eventos críticos. O propósito desta integração tecnológica é duplo: aprimorar o sistema de aviso e informação para as autoridades competentes e para a população em geral, garantindo tempos de resposta mais rápidos; e permitir o controlo e monitorização em tempo real do comportamento hidráulico do canal (Engenho e Rio, 2016).

A segurança operacional e estrutural do canal intercetor, bem como do mecanismo de desvio das águas excedentes, é garantida através de descarregadores de superfície livre. Estes elementos hidráulicos foram contruídos com uma configuração técnica específica – soleira espessa e lâmina contraída – que lhes confere robustez e precisão no controlo do caudal. Estes descarregadores atuam como pontos de descarga seguros para o volume de água intercetado, que excede a capacidade das ribeiras (Engenho e Rio, 2016).

O bom funcionamento do sistema de interceção depende de duas ações principais:

1. Desvio e gestão intermédia do caudal

O sistema está otimizado para o desvio controlado das águas excedentes provenientes da área urbana, atuando como um alívio imediato da pressão hídrica sobre as zonas construídas. Para a gestão do caudal durante o escoamento, foram aplicadas diversas técnicas de engenharia natural tais como: entrançado vivo (Figura 14), enrocamento vivo (Figura 15), entre outras.



Figura 15 – Enrocamento vivo



Figura 16 – Enrocamento vivo

Além das TEN aplicadas, foram implementadas outras soluções estruturais, como a instalação de passagens hidráulicas (tipo box-culvert) e o perfilamento dos taludes do canal. A geometria do curso de água apresenta cotas diferenciadas em ambas as margens, sendo que do talude adjacente aos campos agrícolas é deliberadamente inferior à do lado da cidade de Esposende. Esta configuração assegura que, caso a capacidade de retenção do canal seja excedida, a inundação ocorra controladamente nos campos agrícolas, salvaguardando o núcleo urbano. A instalação das passagens hidráulicas permite o atravessamento do escoamento sob caminhos pedonais e arruamentos (Figura 17).



Figura 177 – Exemplo de uma box

Em complemento, o desvio é assistido por Espaços de Inundação Preferencial (EIP) intermédios, estrategicamente localizados em zonas que exibem a máxima capacidade de infiltração ao longo do traçado do canal (Engenho e Rio, 2016).

2. Formalização de bacias de retenção estratégicas nas extremidades

Para gerir os volumes de água mais significativos, o projeto contemplou a formalização de grandes EIP (Figura 18), situados nos pontos onde o caudal é naturalmente mais elevado, correspondentes às extremidades norte e sul do sistema de interceção (Engenho e Rio, 2016).



Figura 18 – EIP Sul

Do ponto de vista funcional e hidráulico, os EIP constituem elementos cruciais para a defesa contra cheias. A sua função primordial é o armazenamento temporário de água, permitindo o amortecimento do hidrograma e a consequente redução do caudal de ponta que se dirige para jusante. Este controlo é essencial para salvaguardar as áreas urbanas e as infraestruturas situadas a jusante do sistema (Engenho e Rio, 2016).

Paralelamente à sua função hidráulica, os EIP desempenham um papel vital na recuperação ecológica, assegurada através de/a:

- Utilização de flora autóctone (a par da contenção de espécies exóticas e invasoras): a plantação de espécies nativas, adaptadas ao ecossistema local, contribui para a estabilização das margens e para a recuperação do habitat natural;
- Sistema de autodepuração: utilizam-se espécies de plantas com capacidade fitoextratora, que promovem a autodepuração e melhoram a qualidade da água ao filtrar poluentes antes da sua restituição ao sistema fluvial.

Em conjunto, estas medidas promovem a melhoria do espaço envolvente a nível ecológico (Engenho e Rio, 2016).

A criação e gestão destes espaços em cada extremidade do sistema intercetor possuiu objetivos de reabilitação distintos e contextualizados:

1. EIP Norte: foco na reabilitação integral da linha de água e a promoção ativa de um habitat de zonas húmidas;
2. EIP Sul: foco na expansão da área de sapal e na valorização ecológica do habitat estuarino existente (Engenho e Rio, 2016).

O sistema intercetor afasta-se da conceção de um canal artificializado, constituindo-se como um corredor aberto e naturalizado (Engenho e Rio, 2016), tendo vindo a ser alvo de uma intervenção paisagística contínua para maximizar a funcionalidade dos ecossistemas.

A chave para o sucesso a longo prazo desta infraestrutura reside na sua estabilização hidrogeomorfológica, alcançada mediante o/a:

- Controlo de espécies indesejáveis: gestão ativa para erradicar espécies exóticas que comprometem a biodiversidade e a estabilidade mecânica das margens;
- Desenvolvimento do bosque ribeirinho: densificação da galeria ripícola para proteção contra a erosão e criação de um corredor ecológico funcional;
- Estabilização natural dos taludes marginais: utilização de TEN, onde é privilegiado o uso de materiais biológicos (como troncos e estacaria viva), em detrimento de soluções rígidas e artificiais.

A adoção da engenharia natural, com a utilização de material vivo de origem local, em bom estado sanitário e comprovadamente autóctone, permite uma estabilização duradoura com custos de manutenção reduzidos, mas também a recuperação e o acolhimento de um conjunto diversificado de espécies faunísticas que fazem parte integrante de um ecossistema ribeirinho saudável. O canal transforma-se, assim, num ativo ecológico autossustentável, que cumpre a sua função hidráulica em harmonia com a natureza (Engenho e Rio, 2016).

O seu traçado atravessa cinco zonas de intervenção, com distintas características biofísicas e hidrológicas. Esta heterogeneidade ambiental implicou a necessidade de uma abordagem de gestão e reabilitação diferenciada. Consequentemente, a cada uma das cinco áreas estão associadas medidas de plantação e de promoção de habitats com especificações técnicas adaptadas às condições locais. As cinco zonas de intervenção são sequencialmente designadas, de norte para sul, e caracterizam-se pelo seguinte:

- Cordão dunar (limite norte): Ecossistema sensível no troço final integrado no Parque Natural do Litoral Norte (PNLN) e na Rede Natura 2000 (RN2000);
- EIP Norte: zona húmida com vegetação palustre, destinada à retenção e infiltração natural;
- Corredor ripícola: troço principal do canal que atravessa a zona intermédia, predominantemente marcada por um contexto agrícola;
- EIP Sul: zona húmida com vegetação palustre, destinada à retenção e infiltração natural;
- Sapal: troço final em interação direta com o estuário do rio Cávado.

A gestão diferenciada destas cinco zonas – desde a estabilidade do cordão dunar à resiliência do sapal – é essencial para garantir que o sistema intercetor não só cumpre a sua função hidráulica de forma eficaz, mas também contribua ativamente para a valorização e conservação do património natural da região (Engenho e Rio, 2016).

A plantação e recuperação de vegetação nativa foi planeada para apoiar a fauna local, tendo sido criadas e instaladas diferentes áreas e estruturas de refúgio, alimentação e reprodução para quatro espécies-alvo principais (como ilustrado na Figura 19) a lontra (*Lutra lutra*), o borrelho-de-coleira-interrompida (*Charadrius alexandrinus*), o morcego-de-ferradura-pequeno (*Rhinolophus hipposideros*) e o guardariós (*Alcedo atthis*) (Engenho e Rio, 2016).



Figura 19 – Espécies-alvo da comunidade faunística a promover (Engenho e Rio, 2016)

No entanto, a paisagem resultante da naturalização do sistema – que incluiu a criação do corredor ripícola e das duas zonas húmidas e a recuperação de todos os ecossistemas naturais associados – possui um valor que vai além da estrita função ecológica e hidrológica. Esta área regenerada assume-se hoje como uma valiosa infraestrutura de recreio, lazer e informação para a comunidade. Com o objetivo de potenciar este usufruto público e enriquecer a experiência dos visitantes, foi instalado um conjunto de equipamentos, nomeadamente:

- Infraestruturas de Conveniência: Bancos para descanso, papeleiras para manutenção da limpeza e marcos quilométricos para orientação ao longo dos percursos;
- Elementos de Informação e Educação: Painéis informativos que detalham a história do canal, a ecologia do local, e a flora e fauna presentes;
- Observatório de Avifauna: Equipamento especializado, que será dotado de um passadiço sobre-elevado, para garantir a acessibilidade e permitir aos visitantes a observação da avifauna em segurança e sem perturbar o habitat.

Para além dos equipamentos de uso direto, foram instaladas estruturas de proteção e marcação, incluindo vedações, para delimitar zonas mais sensíveis ou perigosas, e marcos de sinalização essenciais à orientação dos visitantes e demarcação clara dos limites do parque. Desta forma, o projeto concilia a preservação do património natural com o incentivo à sua fruição e valorização pedagógica pela população (Engenho e Rio, 2016).

A avaliação de impactes ambientais revelou que, de um modo geral, os efeitos decorrentes da fase de construção, bem como do período de funcionamento a médio e longo prazo, não são considerados significativos quando analisados em relação aos fatores ambientais relevantes:

1. Impactes durante a fase de construção e transição

Embora o impacto global tenha sido baixo, ocorreram efeitos negativos classificados como moderados durante a fase de construção. Estes foram sobretudo temporários e localizados, manifestando-se durante o período de movimentação de terras, remoção de estruturas e construção das passagens hidráulicas. Estes impactes temporários afetaram áreas como:

- Paisagem, geologia e geomorfologia, devido às alterações morfológicas do terreno;
- Qualidade da água e gestão de resíduos, pelo aumento pontual de turbidez e pela geração de resíduos de construção.

Com a entrada em funcionamento do sistema intercetor, estes efeitos cessaram, tendo sido suplantados por impactes positivos significativos em diversas vertentes, com destaque para os recursos hídricos, paisagem, património natural e condições socioeconómicas (Engenho e Rio, 2016).

2. Alteração do uso do solo e continuidade ecológica

Uma alteração notável consistiu na reclassificação do solo: a área afeta ao canal intercetor perdeu a anterior aptidão agrícola, assumindo uma função ecológica vital e de defesa de pessoas, bens e serviços contra inundações (Engenho e Rio, 2016).

Importa frisar que, apesar de se tratar de uma intervenção de engenharia, a mesma apresenta um baixo impacto no regime fluvial. A área de domínio hídrico permanentemente afetada é de 1300 m² e a intervenção não implicou a canalização dos cursos de água existentes; pelo contrário, o sistema assegura a interceção exclusiva do volume de água excedentário, permitindo a continuidade do funcionamento natural dos cursos de água para jusante (Engenho e Rio, 2016).

3. Impactes positivos a longo prazo

Os impactes positivos durante a fase de exploração e funcionamento do sistema intercetor são múltiplos, abrangentes e evidenciam um poderoso efeito de sinergia positiva que beneficia toda a cidade de Esposende (Engenho e Rio, 2016):

- Defesa e gestão de riscos: o principal benefício é a proteção contra cheias e inundações, através do desvio eficaz dos caudais excedentários da área urbana, tornando-a mais resiliente e preparada para eventos extremos no contexto das alterações climáticas;
- Recuperação de habitats: a intervenção é uma mais-valia ecológica ao permitir a recuperação e conectividade de habitats prioritários – entre o estuário, a sul, e o sistema dunar, a norte –, substituindo terrenos atualmente degradados e colonizados por espécies invasoras;
- Valorização ambiental e social: melhorias na qualidade dos ativos naturais (qualidade da água, qualidade do ar, património natural, geologia, geomorfologia) e no socioeconómicos (qualidade da paisagem, bem-estar da população, turismo sustentável, maior segurança e atratividade do território).

4. Envolvimento comunitário e sustentabilidade

O projeto integrou ainda um conjunto de medidas de participação pública, incluindo sessões informativas e de envolvimento dos atores locais, bem como o desenvolvimento de um sistema de alerta para proteção contra eventos extremos. Iniciativas como palestras, workshops e saídas de campo desencadearam um processo de implicação ativa da comunidade na valorização dos recursos autóctones

e na promoção de comportamentos mais ajustados e conscientes face ao risco de cheia (Engenho e Rio, 2016).

5. Consideração sobre a desativação

A desativação do sistema é tecnicamente desaconselhada. A remoção da infraestrutura implicaria perdas das funções e benefícios gerados neste espaço, anulando a resiliência hidráulica e as mais-valias socioecológicas alcançadas (Engenho e Rio, 2016).

4.3.4 Modelação hidráulica

A Figura 20 apresenta o Modelo Digital do Terreno (MDT) da área intervencionada. O MDT é uma estrutura de dados digital, que representa a topografia da superfície, sendo, neste caso, gerada a partir de pontos que combinam coordenadas planimétricas (x, y) e a respetiva cota altimétrica (z), obtidas através de um levantamento topográfico realizado no terreno.

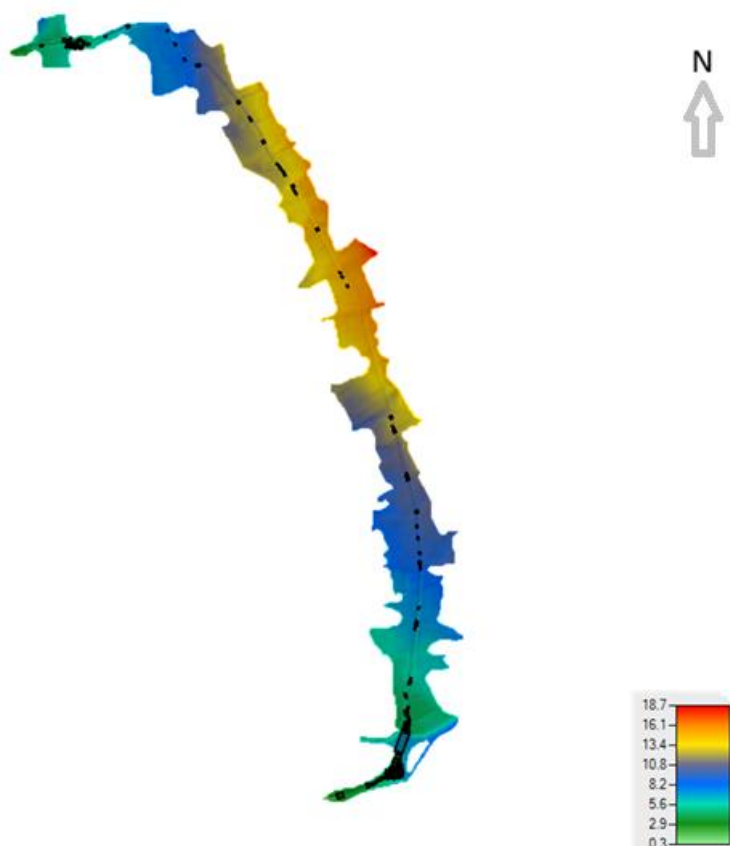


Figura 20 – MDT do canal de Esposende

A utilização de um MDT baseado em levantamento de campo é determinante pela sua precisão e pela fidelidade das curvas de nível geradas, permitindo uma análise do comportamento hidráulico do Canal Intercetor.

Sendo esta uma infraestrutura hidráulica artificial – projetada para mitigar os efeitos de fenómenos extremos de precipitação – a sua função primordial reside no desvio do escoamento que, de outro modo, sobrecarregaria os cursos de água que atravessam a cidade de Esposende.

Para garantir a estabilidade e a convergência da modelação numérica, é necessário assegurar que o Número de Courant se mantenha dentro de um intervalo de valores aceitáveis.

Número de Courant

O Número de Courant, também conhecido como Número CFL (*Courant-Friedrichs-Lewy*), é um parâmetro adimensional de grande relevância em simulações numéricas, principalmente na Dinâmica de Fluidos Computacional (CFD) (Abbaspur, 2021). Este parâmetro determina a estabilidade dos esquemas numéricos, sendo definido pela seguinte fórmula:

$$C = \frac{v * \Delta t}{\Delta x} \quad (4.16)$$

Em que:

- C – Número de Courant;
- v – Velocidade do fluido ou velocidade da onda;
- Δt – Intervalo de tempo;
- Δx – Tamanho da célula.

Conceptualmente, o Número de Courant representa a fração da célula que o fluido percorre num determinado intervalo de tempo (Δt), movendo-se a uma velocidade v . Este é calculado como a razão entre a distância de deslocamento do fluxo ($v * \Delta t$) e o tamanho da célula (Δx) (Abbaspur, 2021).

Para garantir a convergência da simulação, deve-se respeitar a condição CFL, procurando manter o valor de C próximo de um (Abbaspur, 2021). Se $C > 1$, a informação propaga-se através da malha computacional mais depressa do que o modelo consegue calcular, resultando em instabilidade numérica.

Cálculo de caudais

Dada a inexistência de séries de dados históricos locais, recorreu-se à fórmula regional (Tabelas 10, 11, 12 e 13). Esta constitui uma adaptação da fórmula de Loureiro, utilizada em todos os PGRH para o cálculo de caudais de cursos de água presentes nessas regiões. Neste caso, foram usados os valores da região do Cávado, Ave e Leça (Tabela 9), atendendo à localização geográfica de Esposende.

$$Q = CA^n \quad (4.17)$$

Como se pode verificar pela expressão 4.17, a fórmula regional é praticamente idêntica à fórmula de Loureiro, sofrendo alterações nas constantes que são usadas para aplicar as fórmulas.

Tabela 9 – Valores coeficientes para a RH2 (adaptado de APA, 2012)

Coeficientes	Período de retorno (anos)					
	2	5	10	20	50	100
C	2,4222	4,6414	6,1198	7,5426	9,3887	10,774
n	0,7348	0,7021	0,6917	0,6850	0,6790	0,6758

Os cursos de água encontram-se numerados de acordo com a ordem que aparecem de montante para jusante, segmentada em dois setores: o setor Norte (designado pela letra **N**) e o setor Sul (designado pela letra **S**).

Tabela 10 - Caudais dos cursos de água da parte norte (m^3/s)

Curso de água	Área (km^2)	Período de retorno (anos)					
		2	5	10	20	50	100
N1	0,27	0,92	1,85	2,47	3,07	3,85	4,44
N2	0,21	0,78	1,57	2,11	2,62	3,30	3,80
N3	1,70	3,58	6,75	8,85	10,86	13,48	15,44
N4	0,23	0,81	1,63	2,18	2,71	3,41	3,93
N5	0,47	1,36	2,68	3,56	4,41	5,12	6,35

Para calcular o caudal presente em qualquer ponto do canal, deve-se somar o caudal de todos os cursos de água que este interceta a montante desse local (Tabelas 11 e 13).

