

# **Guia Metodológico para a Definição de Regimes de Caudais Ecológicos em Aproveitamentos Hidráulicos de Portugal Continental**

Versão revista, 2023



# FICHA TÉCNICA

APA/DRH | AQUALOGUS

Cofinanciado por:

**POSEUR**  
PROGRAMA OPERACIONAL  
SUSTENTABILIDADE E EFICIÊNCIA NO USO DE RECURSOS 2014  
20

**PORTUGAL**  
**2020**



**UNIÃO EUROPEIA**  
Fundo de Coesão

# ÍNDICES

TEXTO	Pág.
<b>SUMÁRIO</b> .....	<b>1</b>
<b>1. ENQUADRAMENTO</b> .....	<b>3</b>
<b>2. MOLDURA LEGISLATIVA</b> .....	<b>5</b>
<b>3. MÉTODOS PARA DEFINIÇÃO DE RCE</b> .....	<b>7</b>
<b>4. ESTABELECIMENTO DE RCE EM RIOS PORTUGUESES</b> .....	<b>17</b>
4.1 ABORDAGEM HIERÁRQUICA .....	17
4.2 CRITÉRIOS DE DECISÃO PARA IMPLEMENTAÇÃO DE RCE .....	18
4.2.1 Considerações gerais .....	18
4.2.2 Novos Aproveitamentos Hidráulicos .....	19
4.2.3 Aproveitamentos Hidráulicos existentes .....	20
4.3 OUTROS ASPETOS A TER EM CONSIDERAÇÃO NA DETERMINAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO DE RCE .....	24
4.4 DETERMINAÇÃO DO REGIME DE CAUDAIS PARA ANOS SECOS .....	28
4.5 DETERMINAÇÃO DE CAUDAIS DE LIMPEZA .....	29
4.5.1 Enquadramento .....	29
4.5.2 Abordagem hidrológica .....	30
4.5.3 Equações de transporte sólido .....	30
<b>5. PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO PARA AVALIAR A EFICÁCIA DO RCE</b> .....	<b>32</b>
5.1 ENQUADRAMENTO .....	32
5.2 CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA A JUSANTE DE APROVEITAMENTOS HIDRÁULICOS .....	33
5.3 ESTAÇÕES DE MONITORIZAÇÃO .....	34
5.4 ELEMENTOS A AVALIAR E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM .....	35
5.5 METODOLOGIAS DE AMOSTRAGEM .....	39
5.6 CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO .....	39
5.7 APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS .....	41
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>45</b>
<b>7. GLOSSÁRIO</b> .....	<b>48</b>
<b>8. ANEXOS</b> .....	<b>52</b>

<b>FIGURAS</b>	<b>Pág.</b>
Figura 3.1 – Representação esquemática do método do perímetro molhado (adaptado de Nelson, 1980) .....	10
Figura 3.2 - Esquema geral de como o modelo PHABSIM calcula a superfície ponderada útil em função do caudal (adaptado de Gopal, 2013).....	13
Figura 3.3 - Representação esquemática do paradigma do regime natural de caudais (adaptado de World Bank, 2018) .....	14
Figura 3.4 - Exemplo da visualização <i>in situ</i> dos níveis de escoamento para os RCE determinados por diferentes métodos no âmbito da metodologia holística desenvolvida em Portugal .....	16
Figura 4.1 - Representação esquemática da abordagem hierárquica.....	17
Figura 4.2 - Fluxograma decisório relativamente às ações a desenvolver para implementação de RCE em AH existentes .....	22
Figura 4.3 – Zonas com valores de conservação da natureza (adaptado do Portal de Cartografia do ICNF e SNIAmb) .....	27
Figura 4.4 – Esquema representativo de corte longitudinal em troço com AH em cascata .....	28
Figura 5.1 – Representação esquemática do PMRCE.....	37

<b>TABELAS</b>	<b>Pág.</b>
Tabela 3.1 - Critérios para a definição de RCE com base no método desenvolvido no âmbito do PNA de 2002 ( $Q_{25}$ , $Q_{50}$ , $Q_{75}$ , e $Q_{90}$ - quantis; $Q_{med}$ - caudal médio mensal) .....	9
Tabela 5.1 – Elementos de qualidade e grupos de indicadores a considerar nos programas de monitorização.....	36
Tabela 5.2 – Periodicidade de amostragem (Est. RCE – estações no troço a jusante do AH; Est. Controlo - estações de controlo) .....	38
Tabela 5.3 – Índices e parâmetros a considerar no âmbito dos programas de monitorização .....	39
Tabela 5.4 – Documentos a entregar: tipo de informação a considerar e prazo para entrega.....	41
Tabela 5.5 – Estrutura-base do Relatório Final de ciclo de monitorização .....	42

## **ANEXOS**

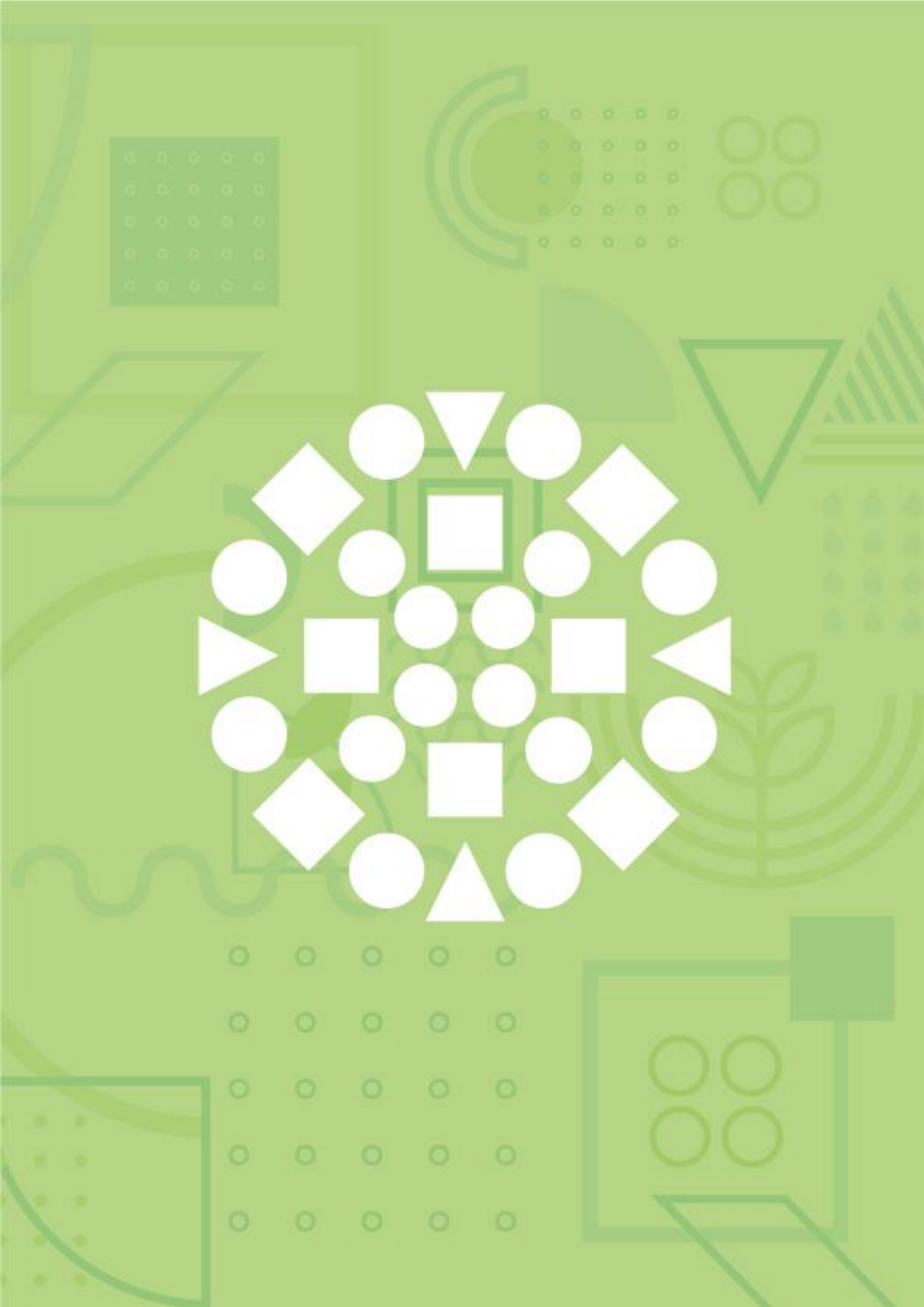
**ANEXO 1** - Elementos necessários à definição de regimes de caudais ecológicos no âmbito do Guia.