Tabela 11 – Soma dos caudais da parte norte de montante para jusante (m^3/s)

Curso de água	Período de retorno (anos)					
	2	5	10	20	50	100
N1	0,92	1,85	2,47	3,07	3,85	4,44
N2	1,70	3,42	4,57	5,69	7,15	8,24
N3	5,28	10,16	13,42	16,56	20,62	23,68
N4	6,10	11,79	15,60	19,27	24,03	27,61
N5	7,45	14,47	19,16	23,68	29,55	33,96

Tabela 12 – Caudais dos cursos de água da parte sul (m³/s)

Curso de água	Área (km²)	Período de retorno (anos)					
		2	5	10	20	50	100
S1	2,04	4,09	7,65	10,01	12,29	15,23	17,43
S2	0,39	1,20	2,38	3,17	3,93	4,92	5,66
S3	0,70	1,86	3,62	4,78	5,91	7,37	8,47
S4	0,68	1,83	3,54	4,69	5,80	7,23	8,31
S5	0,34	1,09	2,16	2,88	3,58	4,49	5,17
S6	0,35	1,11	2,21	2,94	3,65	4,57	5,27
S7	0,35	1,13	2,24	2,98	3,70	4,63	5,33

Tabela 13 – Soma dos caudais da parte sul de montante para jusante (m³/s)

Curso de água	Período de retorno (anos)					
	2	5	10	20	50	100
S1	4,09	7,65	10,12	12,29	15,23	17,43
S2	5,29	10,03	13,18	16,21	20,15	23,10
S3	7,16	13,65	17,97	22,13	27,52	31,57
S4	8,98	17,19	22,66	27,92	34,75	39,88
S5	10,07	19,35	25,54	31,50	39,24	45,05
S6	11,18	21,56	28,49	35,16	43,81	50,31
S7	12,31	23,80	31,47	38,86	48,45	55,65

Para a execução da modelação, adotou-se um coeficiente de rugosidade de Manning de 0.024. Este valor justifica-se pela rugosidade do fundo do canal, decorrente da vegetação espontânea que se desenvolveu no leito do canal, após a aplicação das TEN (Ven Te Chow, 1973).

Storage/2D Flow Areas			Boundary Condition
1	Perimeter 1	BCLine: S7	Flow Hydrograph
2	Perimeter 1	BCLine: N5	Flow Hydrograph
3	Perimeter 1	BCLine: N4	Flow Hydrograph
4	Perimeter 1	BCLine: N3	Flow Hydrograph
5	Perimeter 1	BCLine: N2	Flow Hydrograph
6	Perimeter 1	BCLine: N1	Flow Hydrograph
7	Perimeter 1	BCLine: S1	Flow Hydrograph
8	Perimeter 1	BCLine: S2	Flow Hydrograph
9	Perimeter 1	BCLine: S3	Flow Hydrograph
10	Perimeter 1	BCLine: S4	Flow Hydrograph
11	Perimeter 1	BCLine: S5	Flow Hydrograph
12	Perimeter 1	BCLine: S6	Flow Hydrograph
13	Perimeter 1	BCLine: Outlet Norte	Normal Depth
14	Perimeter 1	BCLine: Outlet sul	Normal Depth

Figura 21 - Condições fronteira para Esposende

Para definir as condições fronteira (Figura 21), foram usados os caudais calculados anteriormente para cada uma das linhas de água intercetadas pelo Canal Intercetor de Esposende para definir a entrada de caudais nos respetivos pontos das linhas de água. Enquanto a condição final do escoamento foi definida pela sua inclinação média de 0.5%.

A malha criada para o modelo 2D de Esposende (Figura 22), tem de tamanho 30 por 30 metros. Para a obtenção de resultados mais fidedignos, foram criadas *breaklines* que seguem as margens do canal com espaçamento de 1 metro.

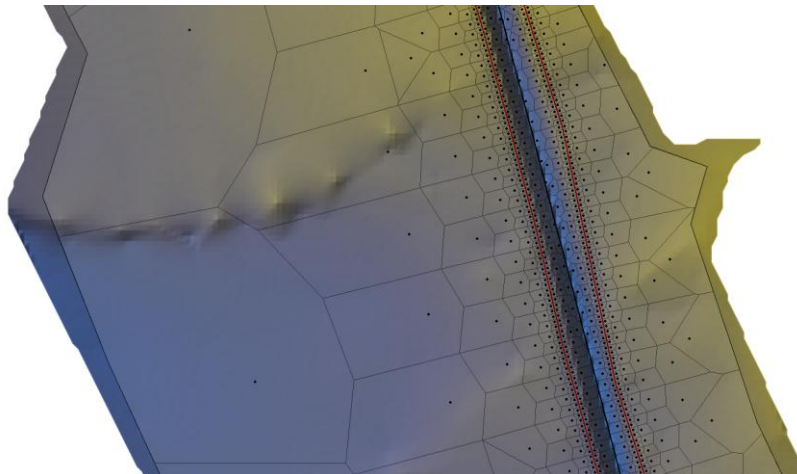


Figura 22 - Exemplo da malha do modelo de Esposende

Na figura 23 é possível visualizar o local onde o Canal Intercetor interseta as linhas de água, que é o mesmo local que elas se encontram no modelo 2D.

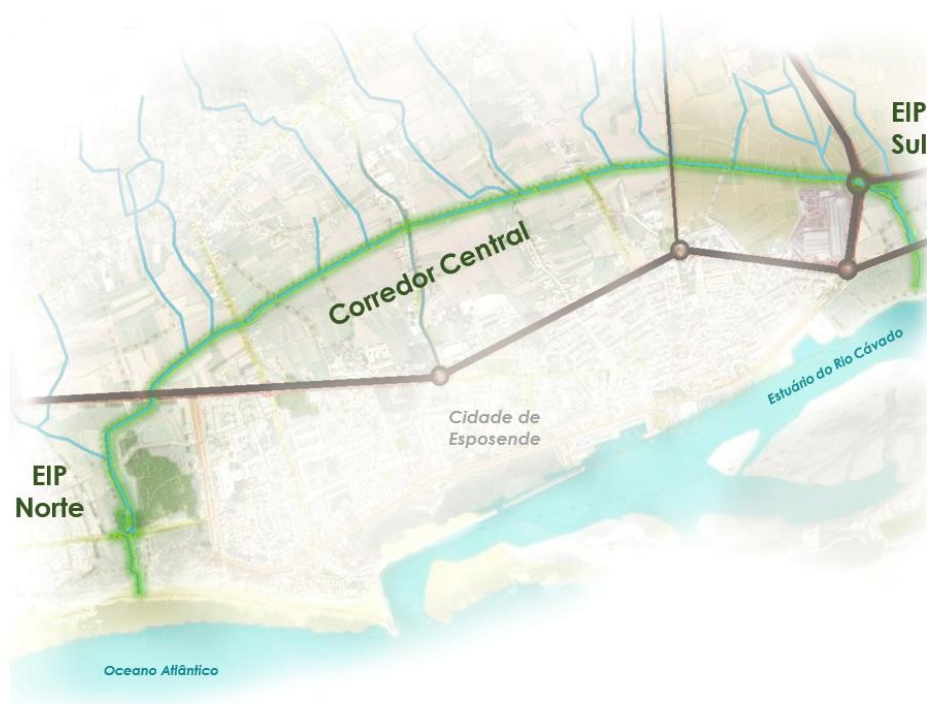


Figura 23 - interseção das linhas de água pelo Canal Intercetor

4.3.5 Resultados

Para assegurar a estabilidade do modelo no cenário de Esposende, o número de Courant foi mantido perto de 1, como é mostrado nas Figuras X.

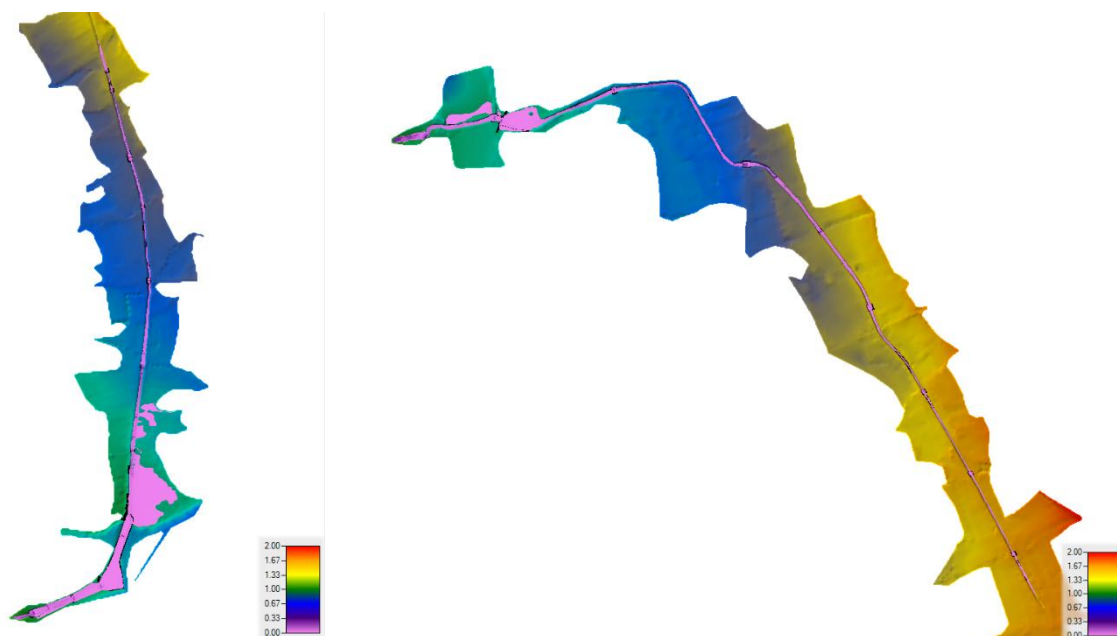


Figura 24 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 2 anos

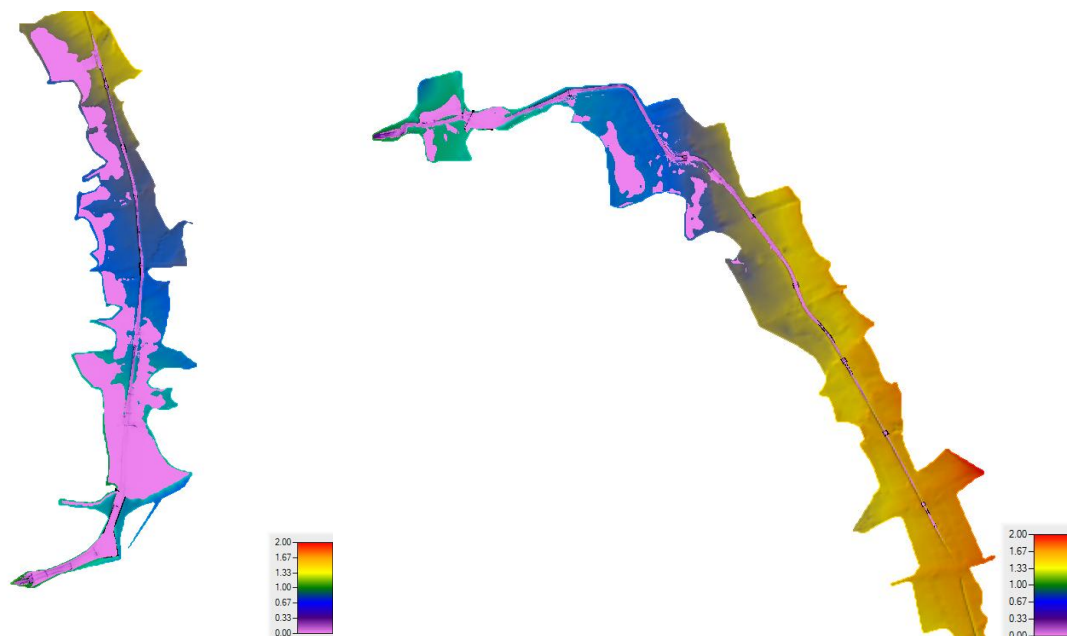


Figura 25 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 5 anos

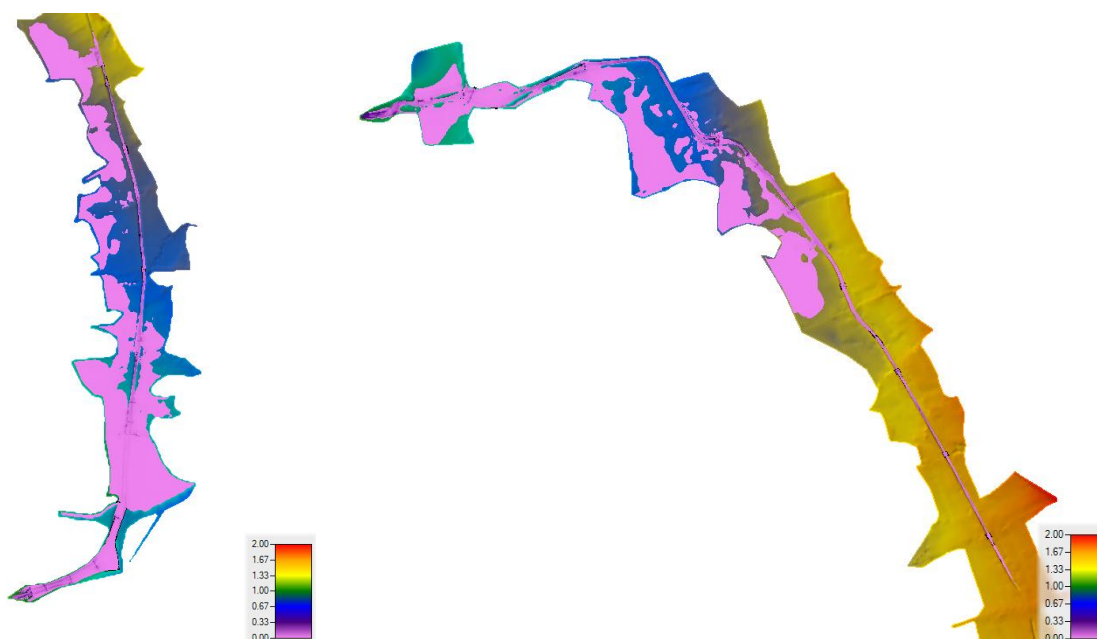


Figura 26 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 10 anos

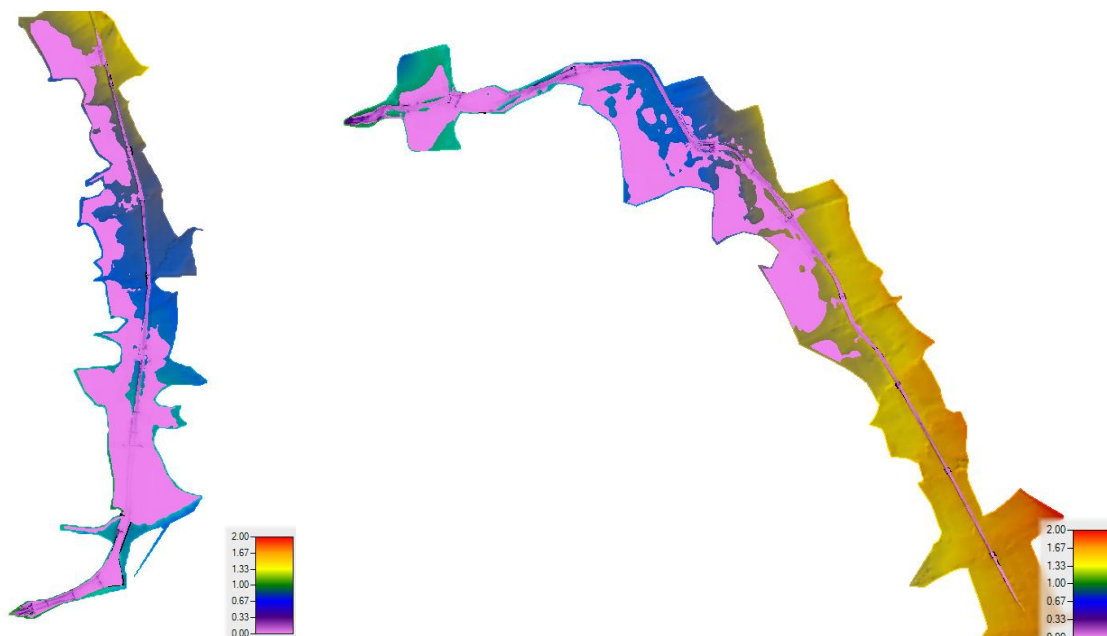


Figura 27 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 20 anos

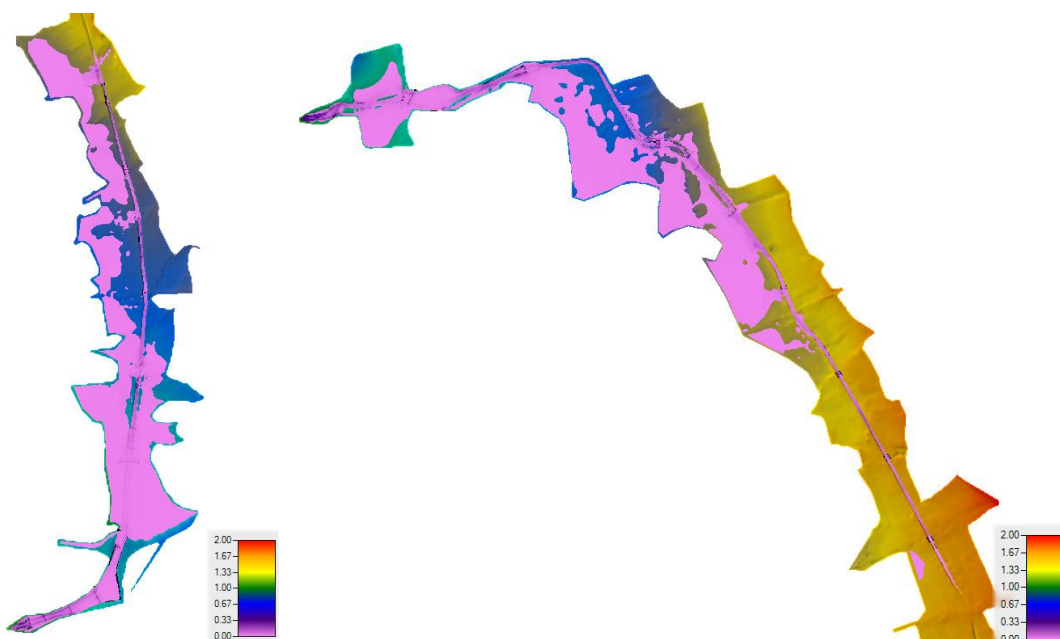


Figura 28 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 50 anos

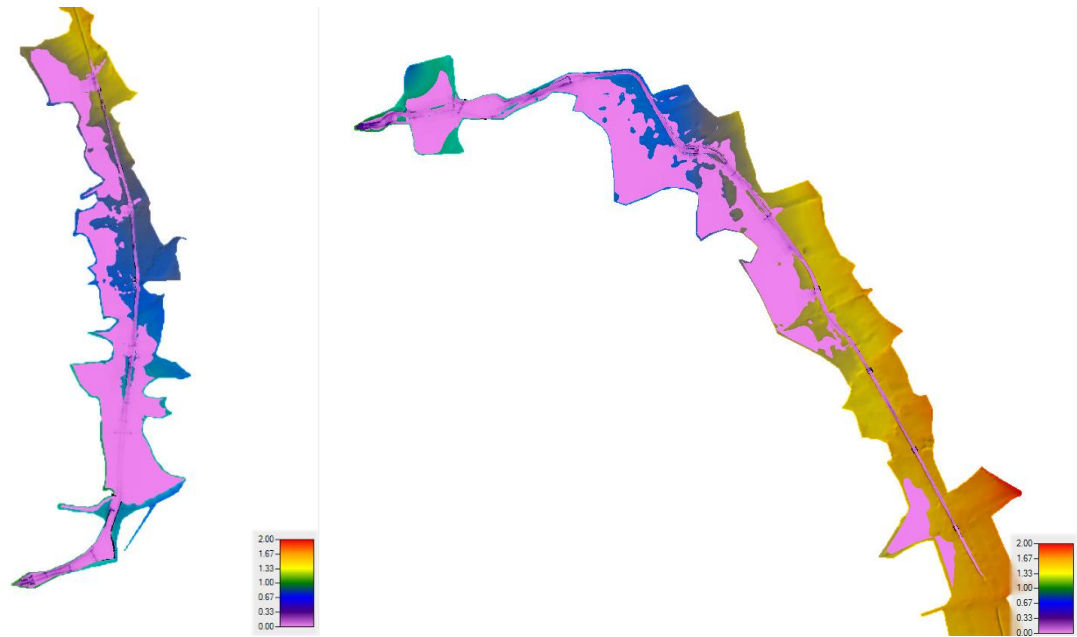


Figura 29 - Número de courant no caso de Esposende para um período de retorno de 100 anos

As Figuras 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31 e 32 apresentam os mapas de inundação, obtidos através da modelação numérica em HEC-RAS para o Canal Intercetor de Esposende. Estes resultados permitem visualizar a propagação do escoamento e as áreas de salvaguarda para os diferentes cenários analisados.



Figura 30 - Mapa de inundação para um período de retorno de 2 anos para a zona norte do canal



Figura 31 - Mapa de inundação para um período de retorno de 2 anos para a zona sul do canal



Figura 32 - Mapa de inundação para um período de retorno de 5 anos para a zona norte do canal



Figura 33 - Mapa de inundação para um período de retorno de 5 anos para a zona sul do canal



Figura 34 - Mapa de inundação para um período de retorno de 10 anos para a zona norte do canal



Figura 35 - Mapa de inundação para um período de retorno de 10 anos para a zona sul do canal



Figura 36 - Mapa de inundação para um período de retorno de 20 anos para a zona norte do canal



Figura 37 - Mapa de inundação para um período de retorno de 20 anos para a zona sul do canal



Figura 38 - Mapa de inundação para um período de retorno de 50 anos para a zona norte do canal



Figura 39 - Mapa de inundação para um período de retorno de 50 anos para a zona sul do canal



Figura 40 - Mapa de inundação para um período de retorno de 100 anos para a zona norte do canal



Figura 41 - Mapa de inundação para um período de retorno de 100 anos para a zona sul do canal

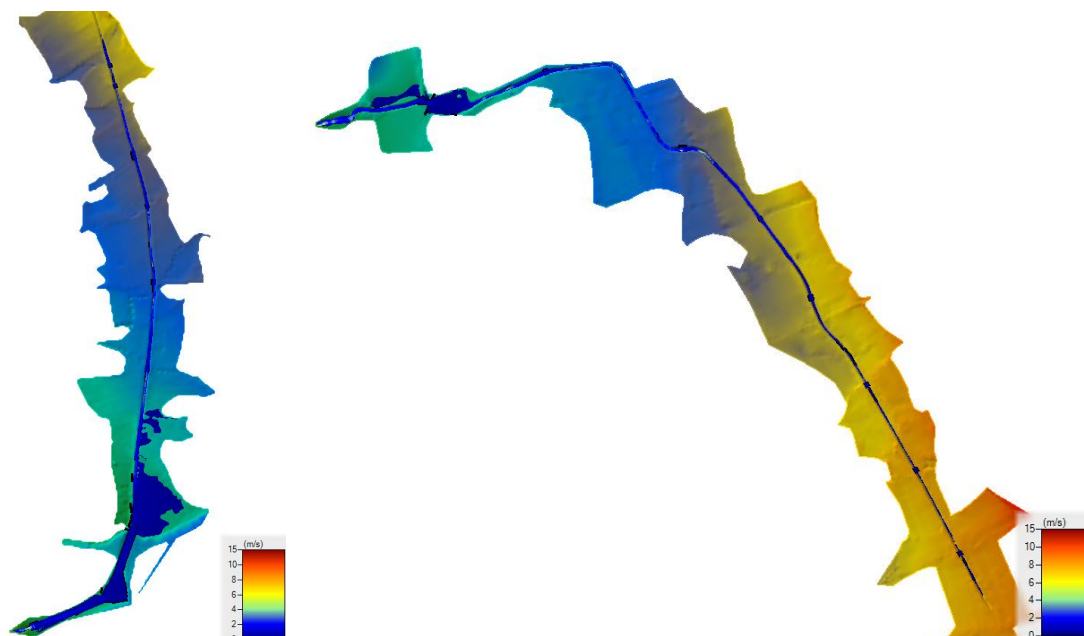


Figura 42 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 2 anos

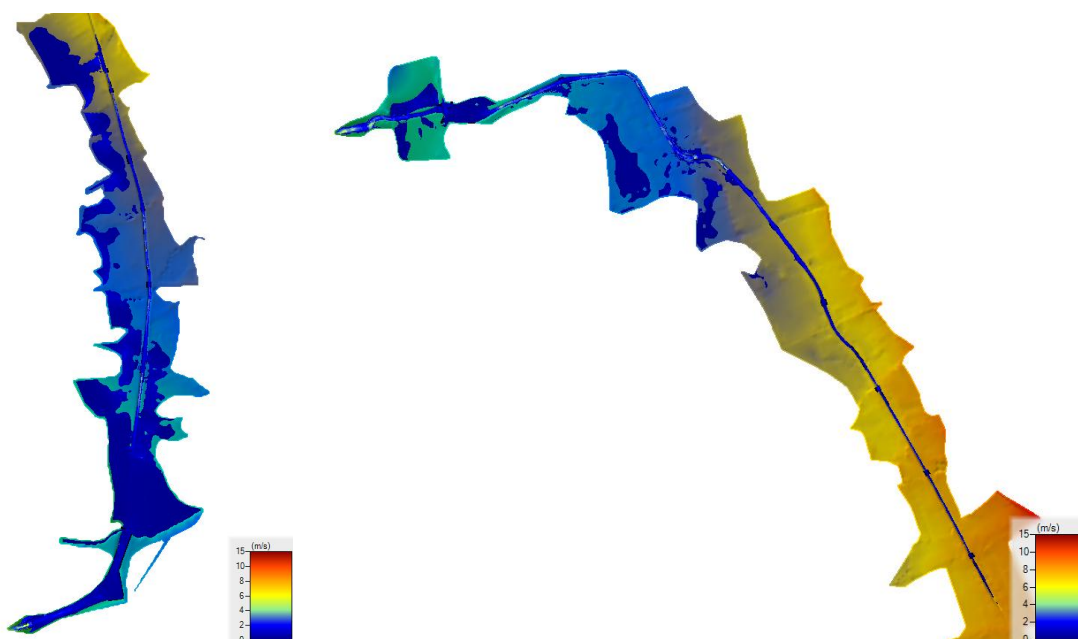


Figura 43 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 5 anos

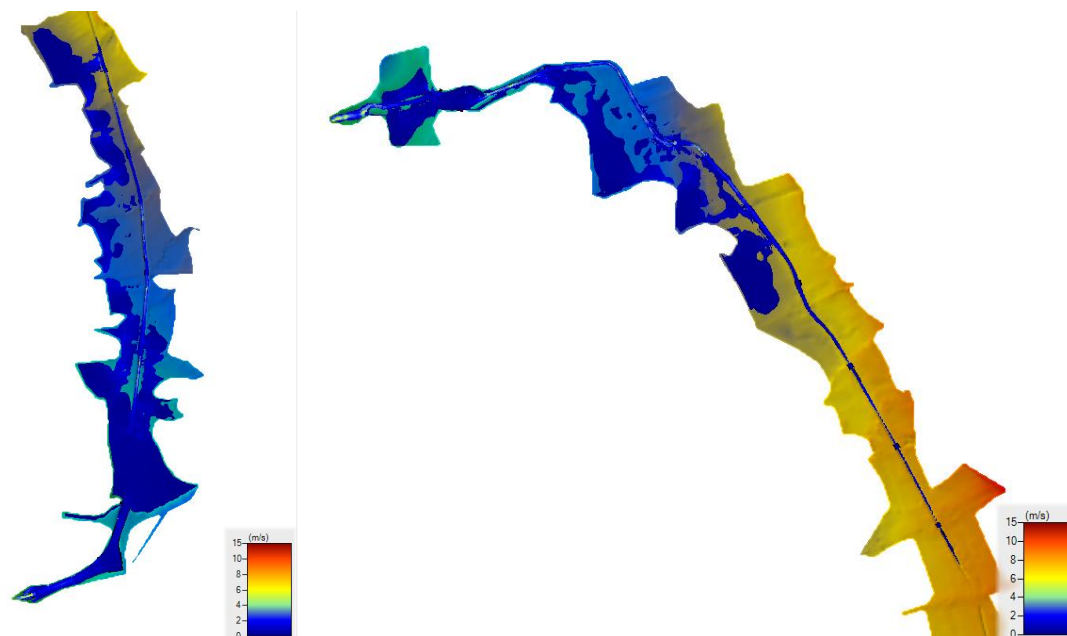


Figura 44 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 10 anos

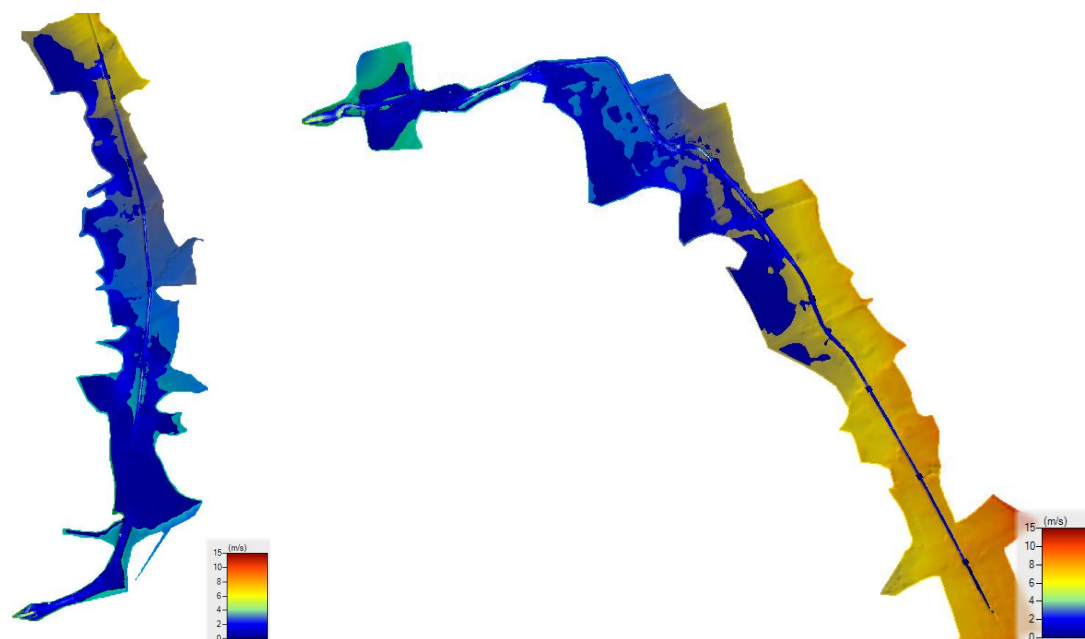


Figura 45 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 20 anos

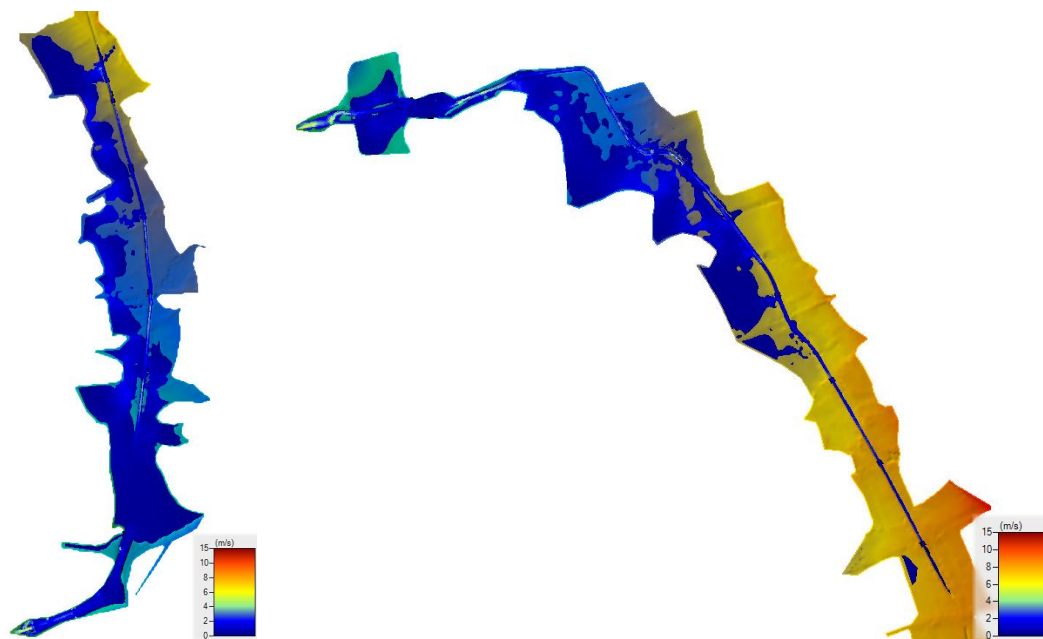


Figura 46 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 50 anos

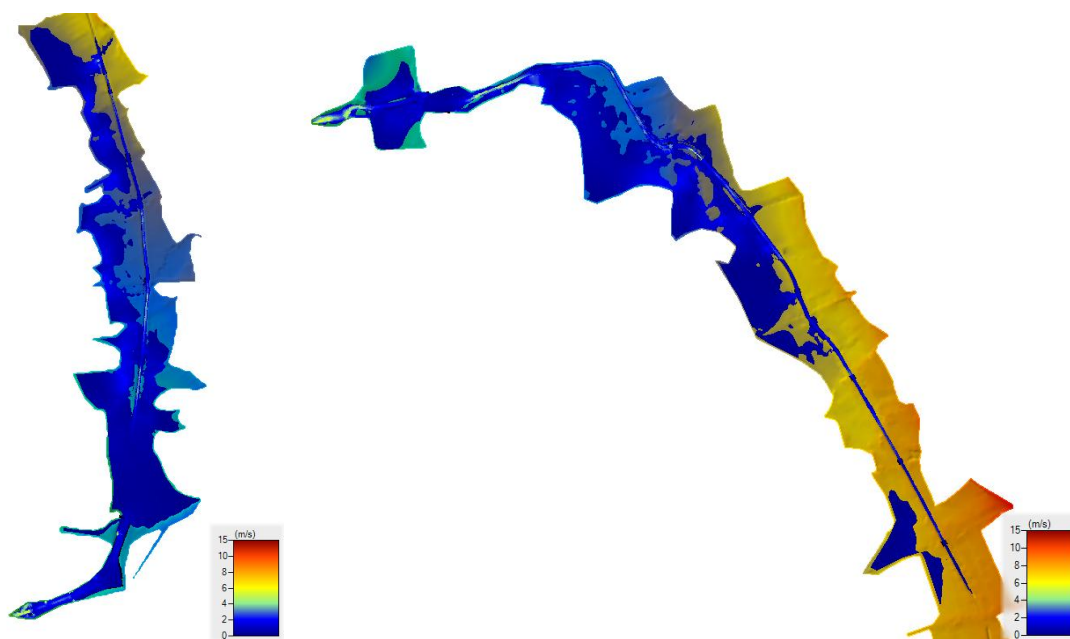


Figura 47 - Velocidade de escoamento no caso de Esposende para períodos de retorno de 100 anos

Como é possível observar na Figuras X, a velocidade de escoamento no Canal Intercetor de Esposende encontra-se quase sempre perto dos 2 m/s, tendo só alguns pontos em que sobe para valores a rondar os 4 m/s para alguns períodos de retorno.

Como demonstrado, o sistema protege o núcleo urbano de Esposende contra cheias e inundações para eventos com períodos de retorno de 2 anos, com exceção de áreas agrícolas específicas, localizados a sul, cuja inundação está deliberadamente prevista para o amortecimento do caudal. Para episódios de precipitação com períodos de retorno de 5 e 10 anos, a inundação permanece circunscrita aos campos agrícolas. Mesmo nas secções onde se verifica a saída de água do leito para o lado da cidade, a cota da

linha de água mantém-se abaixo do nível de perigo para o edificado. O risco de inundação na cidade de Esposende apenas se torna efetivo para eventos de intensidade superior a estes limiares.