**ANEXO 2** - Metodologia de caracterização hidromorfológica no âmbito do Guia.



**LISTA DE SIGLAS E ACRÓNIMOS**

<b>AH</b>	Aproveitamento hidráulico
<b>APA</b>	Agência Portuguesa do Ambiente
<b>CDC</b>	Curvas de duração média mensal dos caudais médios diários
<b>DQA</b>	Diretiva Quadro da Água
<b>DLCE</b>	Dispositivos de Libertação de Caudal Ecológico
<b>DRIFT</b>	<i>Downstream Response to Imposed Flow Transformations</i>
<b>EFI</b>	<i>European Fish Index</i>
<b>ELOHA</b>	<i>Ecological Limits of Hydrologic Alteration</i>
<b>F-IBIP</b>	Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental
<b>F-IBIP<sub>GR</sub></b>	Índice Piscícola de Integridade Biótica para Grandes Rios
<b>HQA</b>	<i>Habitat Quality Assessment</i>
<b>HMS</b>	<i>Habitat Modification Score</i>
<b>IBMWP</b>	<i>Iberian Biological Monitoring Working Party</i>
<b>ICNF</b>	Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
<b>IFIM</b>	<i>Instream Flow Incremental Methodology</i>
<b>IPTI<sub>N</sub></b>	Índice Português de Invertebrados do Norte
<b>IPTI<sub>S</sub></b>	Índice Português de Invertebrados do Sul
<b>IQH<sub>GR</sub></b>	Índice de Qualidade Hidromorfológica em Grandes Rios
<b>MA</b>	Massa de Água
<b>MAFM</b>	Massas de Água Fortemente Modificadas
<b>MAQH<sub>GR</sub></b>	Metodologia de Avaliação da Qualidade Hidromorfológica de Grandes Rios
<b>ONGA</b>	Organização Não Governamental de Ambiente
<b>PGRH</b>	Planos de Gestão de Região Hidrográfica
<b>PM</b>	Programa de Monitorização
<b>PMRCE</b>	Programa de Monitorização para avaliação da eficácia do Regime de Caudais Ecológicos
<b>PNA</b>	Plano Nacional da Água
<b>RCE</b>	Regimes de Caudais Ecológicos
<b>RHS</b>	<i>River Habitat Survey</i>
<b>River2D</b>	<i>Hydrodynamic Model for Fish Habitat</i>
<b>SNIAmb</b>	Sistema Nacional de Informação de Ambiente
<b>SPU</b>	Superfície Ponderada Útil
<b>TURH</b>	Título de Utilização dos Recursos Hídricos



# SUMÁRIO

O presente Guia Metodológico apresenta os métodos recomendados para o estabelecimento de **REGIMES DE CAUDAIS ECOLÓGICOS** (RCE) em Portugal Continental e deve ser utilizado pelos envolvidos na definição, aprovação e implementação de RCE. Este documento contribui ainda para integrar, em documentação técnica nacional, as recomendações contidas no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia “*Ecological Flows in the Implementation of the Water Framework Directive*” (EC, 2015).

É definida uma **ABORDAGEM HIERÁRQUICA** para determinação de RCE que, em termos gerais, engloba três etapas sequenciais: aplicação do método hidrológico desenvolvido no âmbito do Plano Nacional da Água, PNA 2002 (primeiro nível), aplicação do método do Perímetro Molhado e/ou da metodologia IFIM<sup>1</sup> (segundo nível) e a aplicação de um método holístico (terceiro nível). As abordagens hierárquicas são recomendadas no Documento-Guia n.º 31 (EC, 2015) e têm vindo a ser implementadas em diversos países europeus.

São explicitados os **CRITÉRIOS** a utilizar na seleção do nível a aplicar em cada situação. Tendo por base a complexidade dos métodos e os respetivos requisitos em termos de informação de base, é recomendada a aplicação do primeiro nível durante o processo de licenciamento de projetos associados a Aproveitamentos Hidráulicos (AH), em fase de Estudo Prévio. Os níveis superiores podem ser aplicados na sequência de avaliações ambientais favoráveis, em fases posteriores do projeto (p.e., Projeto de Execução), ou nos casos particulares referidos ao longo deste Guia.

Nos casos de maior complexidade (p.e., infraestruturas de grandes dimensões, afetação de zonas sensíveis do ponto de vista ecológico), a aplicação do terceiro nível da abordagem proposta poderá permitir maior suporte à decisão sobre o RCE a estabelecer.

Não obstante a apresentação dos métodos de utilização preferencial em diferentes cenários, o RCE terá de ser submetido à aprovação das Entidades Licenciadoras, cabendo a estas Entidades a decisão quanto aos valores de caudal a descarregar em cada situação, tendo por base os valores obtidos no estudo conducente ao RCE, bem como outras condicionantes consideradas relevantes.

Integram ainda o presente Guia, a estrutura base e o conteúdo dos **PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO PARA AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DO REGIME DE CAUDAIS ECOLÓGICOS (PMRCE)** e os seguintes **ANEXOS**: sumário com os elementos necessários à definição de RCE no âmbito do Guia; metodologia de base para avaliação das condições

---

<sup>1</sup> *Instream Flow Incremental Methodology*.

hidromorfológicas das massas de água (MA) sujeitas a RCE. Paralelamente à elaboração deste guia foi ainda desenvolvida uma ferramenta que possibilita a determinação de RCE através de dois métodos (PNA 2002 e método do perímetro molhado), a consultar [aqui](#).

# 1. ENQUADRAMENTO

Os regimes hidrológicos são um dos principais agentes modeladores dos sistemas fluviais, apresentando padrões naturais de variação característicos das regiões e/ou das bacias hidrográficas a que estão associados, usualmente designados como regimes naturais de caudais. Estes podem ser caracterizados em termos de magnitude, frequência, taxa de variação, sazonalidade e duração, e definem e estruturam os ecossistemas ribeirinhos, as suas comunidades e processos. Em consequência, a existência de alterações no regime natural de uma massa de água (MA) pode acarretar alterações significativas nestes mesmos ecossistemas.

Necessidades humanas de defesa contra cheias, armazenamento de água para consumo, produção de energia, rega, entre outras, levaram, ao longo dos séculos, à construção de inúmeras infraestruturas hidráulicas, como açudes e barragens que visam regularizar o regime natural de caudais e assegurar utilizações dos recursos hídricos pelo Homem. A intensificação do uso dos recursos fez com que a alteração antrópica dos regimes naturais de caudais seja atualmente uma das principais pressões sobre os ecossistemas fluviais a nível global (EC, 2015), sendo por isso necessária a adoção de políticas e medidas que permitam mitigar os impactes verificados.

Neste contexto, têm sido desenvolvidos esforços continuados para assegurar a implementação e manutenção de caudais ecológicos a jusante dos aproveitamentos hidráulicos (AH), com o objetivo de contribuir para assegurar a funcionalidade dos sistemas fluviais. Os caudais ecológicos correspondem normalmente a séries de valores de caudal aplicáveis em diferentes alturas do ano (p.e., valores mensais), sendo, no seu conjunto, designados como **REGIMES DE CAUDAIS ECOLÓGICOS** (RCE).

Os RCE têm como principal objetivo satisfazer as necessidades dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, podendo ser definidos, com base em Alves e Bernardo (2003), como regimes de caudais a manter no curso de água, variáveis ao longo do ano, por forma a assegurar a conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos naturais, a produção de espécies aquícolas com interesse desportivo ou comercial, assim como a manutenção de outros serviços associados a estes ecossistemas.

A implementação de RCE corresponde a uma tipologia de medidas aplicáveis para mitigação dos impactes gerados por AH, contribuindo para se alcançarem os objetivos de qualidade definidos para as MA sujeitas a esta pressão, nos termos da legislação aplicável.

Para desenvolvimento de diretrizes relativas à definição e implementação de RCE em Portugal continental é necessário ter presente as características particulares e estruturantes destes sistemas fluviais, nomeadamente o facto de os rios da Península Ibérica, bem como de outras regiões com clima mediterrânico, estarem sujeitos a grandes variações naturais de caudal. Alguns destes rios são inclusivamente efémeros ou temporários, uma vez que existem períodos em que o respetivo escoamento superficial é nulo. Estas especificidades hidrológicas, conjuntamente com outras condicionantes, conduziram ao aparecimento de espécies aquáticas altamente adaptadas e dependentes destes regimes de caudais, muitas das quais são endémicas e muito relevantes em termos conservacionistas. As especificidades hidrológicas e ecológicas referidas condicionam a utilização direta de muitos métodos de determinação de RCE (ver p.e., Moyle *et al.*, 2011), sendo por isso necessário identificar e adotar abordagens adequadas às condições existentes no nosso território, bem como proceder à validação dos resultados obtidos.

Neste Guia é sistematizada a informação relativamente aos métodos que se preconizam para determinação de RCE em diferentes cenários, estruturada como **ABORDAGEM HIERÁRQUICA**.

# 2. MOLDURA LEGISLATIVA

Os seguintes documentos legais enquadram a implementação de RCE em Portugal:

- A **Diretiva Quadro da Água** (DQA, Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000), que estabelece que os Estados-Membros protegerão e melhorarão as MA com o objetivo de alcançar o seu Bom Estado. Embora a DQA não preveja explicitamente a implementação de RCE, estes podem ser necessários para que os objetivos de qualidade possam ser alcançados, por exemplo em MA cujo regime de caudais tenha sido alterado de forma significativa por ação humana, tal como reconhecido em EC (2015).
- A **Lei da Água** (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro) e o Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, nas suas atuais redações, que transpuseram a DQA para o ordenamento jurídico nacional.
- O **Regime Jurídico sobre as Utilizações dos Recursos Hídricos**, definido no Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio, na sua atual redação, e na Portaria 1450/2007, de 12 de novembro, destacando-se neste último diploma a obrigatoriedade de assegurar um RCE no âmbito dos processos de licenciamento dos aproveitamentos hidroelétricos. O mesmo normativo define ainda que os títulos de utilização que incluam a implantação de infraestruturas hidráulicas devem contemplar a definição de um RCE e a necessidade de instalação de dispositivo próprio para a sua libertação, caso se justifique (Anexo II, Utilização n.º 10).
- Os **Planos de Gestão de Região Hidrográfica** (PGRH) identificam a necessidade de definição de caudais ecológicos em diferentes cursos de água das bacias de cada Região Hidrográfica. Indicam também as Massas de Água Fortemente Modificadas (MAFM) para as quais já existem RCE definidos ou implementados.
- O **Plano Nacional da Água** (PNA), publicado pelo Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro, que refere a existência de temáticas que necessitam de ser corrigidas, nomeadamente a fixação e implementação dos regimes de caudais ecológicos. Este documento prevê também a elaboração de um Plano Específico de Gestão da Água, de nível nacional, para a *"...reconstituição da continuidade fluvial, restauração da vegetação ripária e revisão do regime de caudais ecológicos..."*.