4.4 RIO ESTE

4.4.1 Caracterização geral

O troço do rio Este, que irá ser alvo de uma intervenção, integra a região hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2), no noroeste de Portugal continental. O projeto desenvolve-se na bacia da massa de água superficial identificada pelo código PT02AVE0117 (APA, 2012), abrangendo um segmento de aproximadamente 700 m. Geograficamente, a totalidade do troço em estudo situa-se no concelho de Braga (Figura 33). Do ponto de vista administrativo, este é partilhado pelas Uniãos de Freguesias de Lomar e Arcos e de Ferreiros e Gondizalves (E.Rio, 2025).

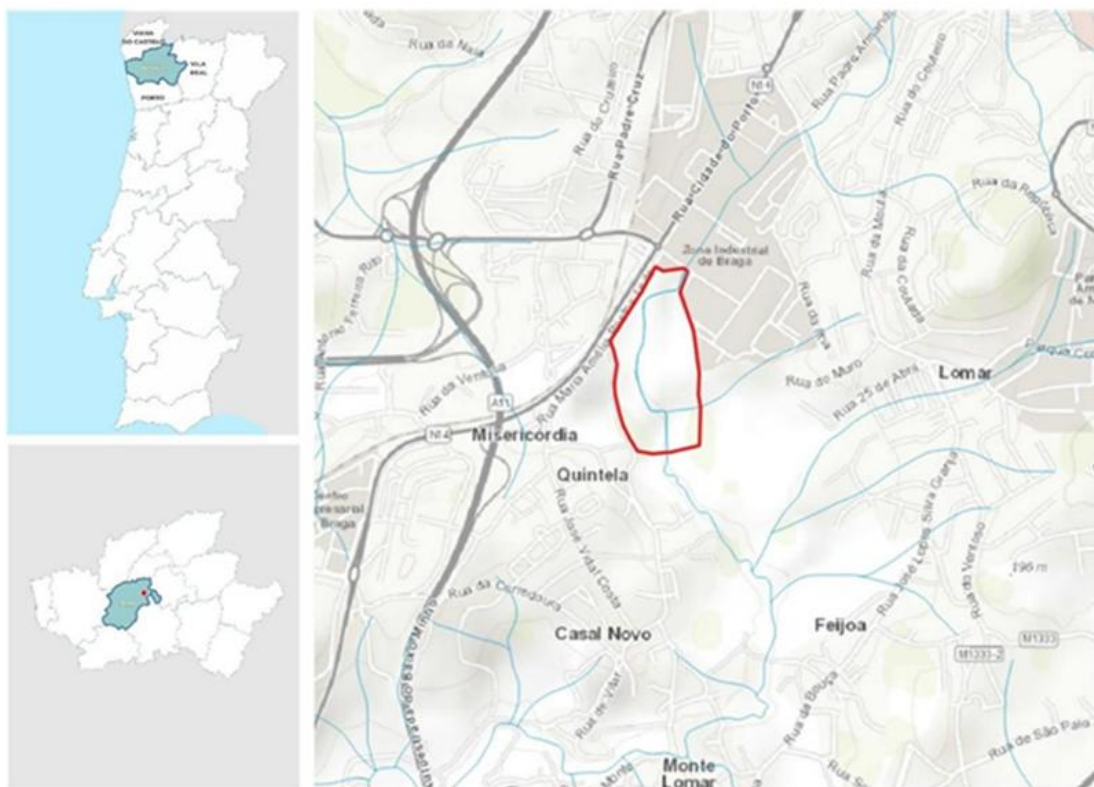
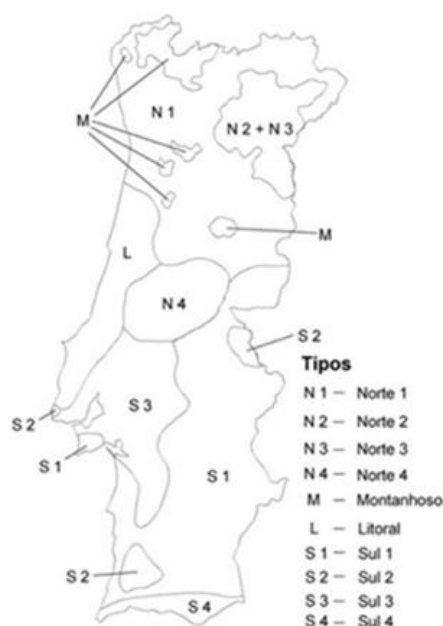


Figura 48 – Enquadramento territorial da área de intervenção (E.Rio, 2025)

A análise do contexto demográfico sublinha a urgência da intervenção proposta. De acordo com os dados dos censos de 2021, o concelho de Braga regista um total de 201 583 habitantes, com uma elevada concentração populacional nas freguesias que partilham o segmento do rio Este (17241 residentes numa área de 8.27 km²). Esta distribuição traduz-se numa excecional densidade populacional de aproximadamente 2085 hab/km². Esta saturação demográfica e a consequente pressão pelo uso e ocupação do solo exercem um constrangimento significativo e contínuo sobre o corredor ribeirinho, elevando o potencial de conflito entre o desenvolvimento humano e a dinâmica natural do sistema fluvial.

O troço em análise constitui um exemplo paradigmático dos problemas resultantes da antropização intensa e, frequentemente, desregulada da paisagem. A área é caracterizada por ser um espaço de transição com grande potencial de desenvolvimento urbano e industrial, ladeado por densos aglomerados habitacionais e complexos industriais consolidados. Esta proximidade e a expansão ocorrida a partir de meados do século XX resultaram numa extensa impermeabilização do solo, o que compromete drasticamente a permeabilidade e a capacidade de retenção natural da bacia. Funcionalmente, este corredor ribeirinho foi transformado num recetor de águas pluviais provenientes de uma porção significativa da malha urbana de Braga. O volume acrescido e a velocidade do fluxo hídrico, que antes seria amortecido pelo solo permeável, são descarregados diretamente neste sistema fluvial artificializado (E.Rio, 2025).

O rio Este é classificado como um curso de água de pequena dimensão (Figura 34), da região norte de Portugal. O seu percurso totaliza aproximadamente 45 km e a sua nascente localiza-se na área de transição entre a serra do Carvalho e a serra dos Picos. Ao longo do seu desenvolvimento, o rio Este atravessa os concelhos de Braga, Vila Nova de Famalicão e Póvoa de Varzim, antes de desaguar no rio Cávado, na freguesia de Touguinha, do município de Vila do Conde. O segmento específico do rio que constitui o objeto de análise deste estudo está situado no setor intermédio da bacia hidrográfica do rio Este. Esta localização é crucial para a compensação da dinâmica fluvial, uma vez que capta as influências hidrológicas e antrópicas de montante e insere-se numa área de alta pressão urbana e industrial (E.Rio, 2025).



Tipologia de Rios em Portugal Continental e respectiva codificação

Designação dos Tipos de Rios	Código
Rios Montanhosos do Norte	M
Rios do Norte de Pequena Dimensão	$N1 \leq 100 \text{ km}^2$
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	$N1 \geq 100 \text{ km}^2$
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	N2
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	N3
Rios de Transição Norte-Sul	N4
Rios do Litoral Centro	L
Rios do Sul de Pequena Dimensão	$S1 \leq 100 \text{ km}^2$
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	$S1 \geq 100 \text{ km}^2$
Rios Montanhosos do Sul	S2
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	S3
Calcários do Algarve	S4
Rios Grandes do Norte (Rios Minho e Douro)	GR Norte
Rios Grandes do Centro (Rio Tejo)	GR Centro
Rios Grandes do Sul (Rio Guadiana)	GR Sul

Figura 49 – Tipologia de rios de Portugal Continental (E.Rio, 2025)

O segmento do rio Este em estudo (Figura 35) estende-se ao longo de um troço com 700 m de comprimento e está contido na ARPSI de Braga, designada com o código PTRH2Este01, uma zona classificada como tal na sequência da magnitude de diversas inundações, que têm vindo a afetar gravemente a população e as atividades económicas (E.Rio, 2025).

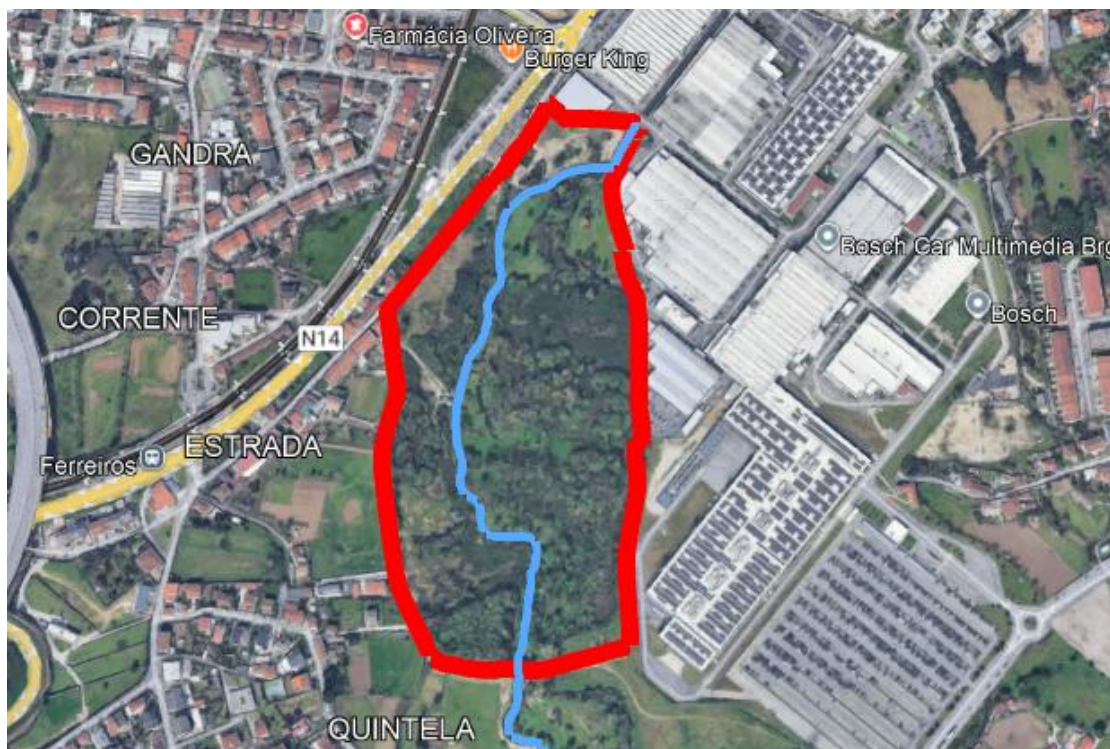


Figura 50 – Área do caso de estudo do rio Este

4.4.2 Problemáticas

O local de intervenção é uma área fortemente modificada pela urbanização e pela deposição de resíduos, funcionando como ponto de convergência parcial para o escoamento pluvial de Braga. Esta degradação e a drenagem urbana concentrada amplificam a dimensão e os efeitos dos eventos de cheia (E.Rio, 2025).

As inundações (Figura 36) são frequentes na zona envolvente, causando acumulação de água em ruas e edifícios adjacentes, como unidades do parque industrial e um edifício habitacional. As causas deste fenómeno residem em dois fatores principais: a elevação repentina do rio Este, que sobrecarrega os coletores de águas pluviais (Figura 37) que nele desagüam, e a redução da capacidade de escoamento do rio devido ao assoreamento e obstruções no seu leito. O impacto desta situação estende-se para além dos elementos mencionados, afetando outras infraestruturas e atividades, que se encontram expostas ao risco. A ficha da ARPSI (APA, 2023a) elenca estes pontos vulneráveis, nomeadamente diversas estruturas de carácter sensível: EB1/J1 de Ponte Pedrinha, junta de freguesia de Celeirós, Dierum – educação infância e JI do centro social de Celeirós e potenciais fontes de contaminação, como as ETAR da entidade gestora AGERE e o posto de abastecimento de combustível da petrolíquido (E.Rio, 2025).



Figura 51 – Zona inundada da área de intervenção



Figura 52 – Descarga do coletor de águas pluviais

Para aferir o estado atual do presente caso de estudo, recorreu-se à aplicação do Índice de Reabilitação de Rios (IRR) (Teiga, 2011), cujos resultados detalhados se encontram compilados na Tabela 14 (E.Rio, 2025).

O IRR foi selecionado por constituir uma metodologia de avaliação abrangente, concebida para fornecer um diagnóstico geral e holístico da condição hidromorfológica e socioecológica de qualquer curso de água, seja ele um rio de maior dimensão ou uma ribeira. O seu funcionamento baseia-se num rigoroso processo de caracterização de campo, onde se procede à coleta e obtenção de um vasto conjunto de dados organizados em diversas componentes de avaliação críticas (E.Rio, 2025).

A informação detalhada resultante da caracterização pelo IRR revela-se indispensável para identificar e delimitar os problemas centrais, que afetam o curso de água e que exigem uma intervenção prioritária de reabilitação. Esta metodologia tem uma utilidade estratégica adicional e fundamental na gestão de projetos, pois permite comparar o estado de diferentes troços fluviais e hierarquizar as ações de reabilitação a serem executadas. Esta priorização é vital para a preparação e desenvolvimento de qualquer projeto, garantindo a maximização dos resultados face a objetivos de recuperação específicos (E.Rio, 2025).

O processo de avaliação em campo é formalizado através de uma ficha de caracterização padronizada, utilizada para o levantamento de dados, tanto de natureza qualitativa como quantitativa. Estes dados são agrupados em sete categorias principais, cada uma representando uma dimensão crítica do ecossistema fluvial, às quais são posteriormente atribuídos índices de avaliação:

- A – Dados Gerais;
- B – Qualidade da Água;
- C – Hidrogeomorfologia;
- D – Corredor Ecológico;
- E – Alterações Antrópicas;
- F – Participação Pública;
- G – Organização e Planeamento.

Cada uma destas sete componentes principais de avaliação desdobra-se num conjunto pormenorizado de subcomponentes (E.Rio, 2025).

Os resultados são apresentados numa escala de índices de avaliação graduados de I a V, que refletem o estado de conservação do curso de água:

- I – Muito Bom;
- II – Bom;
- III – Duvidosa;
- IV – Má;
- V – Muito Má.

É crucial notar que a classificação final do índice, para cada componente individual de avaliação (A a G), é determinada pela avaliação mais crítica atribuída a qualquer um dos seus subcomponentes. Este critério conservador garante que, uma única falha grave impeça que a componente de atingir uma classificação superior, focando a atenção nas áreas que demonstram maior urgência de intervenção (E.Rio, 2025).

Tabela 14 – Classificação do IRR do rio Este, em 2024 (E.Rio, 2025)

COMPONENTES DE AVALIAÇÃO	CLASSIFICAÇÃO
A. Dados Gerais	II
B. Qualidade da Água	II
B1. Físico-químicas e bacteriológicas	II
B2. Ecológicas	IV
C. Hidrogeomorfologia	IV
C1. Regime Hidrológico	III
C2. Características geomorfológicas	IV
D. Corredor ecológico	III
D1. Vegetação	III
D2. Habitat	III
D3. Fauna	II
E. Alterações Antrópicas	IV
E1. Poluição	IV
E2. Construções	II
E3. Exploração	III
F. Participação Pública	IV
F1. Disponibilidade de informação	III
F2. Envolvimento Público	IV
F3. Ação	III
G. Organização e Planeamento	III
G1. Legislação	III
G2. Estratégia, planos de ordenamento e gestão	II
G3. Intervenções de melhoria	III
IRR	IV

Após a fase de recolha de dados de campo, todo o volume de informação obtido é submetido a um rigoroso processo de tratamento, codificação e reorganização. Estes dados são subseqüentemente classificados de forma sistemática, tanto ao nível de cada ponto amostrado (designado como secção de caracterização) como para a totalidade do troço fluvial em estudo (Teiga, 2011). A visualização e interpretação imediata dos resultados desta análise são facilitadas pela representação gráfica, conforme se pode observar na Figura 38, que oferece um panorama claro dos índices obtidos para o troço específico que está a ser avaliado (E.Rio, 2025).

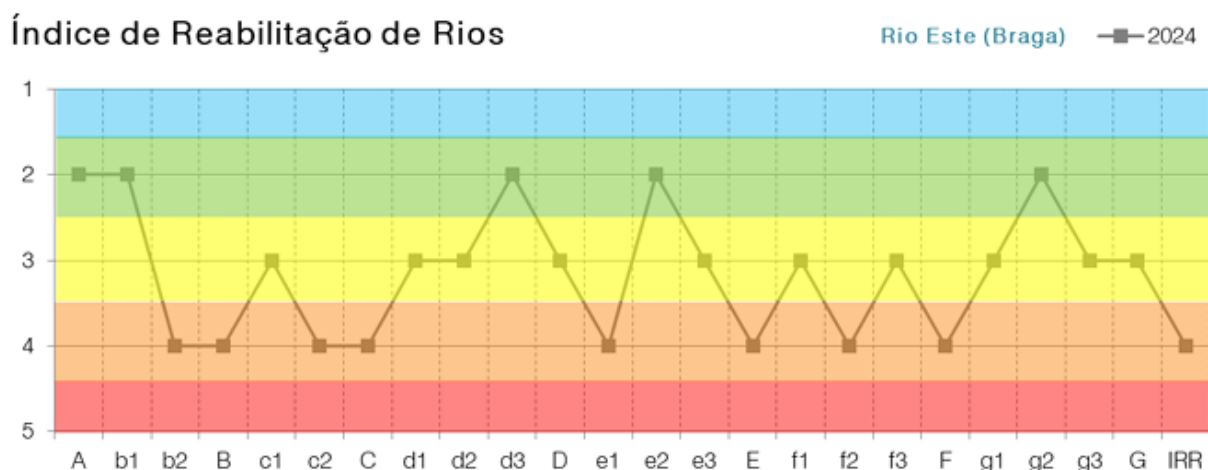


Figura 53 - Classificação do IRR do rio Este, em 2024 (E.Rio, 2025)

A análise dos resultados do IRR, permite identificar as áreas que requerem atenção prioritária, assinaladas pelos índices mais desfavoráveis. Neste troço, em particular, os aspetos mais críticos e urgentes para melhoria incluem:

- As características geomorfológicas: a condição física do leito e margens do rio revelam problemas de artificialização, assoreamento e instabilidade na dinâmica natural;
- O nível de exploração do domínio hídrico: observa-se uma exploração intensa dos recursos fluviais e ribeirinhos para fins agrícolas e florestais, o que compromete a integridade e a resiliência do ecossistema;
- O reduzido envolvimento da população: a reduzida participação ativa da comunidade na vigilância e proteção do rio Este e dos seus recursos naturais constitui um fator limitante para a sustentabilidade de futuros projetos de reabilitação (E.Rio, 2025).

Em última análise, os resultados do IRR munem os decisores políticos, técnicos ambientais e gestores de recursos hídricos com uma ferramenta de diagnóstico robusta, a partir da qual podem conceber e implementar soluções de gestão e reabilitação, ajustadas às necessidades intrínsecas dos rios e ribeiras analisados (E.Rio, 2025).

4.4.3 Solução proposta

Neste capítulo, é detalhada a proposta de adaptação territorial prevista para reforçar a resiliência hidráulica e ecológica deste segmento do rio Este em análise. O objetivo primordial desta intervenção é promover uma redução significativa da área de risco de inundação e, consequentemente, diminuir a vulnerabilidade da comunidade local face aos impactos destrutivos das cheias e das subidas repentinas do caudal do rio. A estratégia central para a resolução destas problemáticas assenta em dois pilares principais:

- Criação de uma bacia de retenção: infraestrutura hídrica de contenção composta por espaços inundáveis diferenciados, a funcionar como um mecanismo de segurança natural, capaz de absorver e armazenar volumes de água excessivos durante eventos extremos, amortecendo o pico de cheia e protegendo as áreas urbanas circundantes;
- Reperfilamento e renaturalização fluvial: ações de renaturalização e reperfilamento do leito do rio e da zona ribeirinha envolvente, destinadas a restaurar as funções ecológicas e morfológicas

naturais do curso de água, melhorando a sua capacidade de escoamento e, simultaneamente, promovendo a recuperação da biodiversidade (E.Rio, 2025).

Estas intervenções serão formalizadas através da criação do Parque Ecológico do rio Este (Figura 39). Este parque não constitui apenas uma infraestrutura de defesa contra cheias, mas afirma-se como um elemento vital na paisagem, concebido para se conectar de forma integrada com as redes de infraestruturas já existentes e planeadas (E.Rio, 2025).

O parque ecológico é concetualizado como um espaço de utilização mista, estruturado em duas grandes categorias de áreas funcionais:

A. Áreas de foco natural e ecológico; destinadas à reabilitação e conservação da natureza, estas áreas maximizam a função ecológica e a gestão hídrica natural:

- Galeria ribeirinha e núcleos de vegetação: recuperação e plantação de vegetação autóctone para estabilização das margens e melhoria do habitat;
- Espaços de inundação preferencial e charcos: zonas baixas dedicadas ao armazenamento temporário de água, essenciais para a retenção de cheias e como habitat para espécies aquáticas e anfíbios;
- Sistemas permeáveis de drenagem natural: soluções baseadas na natureza para a gestão eficiente do escoamento superficial;
- Zonas de conservação da biodiversidade: espaços dedicados à proteção ativa da fauna e flora locais.

B. Áreas de foco social e de usufruto público; concebidas para promover a educação ambiental, o lazer e a interação comunitária, estas áreas tornarão o rio num ativo social:

- Infraestruturas de acesso: inclui portas de entrada e uma área de parque de estacionamento para facilitar a fruição pública;
- Percursos e zonas de estadia: caminhos pedonais e cicláveis complementados por zonas dedicadas à observação da Natureza e recreio passivo;
- Espaço aberto multifuncional (LabRios+ Cheias): área flexível para atividades de educação ambiental e *workshops* sobre dinâmica fluvial e risco de cheias;
- Infraestruturas comunitárias: anfiteatros, zonas específicas para merendas e um pomar e horta comunitária para promoção da agricultura urbana sustentável, e zonas específicas para merendas;
- Zonas de prado aberto: amplas áreas em prado baixo destinadas ao recreio e lazer informal (E.Rio, 2025).



Figura 54 – Representação da visão geral da intervenção (E.Rio, 2025)

As intervenções propostas pela E.Rio encontram-se formalmente enquadradas na medida específica de proteção PTRH2PROT01 do PGRI-RH2. Estas ações estruturais, que incluem a criação da bacia de retenção e a renaturalização do rio, operam em sinergia com a otimização do sistema de drenagem de água pluviais dos arruamentos e infraestruturas adjacentes. Esta abordagem combinada é crucial, pois resulta num aumento significativo do **volume de encaixe**, elevando a capacidade de retenção do sistema fluvial e da paisagem circundante, principalmente durante os eventos de precipitação intensa (E.Rio, 2025).

O impacto desta melhoria é profundo e direto: ao aumentar o encaixe, minimiza-se a subida repentina e abrupta do caudal do rio e, simultaneamente, aumenta-se o tempo de concentração da bacia hidrográfica, devido ao aumento da rugosidade do solo. Este prolongamento é um fator determinante para a redução da velocidade de escoamento e das respetivas tensões de arrastamento associadas, mitigando os impactos das inundações na vasta área urbana envolvente. A redução da força e da velocidade de escoamento é vital para proteger infraestruturas sensíveis (habitações, parque industrial, os arruamentos, bem como outras estruturas cruciais de serviços de apoio), áreas produtivas (campos agrícolas que circundam o troço) e outros espaços artificializados, com património material associado, incluindo no aglomerado urbano de Celeirós.

4.4.4 Modelação hidráulica

Para o caso de estudo do rio Este, adotou-se uma metodologia distinta da utilizada no caso de Esposende. Neste caso, a determinação da diferença no risco de cheias não pode basear-se apenas na análise da situação proposta, sendo necessário realizar uma modulação hidráulica que englobe dois cenários distintos:

1. Situação existente: replica o comportamento do rio Este nas suas condições atuais, permitindo estabelecer a linha de base do risco de inundação atual;

2. Situação proposta: incorpora as alterações propostas para o curso de água, refletindo o impacto das medidas de intervenção.

Esta abordagem binária é essencial, uma vez que a comparação direta entre os dois cenários permite validar a eficácia da solução e quantificar, com rigor, os benefícios hidráulicos da intervenção.

A Figura 40 apresenta o MDT da situação existente para o troço do rio Este, elaborado com base nos dados do levantamento topográfico fornecido pelo município de Braga.

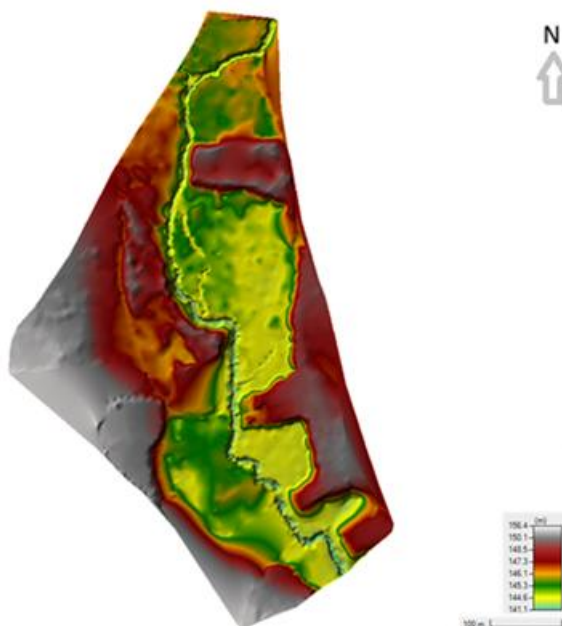


Figura 55 – MDT da situação existente do troço do rio Este

Na Figura 41, apresenta-se o MDT correspondente à situação proposta, no qual se evidenciam as alterações de cotas efetuadas no terreno, devido às escavações previstas no local, para a implementação do projeto.

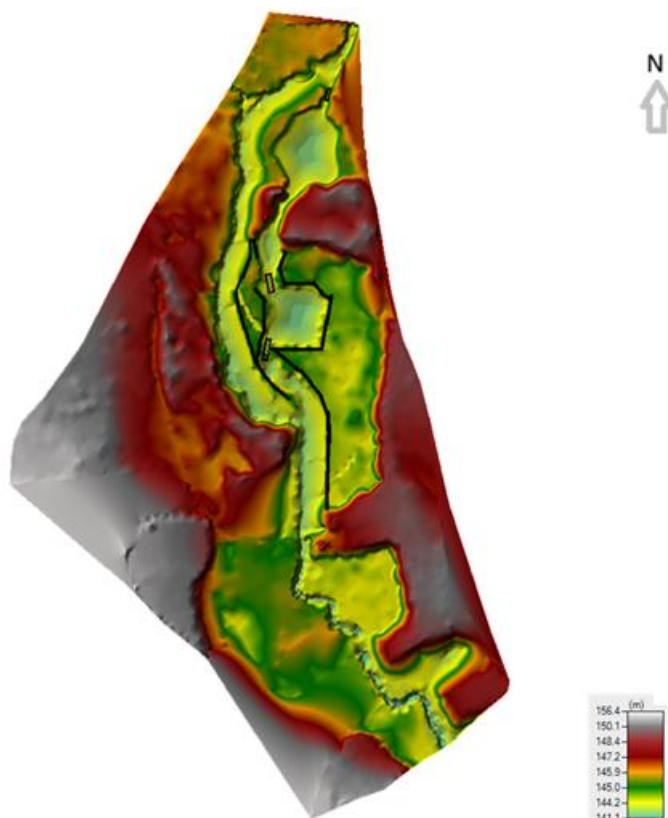


Figura 56 – MDT da situação proposta para o troço do rio Este

Cálculo de caudais

Dado que a zona em estudo se encontra classificada como ARPSI, a APA dispõe de estudos detalhados sobre o rio Este. Consequentemente, para o ponto localizado mais a jusante, os valores do caudal de ponta de cheia encontram-se tabelados e validados na respetiva ficha de ARPSI (APA,2025), conforme sistematizado na Tabela 15.

Tabela 15 – Caudais da ficha de ARPSI (adaptado de APA, 2023)

Caudal ponta de cheia (m³/s)		
T20 (anos)	T100 (anos)	T1000 (anos)
133	178	246

Contudo, apesar da disponibilidade destes dados, os valores da Tabela 15 não podem ser aplicados diretamente à área de intervenção. Isto deve-se ao facto do ponto mais a jusante da área do projeto se encontrar significativamente afastado do ponto de referência da APA, usado para retirar os valores para os caudais da Tabela 15, apresentando caudais excessivamente elevados para a realidade local. A utilização destes valores conduziria ao sobredimensionamento das soluções projetadas, elevando desnecessariamente os custos de construção.

Desta forma, para garantir o rigor técnico e a viabilidade financeira do projeto, procedeu-se ao cálculo dos caudais existentes de ponta de cheia específicos para o troço do rio Este a intervir,

considerando a sua área real de drenagem e as respetivas características biofísicas do troço intervencionado.

Para o efeito, aplicaram-se os métodos racional e regional, uma abordagem viabilizada pela maior disponibilidade de dados hidrológicos relativos a esta linha de água.

O cálculo do tempo de concentração foi efetuado através da fórmula de Temez (Tabela 16, 17 e 18):

Tabela 16 – Dados rio Este

Cota nascente (m)	Cota foz (m)	L_b (km)	I_m (m/m)	A_b (km²)
460	140	12,76	0,004	26

$$tc = 0,3 \left(\frac{12,76}{0,025^{0,25}} \right)^{0,76} = 5,932 \text{ h} \quad (4.18)$$

Tabela 17 – Categorias de ocupação do solo

Categorias de ocupação do solo	Área (m²)	Área (%)
Agricultura	175,9	0,2
Florestas	106312,8	96
Matos	2377,7	2,1
Territórios artificializados	1856,6	1,7
Total	110723,0	100

Tabela 18 – Cálculo do coeficiente de escoamento

Megaclases	Coeficiente de escoamento	%	Total
Agricultura	0,400	0,2	0,001
Florestas	0,300	96	0,288
Matos	0,300	2,1	0,006
Territórios artificializados	0,700	1,7	0,012
Coeficiente de escoamento final			0,307

Na ausência de valores IDF específicos para Braga, o cálculo do caudal para o troço do rio Este em estudo fundamentou-se nos parâmetros de três regiões limítrofes: Porto (Tabela 19), Viana do Castelo (Tabela 20) e Vila Real (Tabela 21). O recurso a estas localizações justifica-se pela sua proximidade geográfica e semelhança climática com o local de intervenção.

Tabela 19 – Valores IDF Porto

Período de retorno (anos)	Coeficientes		Intensidade de precipitação (mm/h)	Caudal de ponta de cheia (m³/s)
2	a	209,89	5,97	47,64
	b	- 0,606		
5	a	268,60	7,33	58,51
	b	- 0,613		
10	a	303,74	8,10	64,63
	b	-0, 617		
20	a	334,95	8,82	70,44
	b	-0, 619		
50	a	372,82	9,65	77,03
	b	- 0,622		
100	a	399,66	10,22	81,62
	b	- 0,624		

Tabela 20 – Valores IDF Viana do Castelo

Período de retorno (anos)	Coeficientes		Intensidade de precipitação (mm/h)	Caudal de ponta de cheia (m³/s)
2	a	202,49	9,27	73,97
	b	- 0,525		
5	a	286,54	14,15	112,98
	b	- 0,512		
10	a	342,32	17,31	138,19
	b	- 0,508		
20	a	395,86	20,50	163,60
	b	- 0,504		
50	a	465,21	24,37	194,53
	b	- 0,502		
100	a	517,19	27,41	218,83
	b	- 0,500		

Tabela 21 – Valores IDF Vila Real

Período de retorno (anos)	Coeficientes		Intensidade de precipitação (mm/h)	Caudal de ponta de cheia (m³/s)
2	a	176,38	5,98	47,75
	b	- 0,576		
5	a	284,23	7,49	59,77
	b	- 0,619		
10	a	353,25	8,62	68,83
	b	- 0,632		
20	a	416,59	9,48	75,64
	b	- 0,644		
50	a	495,54	10,69	85,34
	b	- 0,653		
100	a	553,04	11,59	92,49
	b	- 0,658		

Com base nos parâmetros apresentados na Tabela 22, procedeu-se também ao cálculo do caudal do troço do rio Este, através da fórmula regional, cujos resultados se encontram sistematizados na Tabela 23.

Tabela 22 - Valores coeficientes para a RH2 (adaptado de APA, 2012)

Coeficientes	Período de retorno (anos)					
	2	5	10	20	50	100
C	2,4222	4,6414	6,1198	7,5426	9,3887	10,7740
n	0,7348	0,7021	0,6917	0,6850	0,6790	0,6758

Tabela 23 – Cálculo de caudais do rio Este com a fórmula regional

Curso de água	Área (km²)	Período de retorno (anos)					
		2	5	10	20	50	100
Rio Este	26	27	46	58	71	86	98

Após a análise comparativa, verificou-se que o caudal obtido para Viana do Castelo não poderá ser utilizado por ser mais elevado que o caudal tabelado, na ficha de ARPSI, para o período de retorno de 100 anos do ponto mais a jusante do rio Este. Entre as opções restantes, optou-se pelo método regional. O caudal obtido para um período de retorno de 100 anos é relativamente próximo nos três métodos mas, como o método utilizado para o cálculo de caudais no outro caso de estudo foi o método regional e o caudal estimado também é ligeiramente maior com esse método, para ser mais conservador, foi escolhido o método regional para o cálculo dos caudais.

Para a modelação hidráulica da situação existente, adotou-se um coeficiente de rugosidade de Manning de 0,020 (Ven Te Chow, 1973). Esta escolha justifica-se pela configuração do canal que, em grande parte do seu percurso, apresenta muros de pedra em detrimento de taludes naturais, conforme ilustrado na Figura 42. Em contrapartida, para a situação proposta, considerou-se um coeficiente de 0,024 – valor análogo ao aplicado ao Canal Intercetor de Esposende –, por ser um curso de água caracterizado por um fundo irregular e pela presença de vegetação (Ven Te Chow, 1973).



Figura 57 – Troço do rio Este

Para ambos os casos, nas condições fronteira (Figura X) foram definidos dois pontos, um ponto de entrada do caudal e outro de saída. No ponto de entrada foi colocado o caudal calculado para cada período de retorno, enquanto no final do escoamento foi colocado a inclinação média do canal de 0.4%.

Storage/2D Flow Areas		Boundary Condition
1	Perimeter 1 BCLine: inlet	Flow Hydrograph
2	Perimeter 1 BCLine: outlet	Normal Depth

Figura 58 - Condições fronteira do rio Este

Para a situação existente foi criada uma malha com tamanho 20 por 20 metros e, para obter maior precisão, foram criadas *breaklines* que seguem as margens do rio com espaçamento de 2 metros e repetidas uma vez. Já para a situação proposta, devido à instabilidade do modelo com a mesma malha,

foi preciso modificar esta, ficando com um tamanho de 40 por 40 metros e com *breaklines* com 10 metros de espaçamento ao longo das margens.

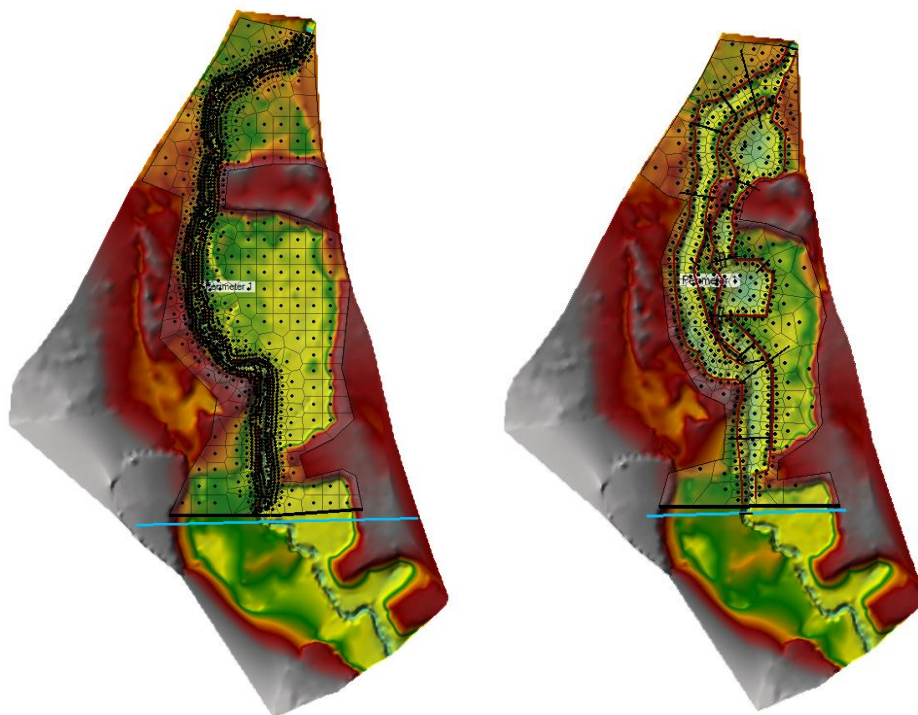


Figura 59 - Geometria para a situação existente e situação proposta do rio Este

4.4.5 Resultados

Nas Figuras X, podemos verificar que o número de Courant varia sempre entre valores próximos de 1, mantendo assim o modelo 2D estável.