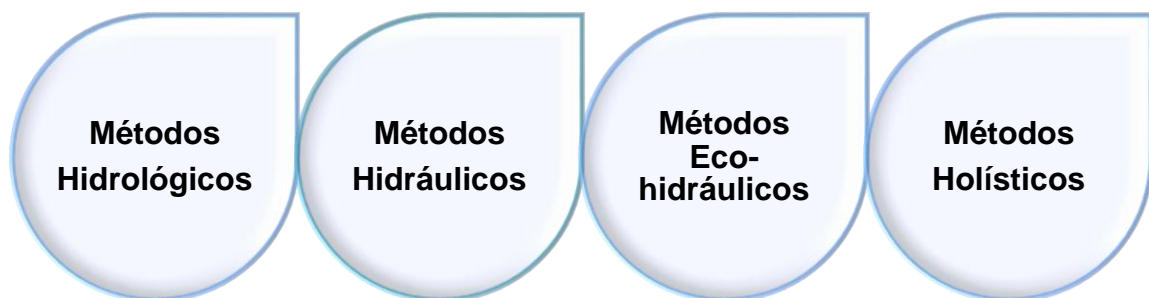
- A **Lei da Pesca em Águas Interiores** (Lei n.º 7/2008, de 15 de fevereiro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 221/2015, de 8 de outubro), que reforçou a obrigatoriedade de estabelecer um RCE em todos os AH, independentemente do fim a que se destinam, com o intuito de adequar o regime de caudais à manutenção do ciclo de vida das espécies aquícolas e da integridade do ecossistema aquático. A referida legislação refere ainda que a avaliação do caudal ecológico deve ser assegurada pelos proprietários ou utilizadores, permitindo a adaptação do caudal ecológico de modo a assegurar a sua eficácia.
- O **Regime Jurídico da Pesca em Águas Interiores** (Decreto-Lei n.º 112/2017, de 6 de setembro) estabelece ainda que, sempre que o conhecimento técnico ou científico o justifique, os RCE ou métodos para o seu cálculo e verificação são definidos por portaria dos membros do Governo responsáveis pelas áreas da pesca em águas interiores e do ambiente, podendo ser estabelecidos por região, por bacia hidrográfica ou por massa de água. Está ainda previsto, relativamente a infraestruturas hidráulicas para as quais esteja equacionada a instalação de passagens para peixes, que a descarga de caudal ecológico seja articulada com o funcionamento dos dispositivos de transposição piscícola.

Uma análise mais pormenorizada sobre o enquadramento dos RCE no ordenamento jurídico nacional pode ser consultada em Pinheiro (2019).

# 3. MÉTODOS PARA DEFINIÇÃO DE RCE

Os primeiros métodos para determinação de RCE foram desenvolvidos por especialistas norte-americanos em fauna piscícola, que avaliaram os caudais mínimos necessários para a manutenção de espécies com elevado valor pesqueiro – geralmente salmonídeos, como as trutas e os salmões – em locais situados a jusante de centrais hidroelétricas e de grandes aproveitamentos hidroagrícolas (Leathe e Nelson, 1986).

Presentemente, existem várias centenas de métodos para determinação de RCE, com distintos objetivos, princípios orientadores, níveis de exigência em termos de informação e níveis de detalhe metodológico, podendo ser classificados em quatro grandes grupos (Tharme, 2003):



Os **MÉTODOS HIDROLÓGICOS**, também designados por métodos de caudais históricos, foram dos primeiros a surgir e continuam a ser desenvolvidos e bastante utilizados, muito graças à sua simplicidade. Nestes, os RCE são calculados a partir de dados relativos aos regimes hidrológicos naturais (isto é, prévios à alteração do regime), obtidos em estações hidrométricas ou estimados através de modelação. É frequente que a análise seja feita apenas em gabinete, sem reconhecimento *in situ* das condições existentes.

A fundamentação destes métodos passa por se assumir a existência de uma relação entre determinados valores de caudal e a resposta da comunidade biótica, sendo assim possível definir os valores de caudal necessários para assegurar a conservação dos ecossistemas em análise.

Os primeiros métodos hidrológicos – que também foram aplicados em Portugal nos anos 90 do séc. XX – começaram por definir o caudal ecológico, numa base anual, como uma

percentagem fixa do caudal modular, geralmente entre 3% e 5%, tendo evoluído para métodos que produzem estimativas de RCE com base sazonal ou mensal, numa tentativa de mimetizar as variações temporais do regime hidrológico natural.

Mesmo quando o método hidrológico produz um valor único, este pode e deve ser convertido num RCE, através, por exemplo, da redistribuição desse valor de forma proporcional à variação mensal do regime natural.

Os valores de RCE gerados através de métodos hidrológicos são frequentemente conservadores, para acautelar a incerteza associada à não consideração de dados relativos às características geomorfológicas e ecológicas dos troços fluviais, isto é, pelo facto das relações entre caudal e biota não serem conhecidas.

Estes métodos podem ainda assim produzir indicações fiáveis quanto aos RCE necessários, sobretudo se a validação aos valores de caudal obtidos integrar informação relativa ao ecossistema que se pretende beneficiar (EC, 2015). A abordagem para determinação de RCE em níveis sequenciais proposta no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015) recomenda a utilização de métodos hidrológicos no primeiro nível da respetiva abordagem hierarquizada.

Neste grupo merecem destaque os seguintes métodos: i) o método hidrológico desenvolvido para o território nacional no âmbito do PNA de 2002, ii) o método de Tennant (e suas derivações) e iii) o método do Caudal Base. Enquanto o primeiro foi desenvolvido especificamente para a realidade hidrológica do território continental, os restantes já foram testados em estudos realizados a nível nacional ou ibérico.

O **método desenvolvido no âmbito do PNA de 2002** (Alves e Bernardo, 2003) é, à luz do conhecimento existente, o método hidrológico mais adequado à realidade portuguesa<sup>2</sup>. O seu desenvolvimento teve em consideração aspetos ecológicos específicos do funcionamento dos sistemas fluviais portugueses, gerando RCE que mimetizam o regime hidrológico natural através da manutenção das suas principais características.

Este método é aplicado com base em curvas de duração média mensal dos caudais médios diários (CDC) em regime natural. As CDC são curvas de frequências cumulativas, que representam a percentagem de tempo durante o qual o caudal médio diário iguala ou excede um determinado valor no troço fluvial em estudo. Tipicamente, os índices hidrológicos baseados nas CDC são referidos através da notação  $Q_x$ , onde o  $x$  indica o percentil de excedência. Por exemplo,  $Q_{95}$  representa o caudal que é excedido em 95% do

<sup>2</sup> Excetuando o caso dos Grandes Rios, conforme tipologia estabelecida em INAG (2008).

tempo no mês em apreço, enquanto  $Q_{50}$  representa o caudal excedido em apenas 50% do tempo.

Os valores mensais de RCE são determinados considerando quantis diferenciados consoante o mês e o grupo a que cada local pertence (**Tabela 3.1**), considerando três regiões hidrologicamente homogéneas: Região a Norte do rio Tejo, excluindo a sub-região Terra Quente; Região a Sul do rio Tejo e Sub-região Terra Quente.

**Tabela 3.1 - Critérios para a definição de RCE com base no método desenvolvido no âmbito do PNA de 2002 ( $Q_{25}$ ,  $Q_{50}$ ,  $Q_{75}$ , e  $Q_{90}$  - quantis;  $Q_{med}$  - caudal médio mensal)**

Região	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
<b>Norte do Rio Tejo, excluindo a sub-região Terra Quente</b>	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{90}$	$Q_{90}$	$Q_{90}$	$Q_{90}$	$Q_{90}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$
<b>Sul do Rio Tejo</b>	$Q_{med}$	$Q_{25}$	$\frac{(Q_{50} + Q_{25})}{2}$	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{med}$	$Q_{med}$	$Q_{med}$
<b>Terra Quente</b>	$Q_{50}$	$Q_{50}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{75}$	$Q_{90}$	$Q_{90}$	$Q_{75}$	$Q_{50}$	$Q_{med}$	$Q_{med}$

Este método não é adequado para os Grandes Rios (rios Minho, Douro, Tejo e Guadiana), pelo que neste caso podem ser utilizados outros métodos hidrológicos, nomeadamente o método de **Tennant** (e suas derivações) ou o método do **Caudal Base**.

O **ANEXO 1** apresenta um sumário com os elementos técnicos necessários à correta aplicação deste método.

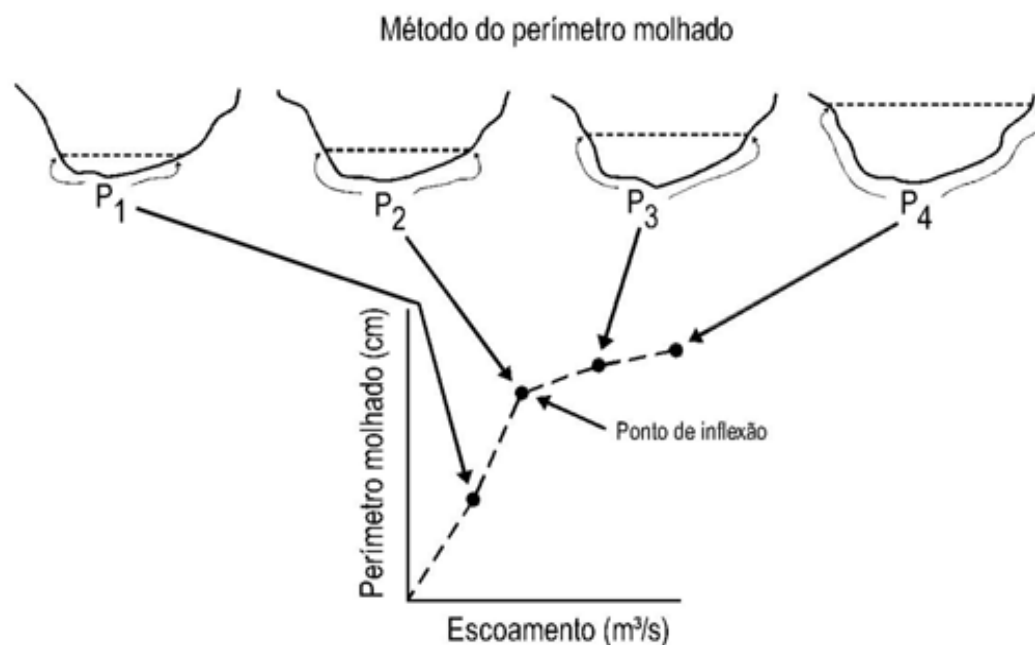
Os **MÉTODOS HIDRÁULICOS** utilizam a relação entre o escoamento e variáveis hidráulicas medidas em secções transversais (p.e., o perímetro molhado, a velocidade média e a altura do escoamento), que são utilizadas como indicadores de características dos habitats consideradas relevantes para a fauna aquática. Assim, neste grupo de métodos estão inseridos todos os que tomam em consideração as características hidráulicas do leito para estabelecer relações gerais entre o habitat e os caudais escoados, mas que não consideram explicitamente as preferências de habitat das espécies presentes.