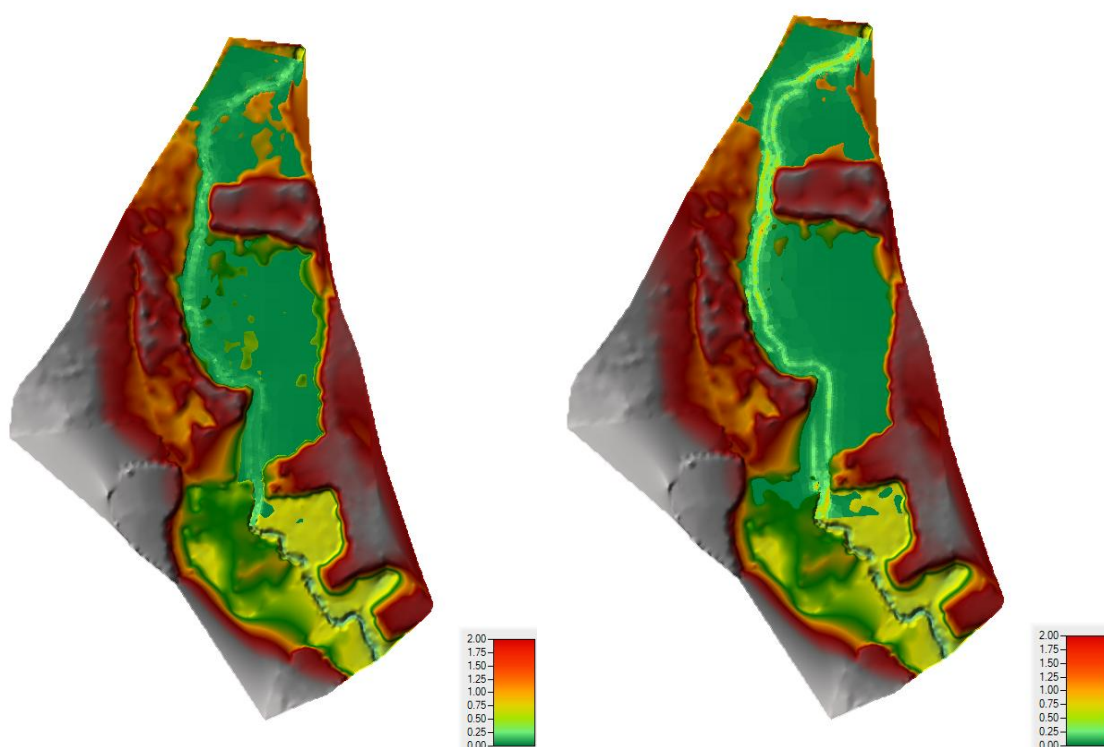


Figura 60 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos

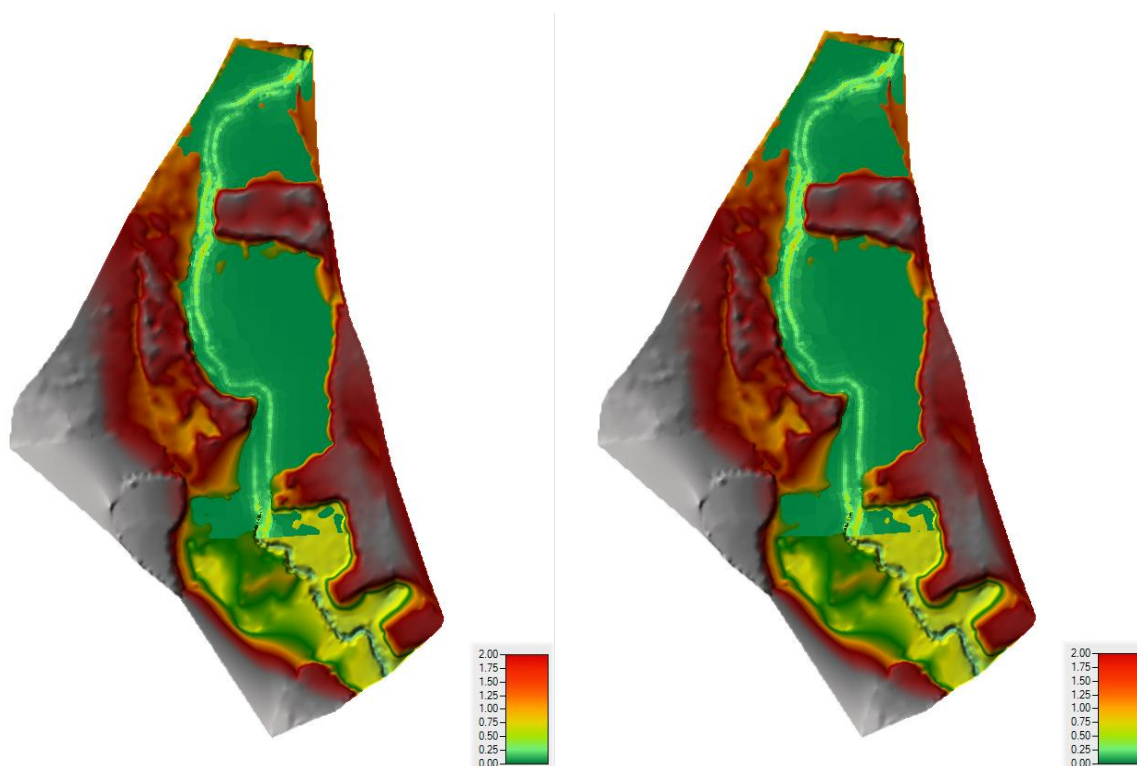


Figura 61 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos

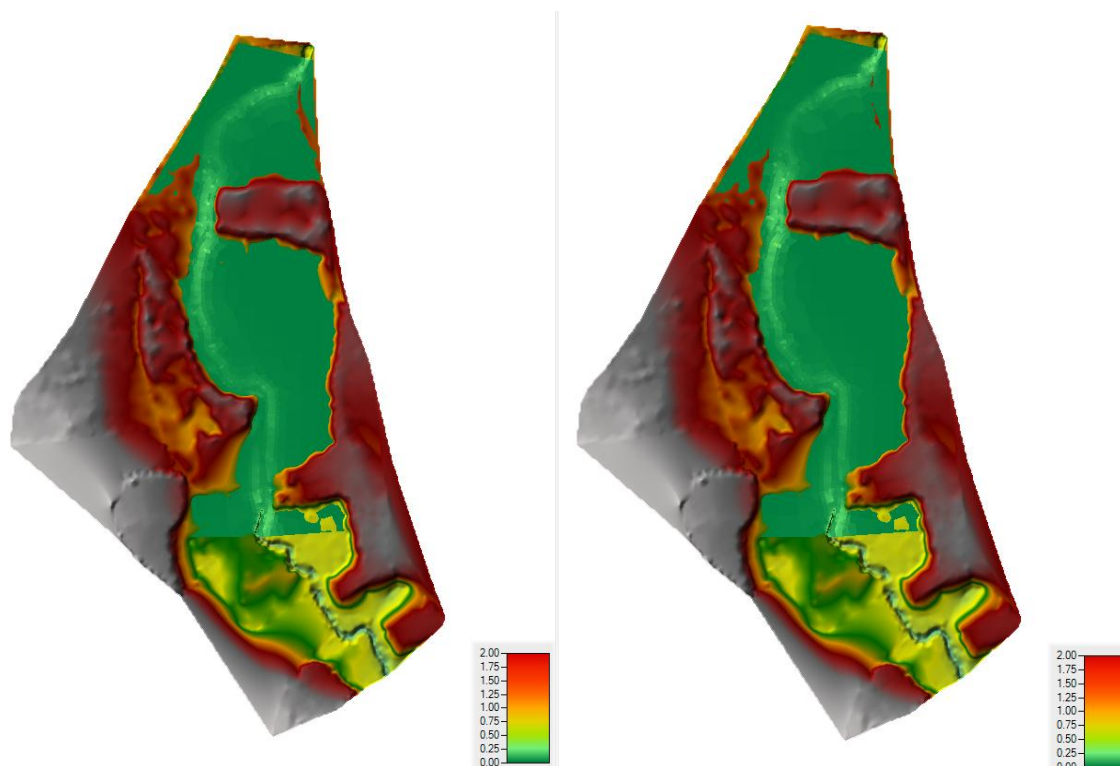


Figura 62 - Número de courant na situação existente do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos

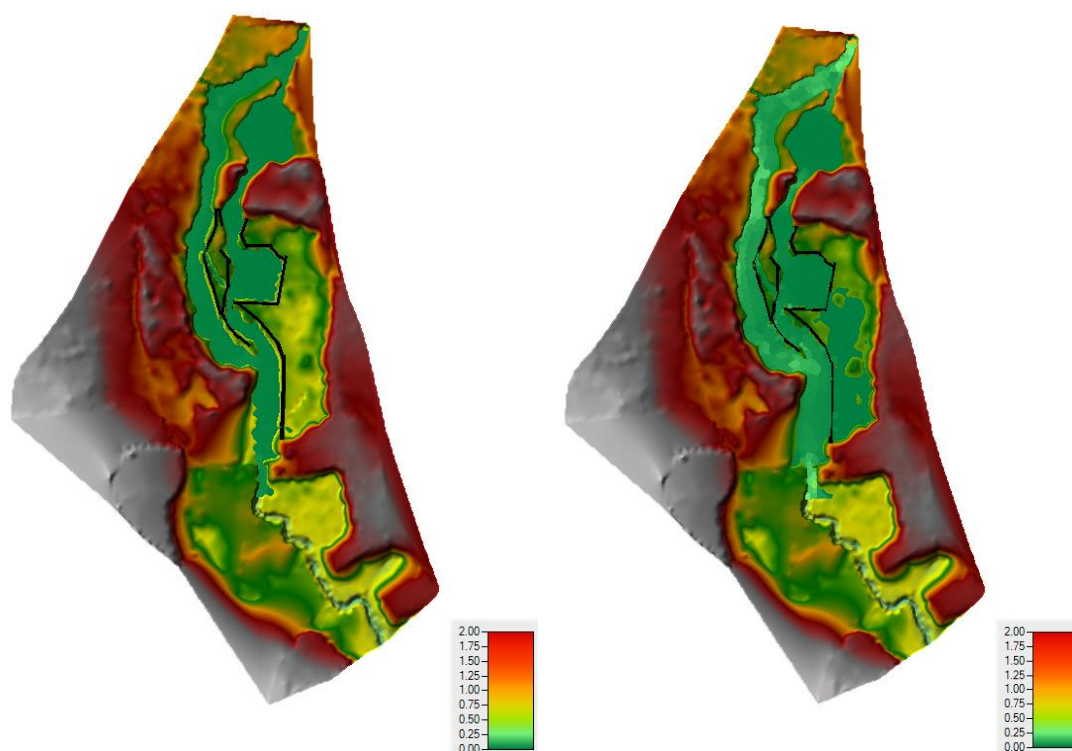


Figura 63 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos

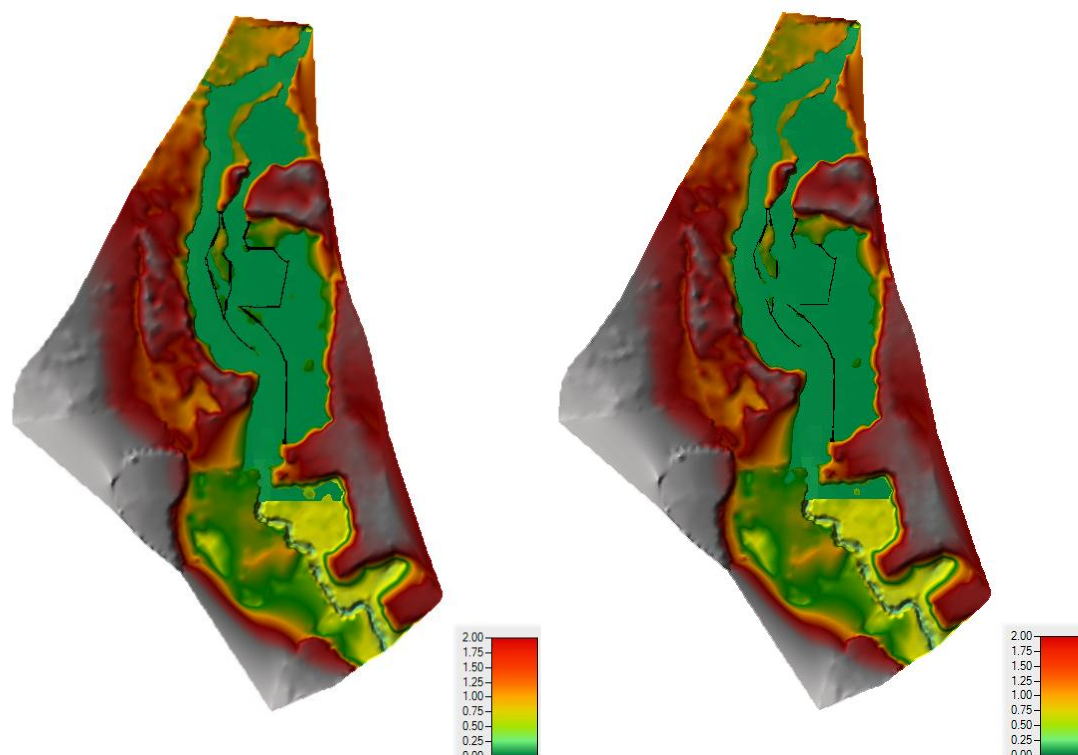


Figura 64 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos

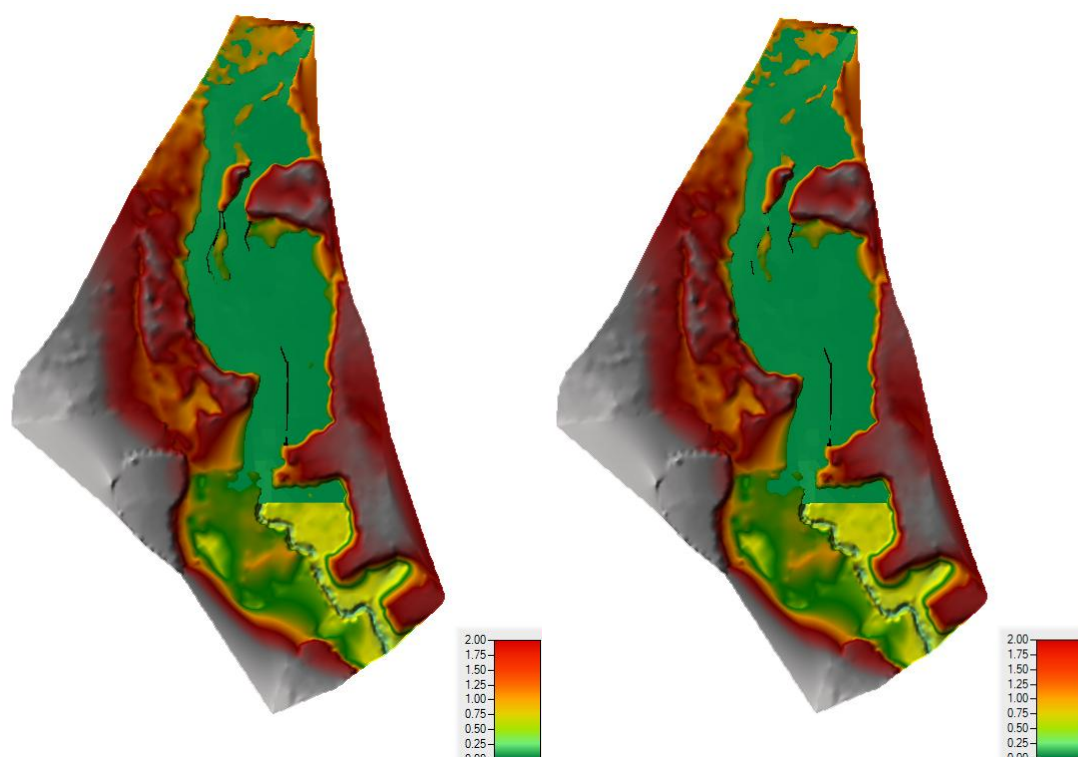


Figura 65 - Número de courant na situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos

Na situação existente a velocidade do escoamento (Figuras X) é relativamente baixa, aumentando só no ponto onde acontece estrangulamento do escoamento, devido à sua grande área de inundação. Enquanto na situação existente, como o escoamento concentra-se todo no canal para períodos de retorno de até 10 anos, a velocidade de escoamento poderia aumentar demasiado, mas como é possível observar nas Figuras X, esta tem valores aceitáveis. Devido às limitações do HEC-RAS, o mapa das velocidades para 5 a 10 anos têm uma zona inundada que não existe, por não haver galgamento das margens, mantendo o escoamento dentro do canal para esses escoamentos.

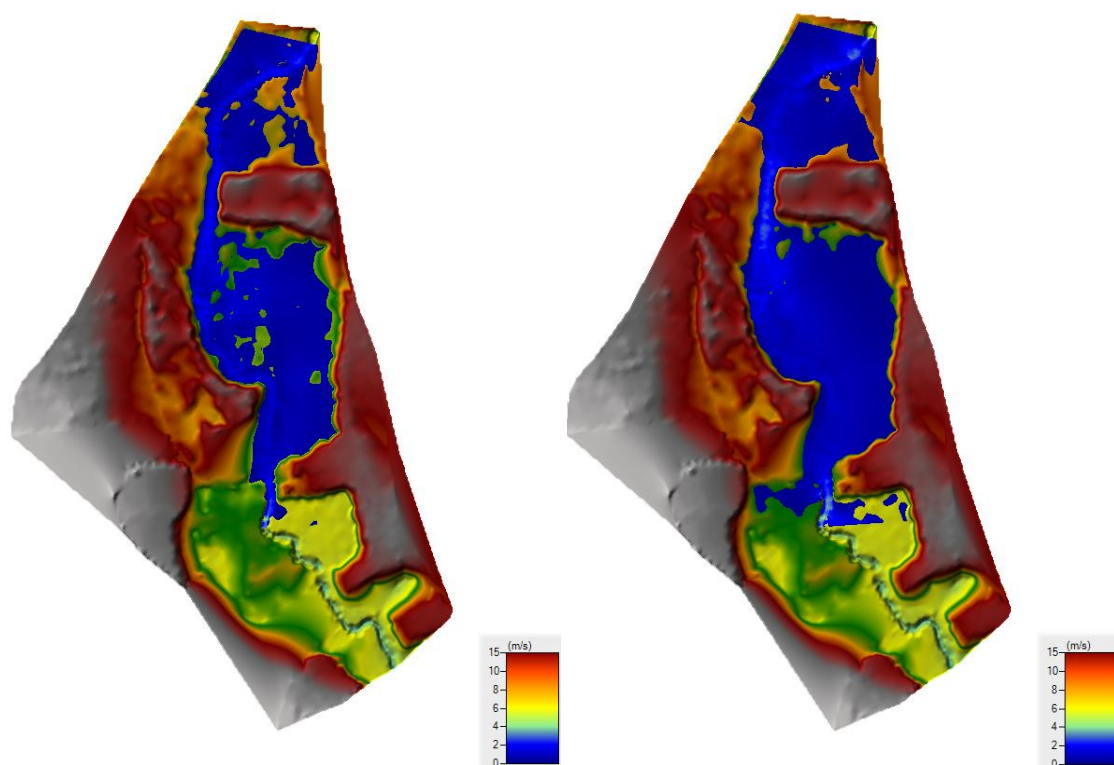


Figura 66 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos

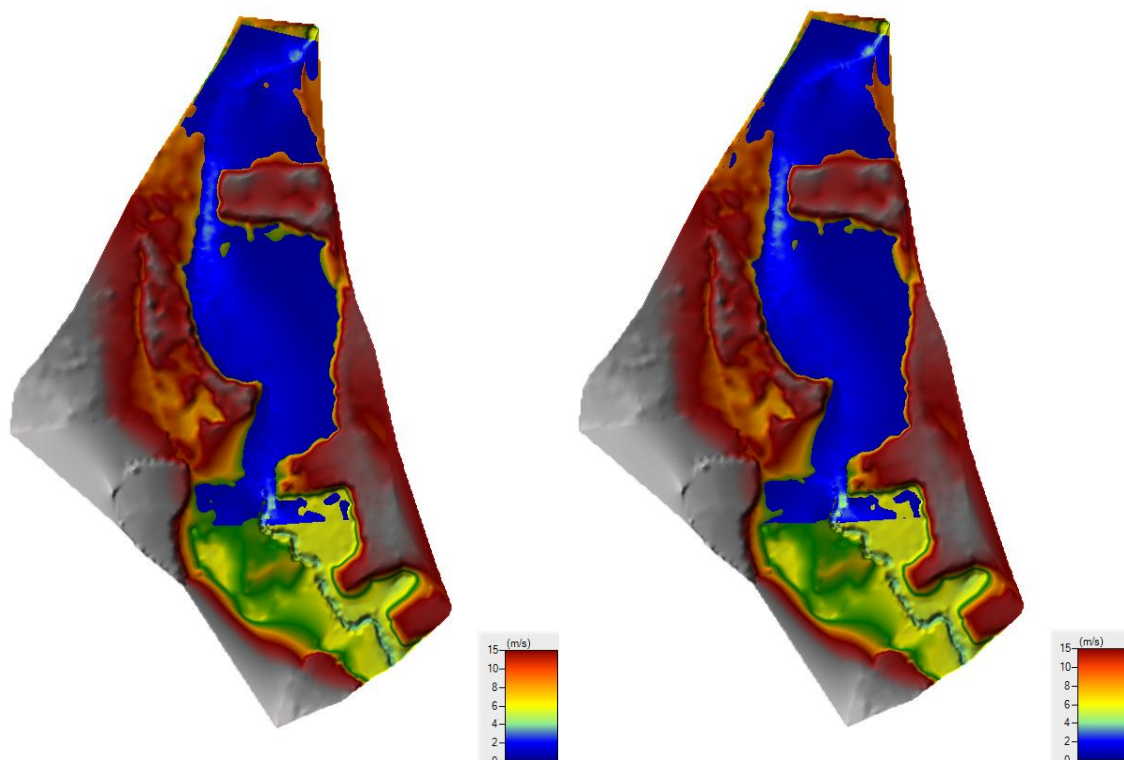


Figura 67 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos

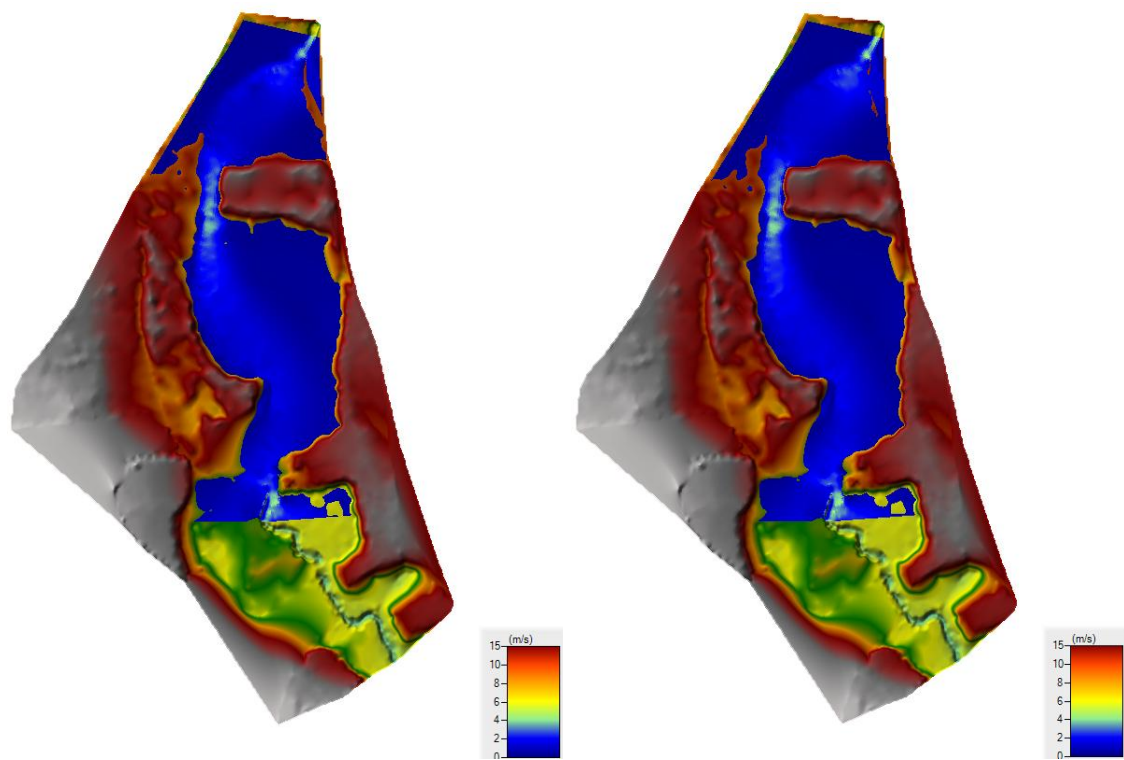


Figura 68 - Velocidade do escoamento para a situação existente do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos

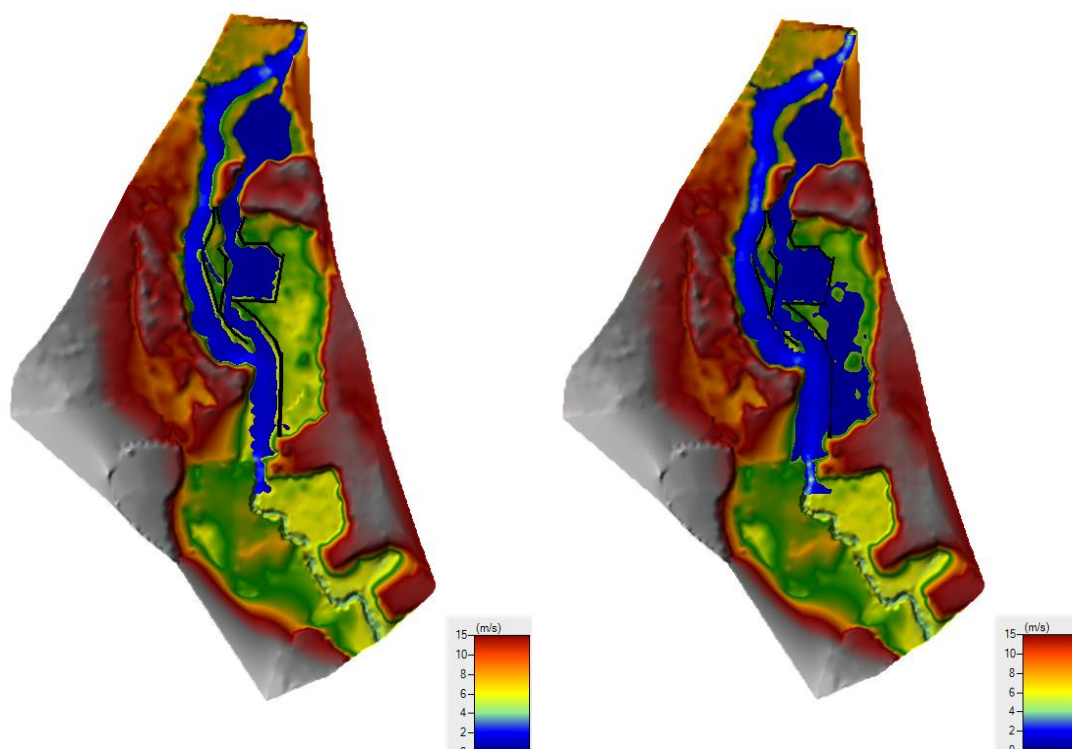


Figura 69 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 2 e 5 anos

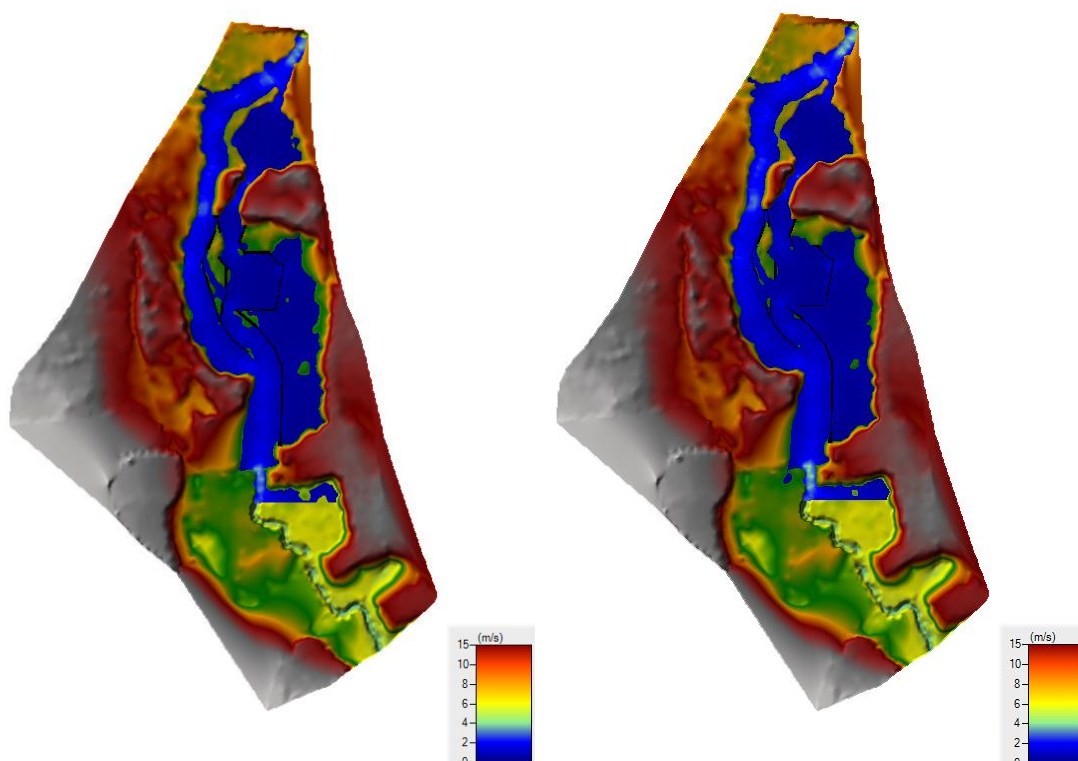


Figura 70 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 10 e 20 anos

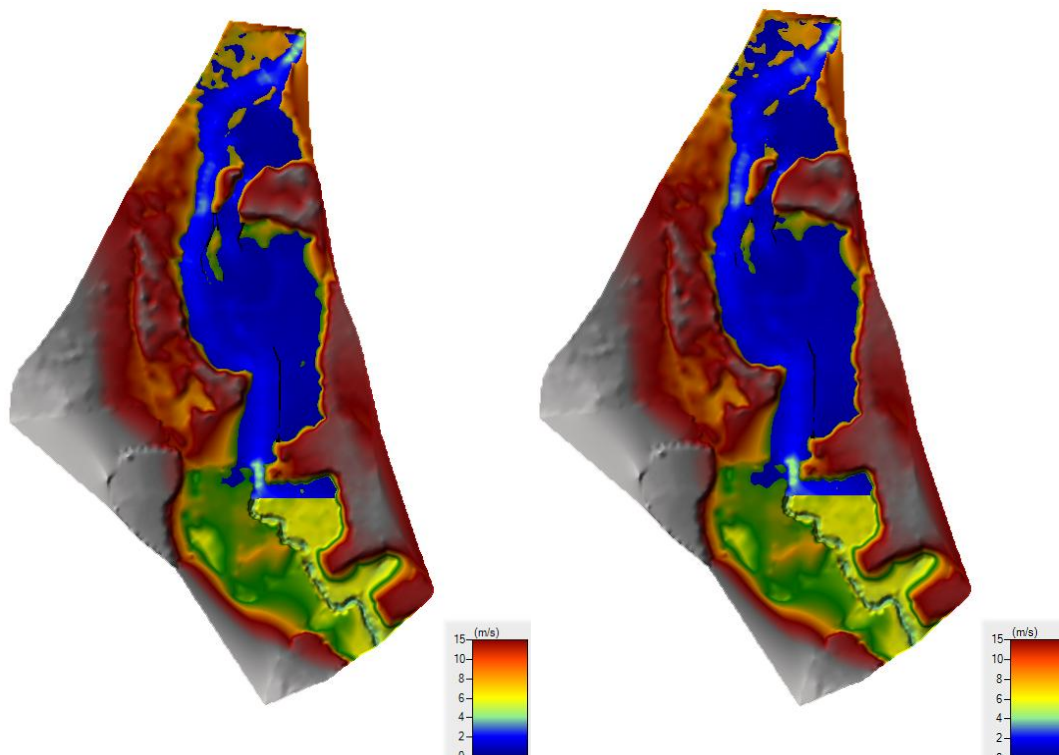


Figura 71 - Velocidade do escoamento para a situação proposta do rio Este para períodos de retorno de 50 e 100 anos

Nas Figuras 43, 44 e 45, é possível visualizar os mapas de inundação para a superfície existente em Braga. Como se pode verificar, para um período de retorno de 2 anos, a maior parte da área em estudo já se encontra inundada. Isto faz com que precipitações de elevada frequência se tornem perigosas e impossibilitem o escoamento das águas pluviais das zonas edificadas adjacentes, resultando em inundações nas áreas circundantes e danos associados.