Estes métodos têm associadas exigências modestas em termos de trabalho de campo, recorrendo a relações entre o caudal escoado e as características físicas do curso de água, que são determinadas, frequentemente, em secções transversais ao sentido do escoamento.

O método do Perímetro Molhado é um dos métodos hidráulicos mais utilizados a nível mundial, tendo já sido testado em estudos realizados a nível nacional.

O **método do Perímetro Molhado** é baseado no pressuposto de que existe uma relação crescente entre o perímetro molhado (distância medida ao longo do fundo e dos lados de uma secção transversal fluvial em contacto com a água) e a capacidade ecológica do rio (Leathe e Nelson, 1986).

O valor de caudal associado ao primeiro ponto de inflexão da curva (**Figura 3.1**) é normalmente tomado como o caudal ecológico recomendado pelo método.



**Figura 3.1 – Representação esquemática do método do perímetro molhado (adaptado de Nelson, 1980)**

Em alternativa à determinação do caudal mínimo com base no ponto de inflexão, o caudal ecológico a estabelecer pode ser determinado tendo como critério a manutenção de um determinado perímetro molhado, que se considere compatível com o grau de proteção ambiental pretendido. Este critério é definido em relação ao perímetro molhado verificado para um caudal de referência, no qual se considera existirem condições favoráveis para as espécies aquáticas (p.e., o perímetro molhado correspondente ao caudal médio num determinado mês não deve sofrer uma redução superior a 20%).

Embora os cálculos efetuados não considerem a variabilidade sazonal do caudal, uma vez que pela aplicação do método apenas é obtido um valor de caudal para cada secção considerada, este último pode ser posteriormente transposto para um regime de base

mensal, tal como anteriormente referido no que respeita à aplicação de métodos hidrológicos. Para esse efeito, o valor de caudal alcançado deve ser multiplicado por um fator obtido a partir da razão entre o caudal médio de cada mês e o caudal médio anual, ambos em regime natural.

O método hidráulico do perímetro molhado pode ser aplicado em Portugal, embora com limitações relevantes em algumas configurações fluviais devido à dificuldade em identificar pontos de inflexão (p.e., rios de montanha com quedas e poucas zonas de rápidos ou rios de planície). É recomendada a sua utilização em abordagens hierárquicas em que se necessite de informação mais específica quanto ao comportamento hidráulico do rio em determinadas secções.

O **ANEXO 1** apresenta um sumário com os elementos técnicos necessários à correta aplicação deste método, bem como para a transposição do valor obtido para um regime de base mensal.

Os **MÉTODOS ECOHIDRÁULICOS** são uma extensão dos hidráulicos, já que também se baseiam em condições hidráulicas associadas a requisitos de habitat de espécies-alvo (Bovee *et al.*, 1998). Estes métodos são baseados na relação explícita entre o habitat e o caudal, sendo mais complexos do que os métodos hidrológicos e hidráulicos. Neste caso, a partir de requisitos de habitat de uma ou mais espécies-alvo, e tendo por base as características hidráulicas do troço em análise, são realizadas simulações (com recurso a modelos matemáticos) que permitem obter estimativas das variações que o habitat utilizável pode sofrer em função do caudal escoado.

Embora desenvolvidos para as populações piscícolas, estes métodos já foram aplicados a outros grupos biológicos, como os macroinvertebrados bentónicos e a vegetação ribeirinha (p.e., Li *et al.*, 2009; Rivaes *et al.*, 2011; Caletková *et al.*, 2012, Rivaes *et al.*, 2017).

A abordagem para determinação de RCE em níveis sequenciais incluída no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015) propõe a utilização de métodos ecohidráulicos no último nível de avaliação, em conjugação com um método holístico.

A Metodologia Incremental (*Instream Flow Incremental Methodology*, IFIM) encontra-se entre os métodos ecohidráulicos mais utilizados a nível mundial, tendo já sido testada em estudos realizados a nível nacional.

A **metodologia IFIM** é baseada no princípio de que a distribuição dos elementos biológicos de um determinado sistema fluvial é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos de água (Stalnaker e Milhous, 1983). Cada organismo tende a selecionar, no curso de água, as condições que lhe são mais adequadas, sendo possível atribuir um grau de preferência a cada variável

ambiental, que é proporcional à aptidão do valor dessa variável para a espécie (Gore *et al.*, 1989).

A aplicação da metodologia IFIM recorre a critérios de aptidão ou preferência de habitat de uma ou mais espécies, para simular a variação do habitat disponível em função dos vários regimes de caudal (Gan e McMahon, 1990). Estes critérios são determinados para uma fase do ciclo de vida (p.e., juvenil ou adulto) e/ou para um processo biológico em particular (p.e., reprodução, alimentação, refúgio).

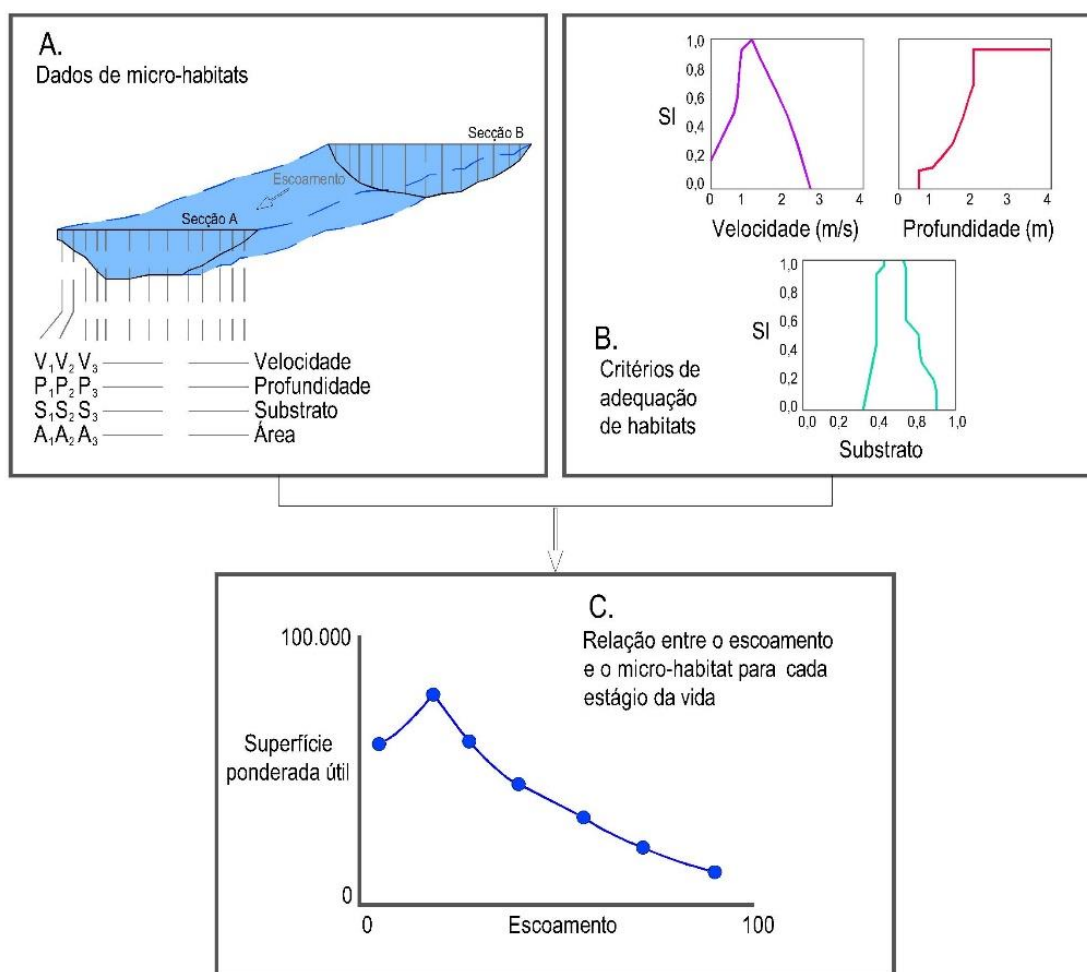
A disponibilidade de habitat para cada caudal simulado é medida por um índice designado Superfície Ponderada Útil (SPU), que corresponde à área molhada gerada por esse caudal no troço fluvial em estudo, ponderada pela sua adequação para utilização por um determinado organismo. A SPU é utilizada como variável decisória na determinação de cada RCE. No **ANEXO 1** é apresentada informação adicional para definição de valores de caudal em função dos critérios de aptidão ou preferência identificados.

Diferentes programas de simulação permitem modelar as relações entre o caudal e a superfície ponderada útil, incluindo o PHABSIM (sistema de simulação de habitat físico desenvolvido no âmbito do IFIM, **Figura 3.2**) e o RIVER2D.

Esta metodologia tem uma aceitação bastante generalizada, por ser baseada nas espécies efetivamente presentes no troço fluvial em avaliação e por ser mais flexível e detalhada do que a generalidade dos métodos alternativos, sendo aplicável na generalidade das massas de água lóticicas existentes em Portugal continental. A sua utilização é recomendada em abordagens hierárquicas, e mais especificamente quando seja importante obter informação relativamente à variação do habitat de espécies selecionadas em função de diferentes valores de caudal.

No **ANEXO 1** é apresentado um sumário com os elementos técnicos necessários à correta aplicação do IFIM.

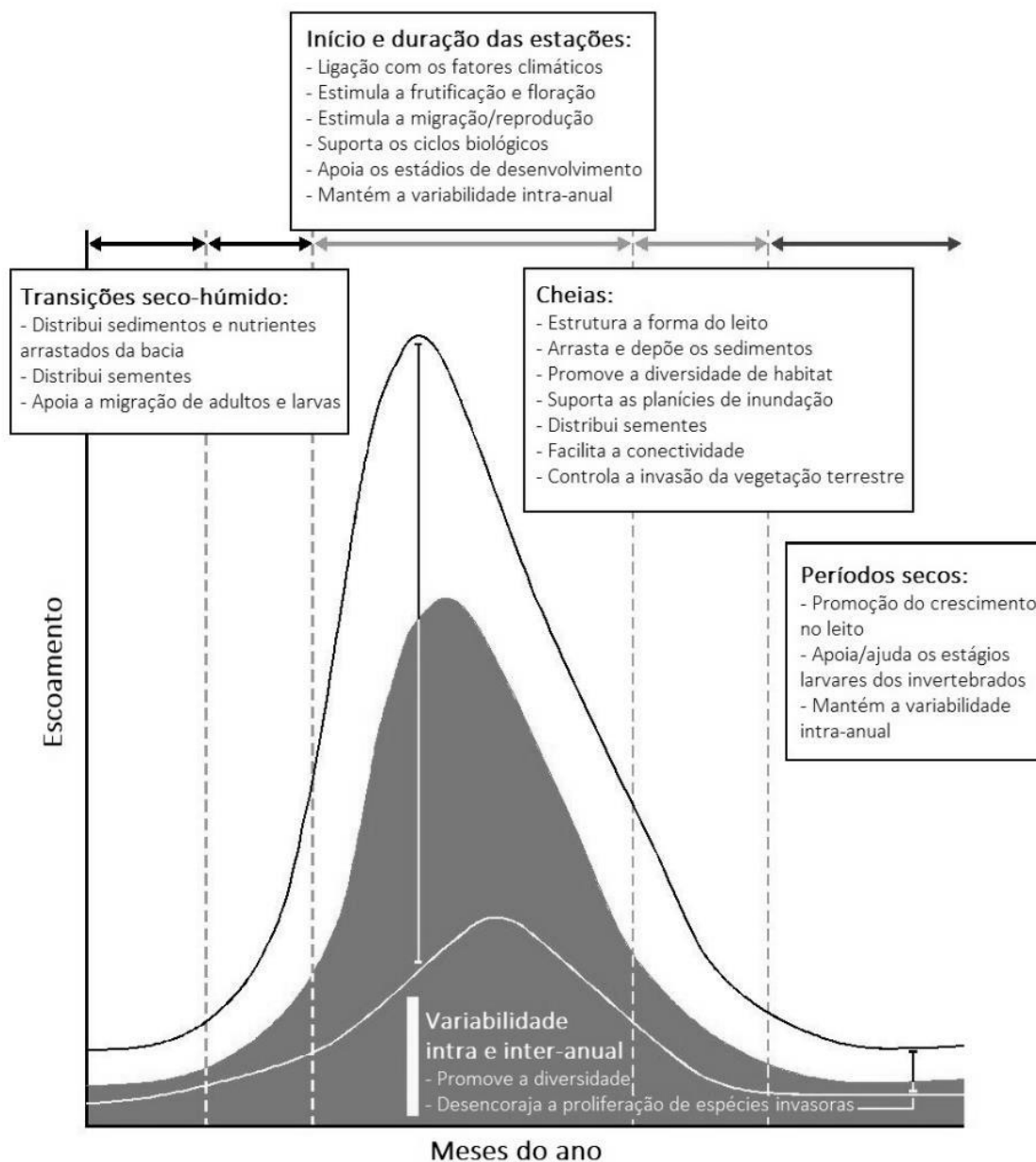




**Figura 3.2 - Esquema geral de como o modelo PHABSIM calcula a superfície ponderada útil em função do caudal (adaptado de Gopal, 2013)**

Os **MÉTODOS HOLÍSTICOS** foram desenvolvidos inicialmente na Austrália e na África do Sul e ganharam reconhecimento por terem como pressuposto a possibilidade de determinar caudais ecológicos integrando todas as componentes bióticas e abióticas dos sistemas aquáticos, bem como as valências sociais dos ecossistemas. O termo “holístico” pretende representar este conceito, referindo-se a uma visão integral ou um entendimento geral dos fenómenos verificados num determinado contexto. Estes métodos tendem a incluir fóruns de discussão, nos quais podem participar diferentes grupos, tais como peritos, legisladores, utilizadores e outras partes interessadas.

Este grupo de métodos tem como premissa que os RCE devem mimetizar todas as componentes dos regimes hidrológicos naturais (paradigma do regime natural de caudais, **Figura 3.3**), sendo estas indispensáveis para sustentar a morfologia dos cursos de água, os habitats, as componentes bióticas existentes e suas interações, além de assegurar a integridade ecológica do sistema fluvial (King *et al.*, 2003).



**Figura 3.3 - Representação esquemática do paradigma do regime natural de caudais (adaptado de World Bank, 2018)**

A aplicação de métodos holísticos requer a constituição de equipas multidisciplinares, envolvendo adicionalmente a participação das partes interessadas: entidades licenciadoras, utilizadores dos recursos hídricos e outros [p.e., entidades da administração, municípios, representantes dos setores, Organizações Não-Governamentais de Ambiente (ONGA)].

Ao incorporar componentes de natureza biológica, hidromorfológica, social e económica, os métodos holísticos permitem robustecer os resultados, graças à integração de aspetos que outros métodos de determinação de RCE não permitem por si só considerar.

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

O ponto de partida para a determinação de RCE através de abordagens holísticas é, com frequência, baseado nos resultados obtidos através da aplicação de um ou mais métodos hidrológicos, hidráulicos e ecohidráulicos, que são posteriormente utilizados na construção, *bottom-up* ou *top-down*, do RCE.

Os métodos holísticos são geralmente mais robustos, mas consequentemente mais dispendiosos e demorados. Apresentam ainda como limitação o facto de serem muito dependentes de análises periciais, o que os torna passíveis de alguma subjetividade.

Como referido atrás, na abordagem hierárquica proposta no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015), é sugerida a utilização de uma metodologia holística no último nível de avaliação, nomeadamente nas situações que necessitem de maior precisão (p.e., quando a alteração do regime hidrológico implique um forte impacto nos usos ou quando está em causa a salvaguarda de sistemas com elevado valor conservacionista).

Alguns dos exemplos de abordagens holísticas de mais ampla utilização são a *Building Block Methodology* e a *Downstream Response to Imposed Flow Transformation Methodology* (DRIFT), tendo mais recentemente sido proposta a metodologia ELOHA, *Ecological Limits of Hydrologic Alteration* (Poff et al., 2010).

A nível nacional, foi desenvolvida uma metodologia holística do tipo *bottom-up* que gera um RCE de base mensal a partir da concertação dos resultados obtidos por diferentes métodos (Godinho et al., 2014).

O aspeto central da **metodologia desenvolvida para Portugal** (Godinho et al., 2014) é a ponderação *in situ*, dos diferentes RCE possíveis, constituindo-se para tal equipas multidisciplinares que devem incluir peritos em temáticas como a hidrologia, a geomorfologia, a flora aquática, os macroinvertebrados bentónicos, a fauna piscícola, entre outros.

Em termos práticos, os diferentes RCE são avaliados em pormenor, durante visitas de campo, em cada secção transversal, e ao longo do troço fluvial em apreço, sendo

observadas as zonas inundadas e os níveis originados com os caudais obtidos através dos diferentes métodos de determinação de RCE (**Figura 3.4**).



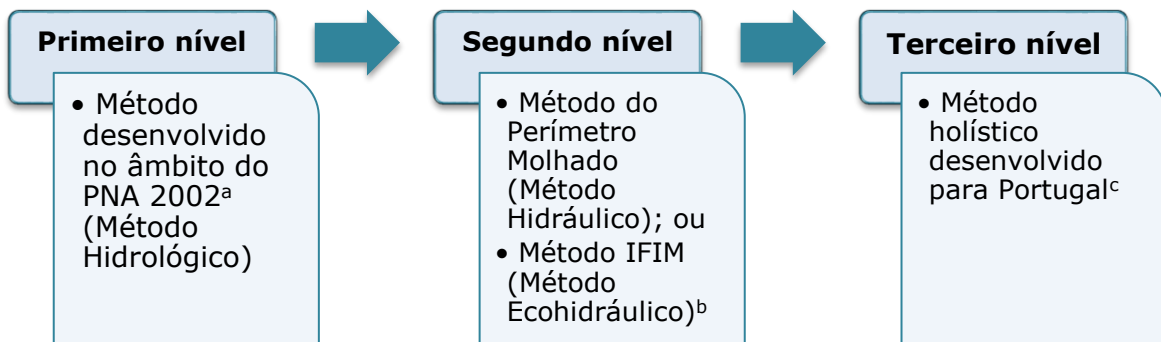
**Figura 3.4 - Exemplo da visualização *in situ* dos níveis de escoamento para os RCE determinados por diferentes métodos no âmbito da metodologia holística desenvolvida em Portugal**

O **ANEXO 1** apresenta um sumário com os elementos técnicos necessários à correta aplicação do método holístico desenvolvido para Portugal, incluindo a forma de ponderar os RCE propostos por cada perito.

# 4. ESTABELECIMENTO DE RCE EM RIOS PORTUGUESES

## 4.1 ABORDAGEM HIERÁRQUICA

Sustentada numa análise crítica dos métodos disponíveis para determinação de RCE, é apresentada de seguida a abordagem hierárquica a utilizar na determinação de RCE em rios portugueses. As abordagens hierárquicas são recomendadas no Documento-Guia n.º 31 da Comissão Europeia (EC, 2015) e têm vindo a ser implementadas em diversos países europeus. Em síntese, a abordagem contempla **três níveis sequenciais**, integrando cada um os métodos de determinação de RCE indicados na **Figura 4.1**.



a) Excluindo os Grandes Rios (INAG, 2008), em que poderão, por exemplo, ser aplicadas variações do método de Tennant ou o método do caudal base. A determinação de RCE nos Grandes Rios deve, sempre que possível, incorporar ainda métodos com nível de complexidade superior, nomeadamente hidráulicos, ecohidráulicos ou holísticos.

b) A escolha do método a aplicar é feita com base na complexidade de cada situação, de acordo com os critérios definidos neste Guia.

c) É sugerida a consideração deste método no 3.º nível, atendendo a que foi conceptualizado para a realidade nacional. Contudo, poderão ser adotados métodos alternativos que se considerem adequados à situação em análise.