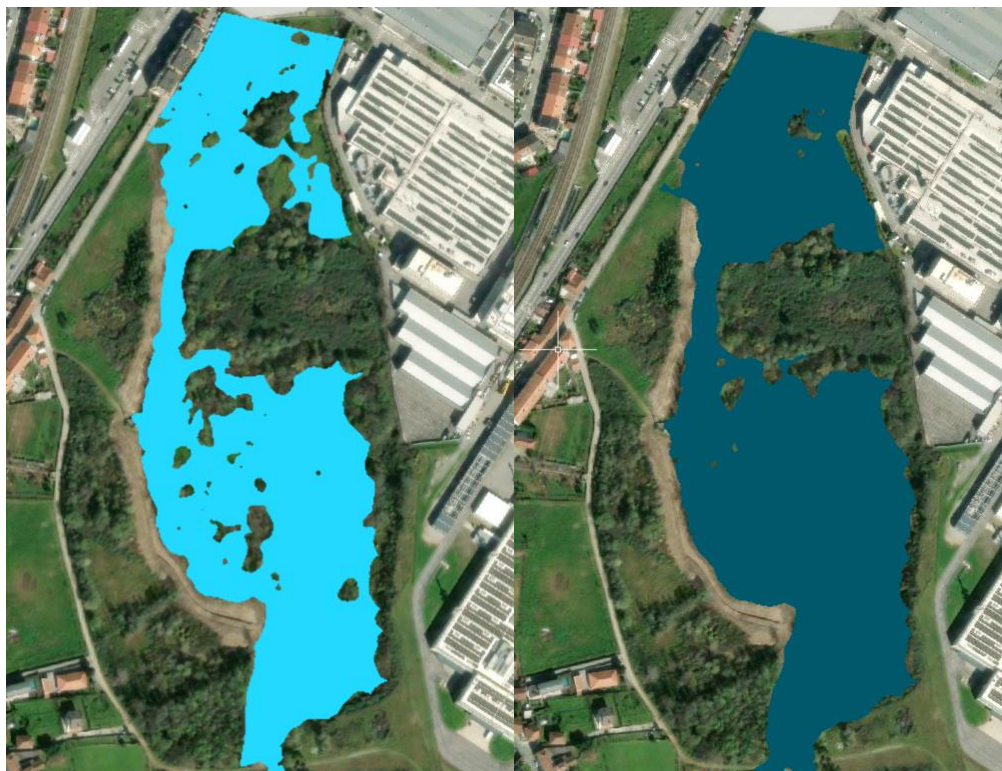


Figura 72 – Mapas de inundação para períodos de retorno de 2 e 5 anos



Figura 73 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 10 e 20 anos

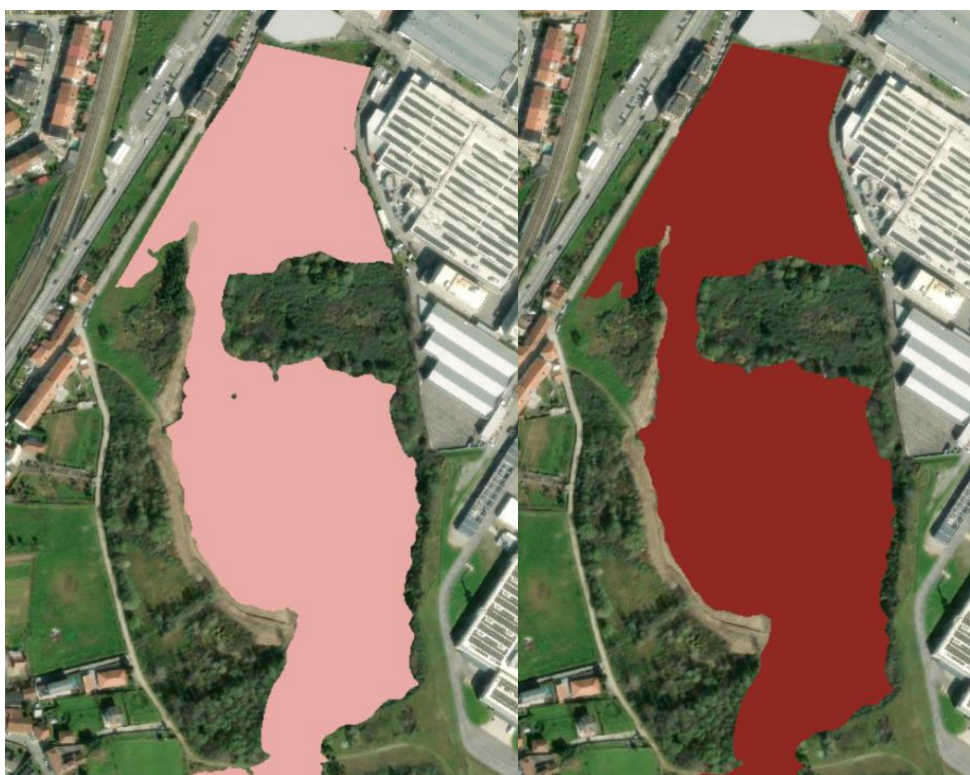


Figura 74 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 50 e 100 anos

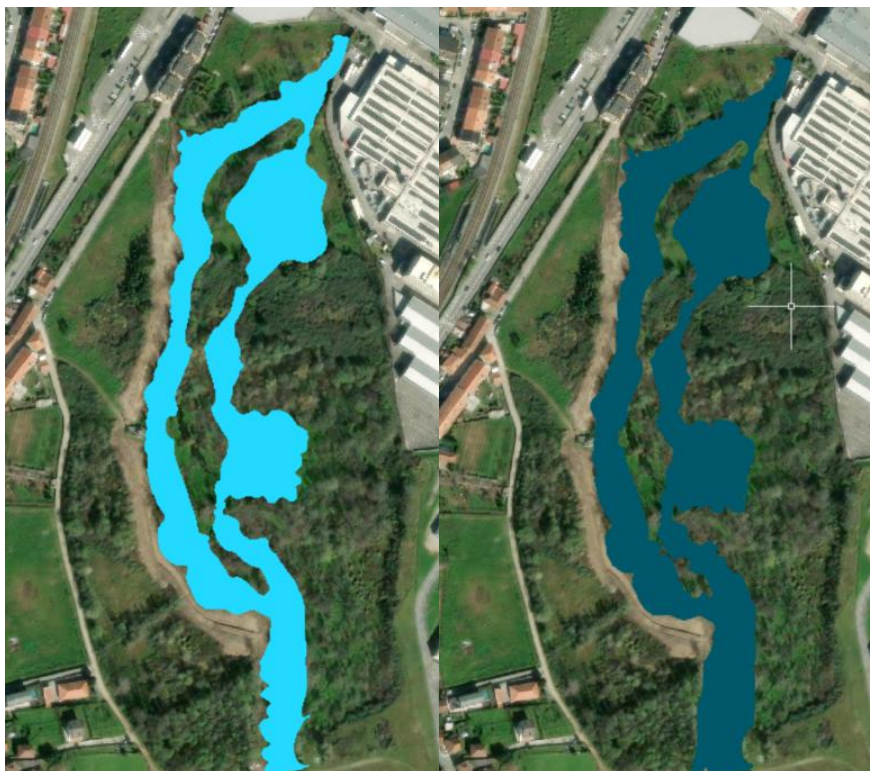


Figura 75 - Mapas de inundação para um período de retorno de 2 e 5 anos



Figura 76 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 10 e 20 anos

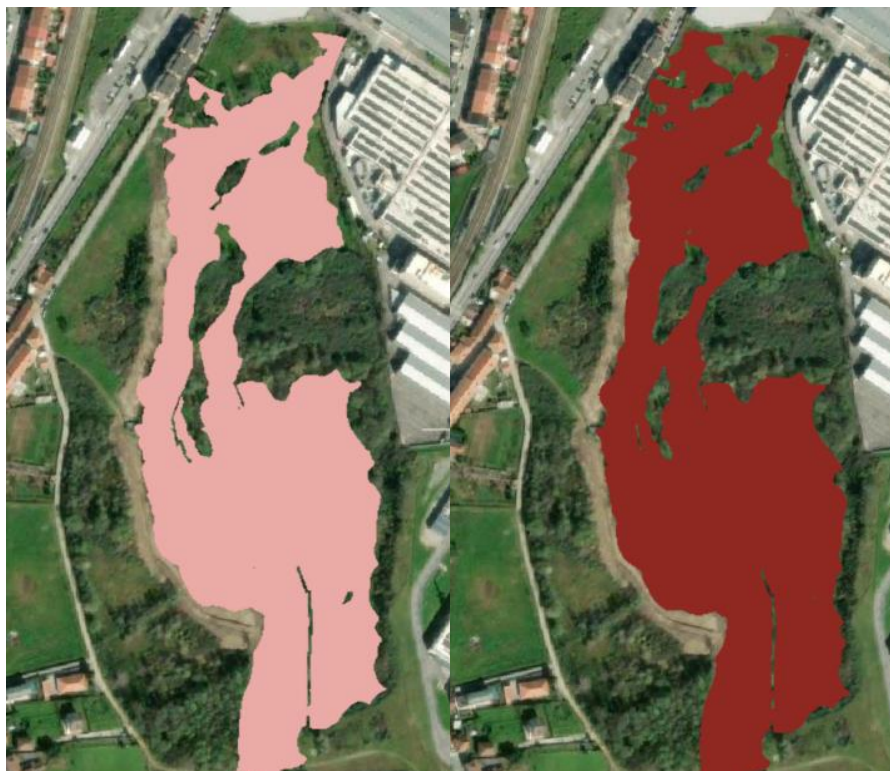


Figura 77 - Mapas de inundação para períodos de retorno de 50 e 100 anos

Conforme ilustrado nas Figuras 46, 47 e 48, a situação proposta consegue conter, dentro do canal, eventos de precipitação com um período de retorno de 10 anos. Adicionalmente, para períodos de retorno de 20 anos, o nível de água permanece suficientemente baixo para permitir a drenagem pluvial das zonas circundantes. Ao assegurar o escoamento das águas pluviais, reduz-se drasticamente o risco de inundação das áreas envolventes ao parque para eventos de menor período de retorno, protegendo eficazmente pessoas e bens.

4.5 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS

Em ambos os casos de estudo, observa-se uma clara diminuição no risco de inundação.

No caso de Esposende, a cidade era vulnerável a precipitações com período de retorno de 2 anos. Contudo, com a implantação do canal intercetor, a mesma passou a estar protegida de eventos de precipitação com período de retorno de até 10 anos. Por sua vez, no troço do rio Este em Braga, a aplicação das SbN e o reperfilamento do leito, resultaram num aumento do coeficiente de Manning e num melhor controlo de caudais.

Embora pudessem ter sido adotadas, em ambos os casos de estudo, soluções convencionais em betão para garantir a segurança imediata, a opção pelas SbN permitiu uma gestão do risco mais resiliente e integrada.

Em Esposende, os benefícios desta abordagem transcendem a proteção hidráulica: a intervenção não só mitigou o risco de cheias e reforçou a segurança urbana, como restabeleceu o equilíbrio ecológico local. Através da integração de espécies autóctones e da garantia de conectividade entre habitats prioritários, o canal intercetor funciona agora como um corredor ecológico vital, promovendo serviços ecossistémicos que valorizam o território do ponto de vista socioecológico e paisagístico.

De igual modo, a proposta para o Rio Este, em Braga, visa converter uma área vulnerável num ativo territorial estratégico. A criação do parque ecológico não se limita à salvaguarda de pessoas e bens; ela introduz uma infraestrutura verde capaz de aumentar a capacidade de retenção natural, promover a biodiversidade e oferecer à comunidade local espaços de lazer e educação ambiental.

Em ambos os projetos, as SbN evidenciam o seu potencial como ferramentas de adaptação climática, onde a segurança hidráulica coexiste com a regeneração ecológica e o usufruto público, superando a visão unidimensional das soluções convencionais.

5

CONCLUSÃO

Com base no estudo desenvolvido, conclui-se que a aplicação de SbN representa uma mudança de paradigma essencial face ao aumento da frequência e intensidade das cheias decorrentes das alterações climáticas e da impermeabilização urbana. Ao contrário das soluções convencionais de betão, que tendem a transferir os impactos hidrológicos para jusante ou montante e a degradar os ecossistemas ribeirinhos, as TEN apresentam-se como uma alternativa sustentável e eficaz na mitigação do risco de cheias e inundações. Respondendo assim às questões de investigação propostas, criando os mapas de inundação para os casos de estudo escolhidos, apesar de no caso do Canal Intercetor de Esposende, o levantamento topográfico realizado apresentar limitações, tal como o reduzido número de pontos retirado das áreas circundantes ao canal. Não permitindo assim criar um mapa de inundação que descreva a realidade com uma maior precisão. E provando que as SbN têm um impacto significativo na mitigação de cheias e na promoção da melhoria e reabilitação dos ecossistemas ribeirinhos, com o reperfilamento dos canais e com a aplicação das TEN.

No caso do Canal Intercetor de Esposende, a sua implementação revelou-se determinante para a segurança da cidade, garantindo proteção contra eventos com um período de retorno de até 10 anos, ao desviar os volumes excedentes para áreas agrícolas de amortecimento controlado. Paralelamente à eficácia hidráulica, verificou-se uma significativa valorização ecológica, através da criação de habitats e do uso de espécies autóctones, que transformaram a infraestrutura num corredor ecológico funcional.

Relativamente ao rio Este, em Braga, a modelação hidráulica da solução proposta evidenciou que a criação de EIP e a aplicação das TEN permitirá sustentar caudais com período de retorno de 10 anos dentro da área de intervenção, reduzindo drasticamente a vulnerabilidade das áreas circundantes. Verificou-se que, mesmo perante cenários mais críticos (precipitações com períodos de retorno de 20 anos), as zonas habitacionais e o polo industrial adjacente permanecem protegidos. Este facto demonstra que o aumento da capacidade de retenção natural e da rugosidade são estratégias viáveis, mesmo em contextos de elevada pressão urbana.

Em suma, esta dissertação demonstra o carácter multifuncional das SbN, ao conciliar a proteção de pessoas e bens com a recuperação da biodiversidade e a valorização sociocultural e do bem-estar da comunidade local. A transição para estas soluções de base natural apresenta-se, assim, como uma via fundamental para promover a resiliência dos territórios e a sobrevivência dos ecossistemas ribeirinhos a longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASPUR, Ali - **What is a Courant Number? (CFL Number)** [Em linha], atual. 2024. Disponível em WWW:<URL:https://cfdland.com/what-is-a-courant-number-cfl-number/#:~:text=The%20Courant%20number%2C%20also%20known,larger%20values%2C%20ofte n%20exceeding%201>.
- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE - **Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça RH2: Relatório de Base**. Norte : [s.n.]
- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE - **Lei da Água** [Em linha], atual. 27 may. 2021. Disponível em WWW:<URL:https://apambiente.pt/agua/lei-da-agua>.
- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE - Plano de Gestão dos Riscos de Inundações Anexo II ARPSI RH2. 2023) 25.
- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE - **Planos de Gestão dos Riscos de Inundações** [Em linha], atual. 22 may. 2025. Disponível em WWW:<URL:https://apambiente.pt/agua/planos-de-gestao-dos-riscos-de-inundacoes>.
- ALBERT, Christian *et al.* - Planning Nature-based Solutions: Principles, Steps, and Insights. **Ambio.** . ISSN 16547209. 50:8 (2020) 1446–1461. doi: 10.1007/s13280-020-01365-1.
- BAPTISTA, Frederico Manuel Duarte Silva (2023) - **Soluções para a Minimização do Efeito das Cheias no Parques Oriental do Porto** [Em linha]. Porto : [s.n.] Disponível em WWW:<URL:http://www.fe.up.pt>.
- BONACCI, Ognjen; ŽAKNIĆ-ĆATOVIĆ, Ana; ROJE-BONACCI, Tanja - Floods: Emerging Concepts and Persisting Challenges. **Acta Hydrotechnica**. Ljubljana. . ISSN 15810267. 37/67:67 (2025) 127–141. doi: 10.15292/acta.hydro.2024.07.
- BRANDÃO, Cláudia; RODRIGUES, Rui; COSTA, Joaquim Pinto Da - **Análise de Fenómenos Extremos Precipitações Intensas em Portugal Continental**. Lisboa : [s.n.]
- CHAIRAT, Sumonrat; GHEEWALA, Shabbir H. - The Conceptual Quantitative Assessment Framework for Nature-based Solutions (NbS). **Nature-Based Solution.** . ISSN 27724115. 6:2024) 10. doi: 10.1016/j.nbsj.2024.100152.
- CHOW, Ven Te - **Open-Channel Hydraulics**. Tokyo : Kohgakusha Co. Ltd.; McGraw-Hill Book Company, Inc., 1959
- CHOW, Ven Te; MAIDMENT, David R.; MAYS, Larry W. - **Applied Hydrology**. USA : McGraw-Hill, Inc., 1998. ISBN 0070108102.
- COSTA, Tiago Filipe Teixeira E Costa *et al.* - Inundações no Município do Porto em Janeiro de 2023: Avaliação Baseada numa Revisão de Literatura. **Geofronter**. 9:2023) 1–22.
- ENGENHO E RIO (2016) - **Proteção e Gestão de Riscos, Cheias e Inundações: Construção de Sistema Interceptor e de Desvio da Área Urbana de Esposende**
- E.RIO (2022) - **REABILITAÇÃO E VALORIZAÇÃO DA RIBEIRA DE MACEDO DE CAVALEIROS PROJETO DE EXECUÇÃO MEMÓRIA DESCRITIVA E JUSTIFICATIVA**
- E.RIO (2025) - **Criação de Bacia de Retenção e Renaturalização das Margens do Rio Este**
- FERNANDES, João Paulo; FREITAS, Aldo Renato Mendes De - **Introdução à Engenharia Natural**. [S.l.] : EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres, S. A., 2011. ISBN 978-989-97459-5-7.

FRYIRS, Kirstie; BRIERLEY, Gary J. - **Naturalness and Place in River Rehabilitation**

GRIFFITHS, James *et al.* - Selection, Planning, and Modelling of Nature-Based Solutions for Flood Mitigation. **Water (Switzerland)**. . ISSN 20734441. 16:16 (2024) 30. doi: 10.3390/w16192802.

HE, Liming *et al.* - Flood inundation amplified by large-scale ground subsidence funnel under the ongoing global climate change. **Communications Earth and Environment**. . ISSN 26624435. 6:1 (2025) 13. doi: 10.1038/s43247-025-02669-4.

LETRA, José Pedro Ferreira (2017) - **Modelação Hidráulica e Reabilitação Fluvial em Meio Urbano**. Porto : [s.n.]

MAGALHÃES JUNIOR, Antônio Pereira - Restauración y Rehabilitación Fluvial como Estratégias de Gestión de Sistemas Acuáticos en España. **Boletim de Geografia**. . ISSN 0102-5198. 37:2 (2019) 235–253. doi: 10.4025/bolgeogr.v37i2.38365.

MARTINS, Francisco José Paulos (2000) - **Dimensionamento Hidrológico e Hidráulico de Passagens Inferiores Rodoviárias para Águas Pluviais**. Coimbra : [s.n.]

NADIR, Hafiz Muhammad *et al.* - Strategic Integration of Catchment Level Natural and Structural Methods of Sustainable Flood Management: A Case Study of River Wharfe Catchment Area *Adv Earth & Env Sci*, 17 May 2024. Disponível em WWW:<URL:www.unisciencepub.com>.

PINTO, António Sampaio Pinto (2017) - **Estabilização de Margens Fluviais. Uma Abordagem Multifuncional**. Porto : [s.n.]

SÁNCHEZ-GARCÍA, Carlos *et al.* - Nature-Based Solutions (NbSs) to Improve Flood Preparedness in Barcelona Metropolitan Area (Northeastern Spain). **Hydrology**. . ISSN 23065338. 11:12 (2024) 19. doi: 10.3390/hydrology11120213.

TEIGA, Pedro (2003) - **Reabilitação de Ribeiras em Zonas Edificadas**. Porto : [s.n.]

TEIGA, Pedro (2011) - **Avaliação e Mitigação de Impactes em Reabilitação de Rios e Ribeiras em Zonas Edificadas. Uma Abordagem Participativa**. Porto : [s.n.]

WLODARCZYK, Anna Marta; MASCARENHAS, Jorge Morarji R. Dias - Nature in Cities. Renaturalization of Riverbanks in Urban Areas. **Open Engineering**. . ISSN 23915439. 6:1 (2016) 681–690. doi: 10.1515/eng-2016-0095.

ZHU, Qiuyu *et al.* - A Quantitative Review of Natural Flood Management Research. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**. . ISSN 20491948. 12:1 (2024) 23. doi: 10.1002/wat2.1765.

HYDRAULIC ENGINEERING CENTER - **Hec-ras** [Em linha] [Consult. 5 feb. 2026]. Disponível em WWW:<URL:https://www.hec.usace.army.mil/confluence/rasdocs/rasum/6.1/introduction-to-hec-ras>.

LGLPAK - **polipropileno** [Em linha], atual. 11 mar. 2021. [Consult. 6 feb. 2026]. Disponível em WWW:<URL:http://pt.lglpak.com/news/is-polypropylene-a-biodegradable-plastic/>.