**Figura 4.1 - Representação esquemática da abordagem hierárquica**



Esta abordagem apresenta como objetivo central a definição de um RCE de base mensal, estabelecendo caudais ecológicos para cada mês do ano em condições médias de escoamento.

O RCE pode ainda incluir fatores de redução a aplicar em condições de seca (**subcapítulo 4.4**), bem como caudais de limpeza (**subcapítulo 4.5**) que permitam inundar o leito maior com uma periodicidade a definir em função das características hidromorfológicas do leito e dos caudais de cheia descarregados nos períodos analisados.

## 4.2 CRITÉRIOS DE DECISÃO PARA IMPLEMENTAÇÃO DE RCE

### 4.2.1 Considerações gerais

No processo de definição e implementação de RCE é necessário ter em consideração o tipo de AH em causa, bem como o enquadramento em que este se insere (quer seja a sua antiguidade, quer a própria posição dentro da bacia hidrográfica, entre outros aspetos), uma vez que estes vão determinar o tipo de abordagens que podem e devem ser adotadas durante o processo.

As **diretrizes** aplicáveis em cada situação são apresentadas ao longo dos pontos seguintes.

Adicionalmente, apresentam-se algumas considerações relevantes relativas à definição e implementação de RCE:

- Não obstante o presente Guia sistematizar diretrizes para a escolha do nível da abordagem a utilizar, os agentes ou entidades responsáveis podem aplicar níveis superiores da abordagem hierárquica a uma fase inicial de um projeto (p.e., o método IFIM num projeto em fase de estudo prévio).
- A aplicação do segundo e do terceiro níveis da abordagem proposta pressupõe a aplicação do primeiro nível, que corresponde (regra geral) ao método desenvolvido no PNA 2002.
- Nas situações em que seja aplicado mais do que um método (segundo e terceiro nível da abordagem hierárquica), podem ser considerados como referência os resultados obtidos pela metodologia mais complexa, após validação dos resultados numa base caso-a-caso. Estas considerações não invalidam que o RCE a implementar seja aquele que venha a ser aprovado pela Entidade Licenciadora.
- Sempre que, da aplicação dos métodos de cálculo de RCE, resultarem valores médios anuais inferiores aos limiares mínimos estabelecidos para o tipo de caso em questão (**subcapítulos 4.2.2 e 4.2.3**), estes devem ser ajustados até atingirem esse valor, de forma proporcional.

- Os Dispositivos de Libertação de Caudal Ecológico (DLCE)<sup>3</sup> a construir deverão ser dimensionados para o valor máximo de RCE a descarregar, determinado através da aplicação do método hidrológico desenvolvido no PNA 2002.

A adequação e eficácia dos RCE implementados serão determinadas através de programas de monitorização específicos (PMRCE; ver pormenorização no **Capítulo 5**).

Nos novos AH e nos AH em que ainda não se iniciou a libertação do RCE poderá ser útil, no decurso do estabelecimento do RCE, iniciar-se a caracterização hidromorfológica da MA e, inclusive, a monitorização dos elementos de qualidade, de forma a permitir a caracterização das condições existentes previamente à implementação do RCE e posterior aplicação de uma avaliação do tipo BACI (*Before-After Control-Impact*).

#### **4.2.2 Novos Aproveitamentos Hidráulicos**

A determinação de RCE em novos AH deve, numa fase inicial dos estudos, recorrer ao método hidrológico desenvolvido no âmbito do PNA 2002. O RCE obtido por este método será considerado na avaliação da respetiva viabilidade técnico-económica e ambiental (p.e., Estudo de Incidências Ambientais, Estudo de Impacte Ambiental) e na definição dos valores limite para o dimensionamento do DLCE a instalar no AH.

Na sequência de avaliações ambientais favoráveis, podem então ser aplicados os níveis seguintes da abordagem hierárquica para determinação de RCE. Esta estratégia é justificada, nomeadamente:

- i.) por ser possível obter um RCE que integre explicitamente os requisitos de espécies-alvo;
- ii.) pelo facto dos valores obtidos através do método do PNA 2002 poderem ser conservativos (Portela, 2006).

Nestes casos, os RCE gerados através da aplicação de qualquer dos métodos integrantes da abordagem hierárquica (ou outros) não poderão ser inferiores a **10% do caudal médio anual**, com distribuição mensal proporcional à variação natural. O valor de 10% é considerado por diferentes metodologias (p.e., método de Tennant, metodologia constante da legislação francesa) como limiar mínimo de RCE a implementar para evitar a degradação severa das condições ecológicas nos sistemas fluviais.

---

<sup>3</sup> A construção de dispositivos para a libertação de RCE tem sido descrita em bibliografia técnica (p.e., Dyson et al., 2003, Ferreira, 2010, Baril et al., 2014, SEPA, 2018), incluindo soluções alternativas que podem completar e/ou substituir os DLCE em algumas situações específicas. Algumas dessas soluções alternativas correspondem a tomadas de água a partir de descargas de fundo, turbinas ou dispositivos específicos para transposição de peixes.



### 4.2.3 Aproveitamentos Hidráulicos existentes

De entre os AH já construídos e em exploração, existem situações diversas relativamente ao nível e condições de implementação de RCE. A título de exemplo: nalguns AH são implementados RCE de valor fixo, muito reduzido; noutros são implementados RCE com variação mensal; e noutros casos não é assegurado qualquer RCE, embora os respetivos Títulos de Utilização de Recursos Hídricos (TURH) o prevejam. Existem ainda AH nos quais não é descarregado RCE, devido a: i) terem sido construídos anteriormente à identificação deste tipo de medida, ii) existirem atrasos na implementação da medida ou iii) esta medida não ser aplicável.

Para operacionalizar a libertação de RCE nos AH em que esta medida deve ser aplicada, é necessário identificar a situação existente e adaptar a abordagem em função de eventuais condicionantes.

De forma transversal aos AH existentes, deve ser tido por referência que os RCE gerados através da aplicação de qualquer dos métodos integrantes da abordagem hierárquica (ou outros) não poderão ser inferiores a **7% do caudal médio anual**, com distribuição mensal proporcional à variação natural.

Para os AH existentes em que estão já implementados RCE de valor inferior a 7% do caudal médio anual, estes apenas podem ser mantidos se os resultados obtidos através de PMRCE específicos demonstrarem que os objetivos ambientais são alcançados e mantidos com o RCE implementado, podendo ainda recorrer-se a medidas de mitigação complementares. Esta análise deve ser realizada em articulação com a Entidade Licenciadora, à qual caberá a decisão final quanto à viabilidade de manutenção dos valores de RCE em causa.

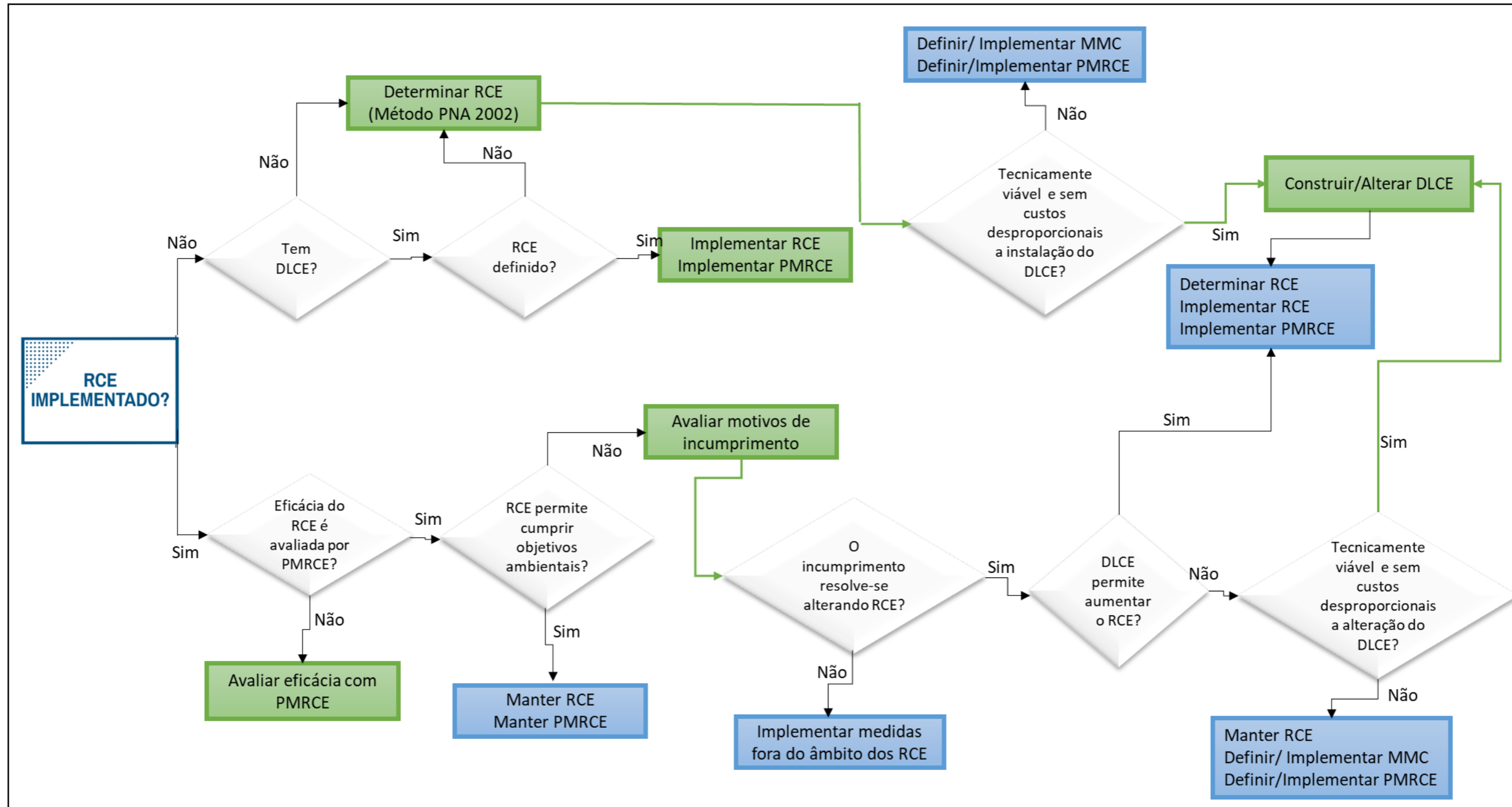
#### 4.2.3.1 Aproveitamentos Hidráulicos sem RCE estabelecido ou implementado

Os AH sem RCE estabelecido ou implementado correspondem, genericamente, aos aproveitamentos anteriores a 1990, ou a casos mais recentes para os quais, embora exista referência a caudais ecológicos no TURH, o RCE nunca chegou a ser implementado ou mesmo determinado.

Os AH englobados neste grupo podem, ou não, estar equipados com DLCE. Para os AH sem DLCE, será calculado o RCE através do método do **PNA 2002** e os caudais resultantes serão utilizados para **dimensionamento deste dispositivo (Figura 4.2)**. Numa fase subsequente será avaliada a viabilidade técnica de implementar um DLCE e para que caudais. Se for tecnicamente viável e comprovadamente sem custos desproporcionais, o RCE será estabelecido e o dispositivo instalado, após aprovação pela Entidade Licenciadora. A eficácia do RCE será avaliada através de um PMRCE.

Nas situações em que a instalação de um DLCE se revele tecnicamente inviável e/ou os custos sejam desproporcionais, será necessário acompanhar a qualidade ecológica da MA(s) afetada(s) através de um Programa de Monitorização (similar ao PMRCE) e, face aos

resultados, ponderar a implementação de outras medidas de mitigação, que poderão passar, entre outras, pela libertação de caudais por outros dispositivos/estruturas (como passagens para peixes), gestão da exploração e recuperação de habitats.



**DLCE** – Dispositivo de Libertação de Caudal Ecológico

**PMRCE** – Programa de monitorização para avaliar a eficácia dos RCE

**RCE** – Regime de Caudais Ecológicos

**PNA 2002** – Método hidrológico desenvolvido no âmbito do Plano Nacional da Água

**MMC** – Medidas de mitigação complementares

**Figura 4.2 - Fluxograma decisório relativamente às ações a desenvolver para implementação de RCE em AH existentes**

Nos AH que tiverem um RCE definido e um DLCE instalado, mas em que o RCE ainda não começou a ser descarregado, deverá ser imediatamente dado início à sua implementação, sendo também operacionalizado o respetivo PMRCE. Não obstante, caso o RCE definido seja inferior ao limite mínimo de 7% do caudal médio anual ou esteja definido como um valor fixo (sem variação mensal), deverá ser prontamente dado início ao processo de definição de um novo RCE, a aplicar assim que a Entidade Licenciadora o aprovar.

Neste ponto, terá ainda de ser avaliada a capacidade do DLCE existente para descarregar o novo RCE, procedendo-se, se necessário, à definição de uma nova solução, ou de uma solução alternativa, e à respetiva instalação. Os critérios de decisão a considerar passam então a ser os descritos para os AH com RCE implementado.

#### **4.2.3.2 Aproveitamentos Hidráulicos com RCE implementado**

Este conjunto de AH integra todos aqueles em que é descarregado um RCE, existindo casos em que os valores descarregados refletem o RCE aprovado pela Entidade Licenciadora, bem como outros em que o RCE não corresponde integralmente aos valores determinados e ainda situações em que o RCE não foi determinado através dos métodos propostos na abordagem hierárquica (tendo sido nalguns casos estabelecido com base numa proporção fixa do caudal médio, frequentemente 3% a 5%).

Também no que diz respeito aos DLCE, existem situações díspares: em AH construídos mais recentemente, o DLCE foi dimensionado de acordo com os pressupostos estabelecidos no presente Guia Metodológico, permitindo a descarga dos valores de RCE estabelecidos pela Entidade Licenciadora; em alguns AH mais antigos já foi concretizada a reformulação da solução original, sendo agora possível descarregar RCE validados pela Entidade Licenciadora; outros AH estão ainda equipados com DLCE que não foram dimensionados para os valores máximos resultantes do método do PNA 2002, existindo também AH em que os RCE são descarregados apesar do AH não estar equipado com dispositivos específicos para esse efeito (p.e., através de passagens para peixes). Nestes últimos dois casos, pode ser necessário avaliar a necessidade e viabilidade de reformulação da solução existente ou de instalação de um novo DLCE.

O DLCE existente pode condicionar a capacidade de regulação dos valores de RCE a descarregar, uma vez que dispositivos que não sejam específicos para este fim podem não ser reguláveis para toda a gama de caudais prevista no RCE. Pode ainda não estar equipado com caudalímetro para registo dos caudais descarregados. Neste caso, será necessário estimar os valores descarregados, tendo em conta a capacidade de vazão do equipamento.

Existem também diferentes situações quanto ao acompanhamento dos resultados da descarga dos RCE através de PMRCE, incluindo AH em que nunca foram implementados

programas de monitorização para avaliação da eficácia dos RCE descarregados e outros em que os programas de monitorização estão em curso.

Assim, numa primeira fase deve ser avaliada a **eficácia do RCE descarregado** através do DLCE existente com base na implementação de um **PMRCE**. Se o RCE permitir atingir os objetivos ambientais estabelecidos e, sendo esse o entendimento da Entidade Licenciadora, este poderá ser mantido. O PMRCE manter-se-á também, ajustando-se o seu conteúdo e periodicidade (ver **Capítulo 5**).

Se o RCE não permitir alcançar os objetivos ambientais, será necessário avaliar se o incumprimento pode ser ultrapassado com a alteração do RCE. Concluindo-se, através dos resultados da monitorização, que o incumprimento resulta da insuficiência do RCE e se o DLCE existente permitir alterá-lo, o RCE será ajustado até valores que sejam validados pela Entidade Licenciadora. Se ainda não estiver definido um RCE alternativo, este deverá ser determinado com recurso à abordagem hierárquica, sendo posteriormente sujeito a validação pela Entidade Licenciadora e, subsequentemente, descarregado e monitorizado quanto à sua eficácia.

Se for identificada a necessidade de alterar o RCE, mas o DLCE não for capaz de acomodar esta alteração, será avaliada a viabilidade técnica de alterar o dispositivo, através da sua modificação, da instalação de um novo DLCE ou de um dispositivo complementar ao existente. Neste processo, deverão ser tidos como referência para a capacidade de vazão do DLCE os valores que resultem da aplicação do método do PNA 2002. Garantida a viabilidade técnica e desde que comprovadamente não existam custos desproporcionais, o DLCE será construído/alterado e o novo RCE descarregado, sendo depois monitorizada a sua eficácia. Nas situações em que a instalação de um DLCE se revele tecnicamente inviável, será necessário implementar uma adaptação do PMRCE para as MA afetadas e ponderar a implementação de medidas de mitigação complementares.

Se o incumprimento dos objetivos não estiver relacionado com o RCE descarregado, o(s) fator(es) limitante(s) deverão ser identificados e corrigidos pelas entidades por eles responsáveis, podendo ser, ou não, da responsabilidade do titular do TURH. Alguns exemplos de fatores limitantes correspondem à existência de barreiras transversais (p.e., açudes) no troço a jusante do AH, a existência de pressões pontuais ou difusas, assim como outras alterações hidromorfológicas que resultem da existência da barragem.

### **4.3 OUTROS ASPETOS A TER EM CONSIDERAÇÃO NA DETERMINAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO DE RCE**

Além das situações identificadas anteriormente, a determinação e implementação de RCE considera os seguintes aspetos específicos:

### **a. Dimensão dos aproveitamentos hidráulicos**

A aplicação dos métodos de determinação de RCE no âmbito do segundo nível da abordagem hierárquica deve ser diferenciada em função da dimensão das infraestruturas. Para o efeito, foram tidas em consideração as classes de dimensões das infraestruturas transversais, em conformidade com o Decreto-Lei n.º 21/2018, de 28 de março, que alterou o Regulamento de Segurança de Barragens e aprovou o Regulamento de Pequenas Barragens:

- Pequenos AH: aqueles que integram infraestrutura transversal com altura inferior a 10 m, ou até 15 m desde que a capacidade de armazenamento total seja igual ou inferior a 1 hm<sup>3</sup>.
- Grandes AH: aqueles que integram infraestrutura transversal com altura superior a 15 m ou com altura superior a 10 m e capacidade de armazenamento total superior a 1 hm<sup>3</sup>.

No caso dos pequenos AH, o segundo nível de complexidade da abordagem hierárquica pode envolver o método do perímetro molhado em alternativa à metodologia IFIM, que deverá ser sempre aplicada nos grandes AH.

### **b. Aproveitamentos hidroelétricos com *hydropeaking***

Nas infraestruturas com aproveitamento hidroelétrico podem verificar-se situações de *hydropeaking* a jusante do local de descarga dos caudais turbinados.

Embora os métodos de determinação de RCE propostos não tenham como objetivo a mitigação dos impactes deste fenómeno, caso o *hydropeaking* tenha consequências ambientais relevantes, deverão ser implementadas medidas de mitigação adicionais, de natureza hidromorfológica e/ou operacionais (p.e., limitação da taxa de aumento do valor do caudal turbinado, redução dos caudais máximos turbinados em períodos ecologicamente sensíveis), a definir em cada caso específico e, sempre que possível, articuladas com o RCE.

### **c. Aproveitamentos hidroelétricos com centrais de pé-de-barragem**

Nos aproveitamentos hidroelétricos com centrais de pé-de-barragem, não será necessário descarregar o RCE durante os períodos em que o AH estiver a turbinar, caso o caudal turbinado seja igual ou superior ao estabelecido no RCE.

### **d. Aproveitamentos hidráulicos com passagens para peixes**

Sempre que o AH esteja equipado com estruturas específicas para a transposição da fauna piscícola, o RCE a descarregar deve ser articulado com os caudais desta estrutura, devendo contribuir para o caudal de atração dos peixes até à passagem. Reveste-se de particular importância a localização e/ou orientação do DLCE nestes casos, uma vez que a descarga

do RCE de forma independente do dispositivo de transposição pode gerar caudais concorrentes, que atraem a fauna piscícola para longe da entrada da passagem para peixes, reduzindo a sua eficácia.

#### **e. Aproveitamentos hidráulicos com estratificação térmica**

Muitas das albufeiras existentes em território nacional apresentam um comportamento sazonal no que respeita à variação da temperatura da água com a profundidade, responsável pelo fenómeno de estratificação térmica. Este fenómeno ocorre sobretudo em albufeiras de maiores dimensões e, maioritariamente, durante o período de verão. Esta estratificação traduz-se numa ausência de mistura entre os diferentes estratos da massa de água, ocorrendo com frequência fenómenos de depleção ou ausência total de oxigénio nas camadas mais profundas (*hipolimnion*), que aumentam gradualmente, sobretudo no período de maio a outubro. As alterações das condições térmicas e de oxigenação nas camadas mais profundas da albufeira estendem-se a outros parâmetros físico-químicos, podendo registar-se a mobilização de componentes depositadas nos sedimentos, tais como metais e nutrientes.

Assim, nos AH em que este fenómeno ocorre, é importante que o local de captação do caudal ecológico esteja localizado acima da zona de influência do *hipolimnion*, por forma a evitar a libertação, no troço a jusante, de caudais cuja qualidade da água é penalizadora para os ecossistemas.

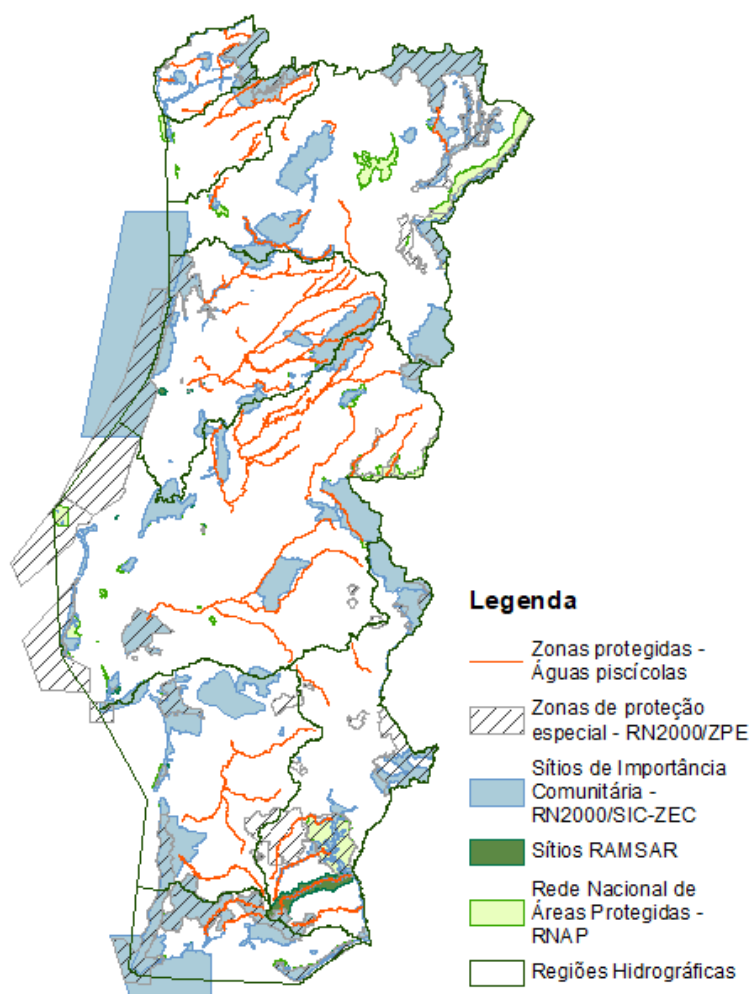
#### **f. Zonas importantes para a conservação da natureza**

Em zonas definidas no contexto da DQA (especificamente para as águas superficiais) como Zonas Protegidas, de conservação de habitats aquáticos e de espécies (p.e., Anexo II da Diretiva Habitats – Diretiva 92/43/CEE, do Conselho de 21 de maio de 1992 – e Anexo I da Diretiva Aves – Diretiva 2009/147/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de novembro de 2009) – (**Figura 4.3**), que sejam diretamente dependentes dos ecossistemas aquáticos dulçaquícolas e onde os RCE sejam considerados relevantes para a sua manutenção/melhoria, o IFIM deve ser utilizado sempre que se recorrer ao segundo nível da abordagem hierárquica, independentemente da dimensão da infraestrutura.

Nestes casos particulares, as simulações de habitat realizadas podem ter como objetivo a manutenção de proporções da SPU superiores às consideradas para a generalidade das massas de água, podendo atingir os 100%.

Na aplicação da metodologia holística (terceiro nível do sistema hierárquico) é ainda particularmente recomendada a integração de especialistas nos elementos/grupos biológicos e habitat relevantes na situação em causa.





**Figura 4.3 – Zonas com valores de conservação da natureza  
(adaptado do Portal de Cartografia do ICNF<sup>4</sup> e SNIAmb)**

### g. Situações potencialmente complexas

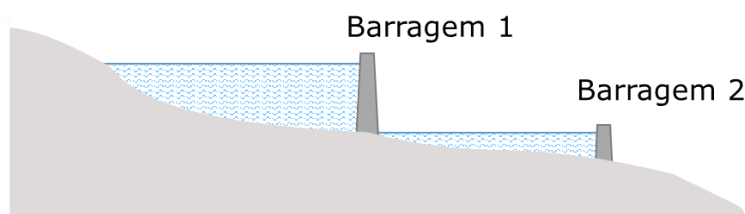
No caso de um AH em que a determinação e implementação do RCE se revele mais complexa (por exemplo quando estão identificados diversos usos da água que se podem sobrepor ou concorrer entre si), o recurso ao terceiro nível do sistema hierárquico proposto pode facilitar a articulação entre as diferentes necessidades e expectativas dos vários utilizadores, uma vez que no grupo de partes interessadas (a constituir formalmente no âmbito da aplicação da metodologia holística) podem ser integradas diversas entidades, tais como Entidade Licenciadora, titular do TURH, outras entidades da administração, municípios, associações de utilizadores e ONGA.

<sup>4</sup> Disponível no Portal de SIG do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (<http://geocatalogo.icnf.pt/>).

## h. Localização do aproveitamento hidráulico

A localização de um AH ao longo da rede hidrográfica pode ocasionar impactes ambientais diferenciados, de magnitude crescente para jusante (p.e., em relação à migração de espécies piscícolas anádromas). Embora esta característica não deva influir na escolha dos métodos de determinação do RCE no âmbito da abordagem hierárquica proposta, deve ser incorporada no processo de decisão.

No caso de AH em cascata, ou seja, em que a curva de regolfo da albufeira de jusante atinge a barragem do AH de montante (i.e., albufeiras sucessivas, **Figura 4.4**), apenas o AH localizado mais a jusante necessitará de libertar RCE. No entanto, para efeitos de determinação do RCE e de análise da sua viabilidade, devem ser consideradas as disponibilidades associadas com a capacidade de regularização dos vários AH que integram o sistema.



**Figura 4.4 – Esquema representativo de corte longitudinal em troço com AH em cascata**

Noutras situações, por exemplo quando o segmento fluvial entre o AH de montante e o regolfo da albufeira a jusante é pouco extenso (p.e., inferior a 2 km de comprimento), deve ser analisado o custo-benefício de garantir um RCE gerado com base nos métodos propostos e com os objetivos considerados neste documento. A avaliação desta necessidade e a decisão sobre os termos de implementação desta ou outras medidas será efetuada caso-a-caso, pela Entidade Licenciadora.

### 4.4 DETERMINAÇÃO DO REGIME DE CAUDAIS PARA ANOS SECOS

Em anos secos, os valores do RCE estabelecidos para ano médio poderão ser corrigidos por fatores de redução. Para que um ano possa ser considerado como seco, para efeitos de aplicação dos referidos fatores de redução, deverá ser verificado se a precipitação acumulada<sup>5</sup> nos 6 meses antecedentes desse ano é inferior ao valor acumulado no mesmo período com 20% de probabilidade de não excedência.

<sup>5</sup> Num ou mais postos hidrográficos de referência situados na bacia hidrográfica do AH (ou na sua proximidade).

Assim, os fatores de redução serão calculados, para cada mês, pelo quociente entre a precipitação acumulada nos seis meses antecedentes a esse mês e o valor acumulado no mesmo período com 20% de probabilidade de não excedência, não podendo ser inferiores a 0,25.

De forma complementar, terá também de ser considerado o volume armazenado na albufeira, de modo a verificar a aplicabilidade dos valores calculados, comprovado que as reservas existentes na albufeira do AH permitem satisfazer os usos prioritários (p.e., abastecimento público) e o RCE previsto.

. A libertação do RCE estabelecido para ano seco deverá ser sempre objeto de validação prévia por parte da Autoridade Nacional da Água, após entrega de informação justificativa pelo titular do TURH. Nesta informação deverão ser considerados os postos udográficos<sup>5</sup> utilizados para a definição do RCE, estabelecendo-se os respetivos fatores de ponderação com base no método dos polígonos de Thiessen. Deverão também ser identificado, para cada mês, os correspondentes valores de precipitação ponderada acumulada em 6 meses antecedentes com 20% de probabilidade de não excedência.

## **4.5 DETERMINAÇÃO DE CAUDAIS DE LIMPEZA**

### **4.5.1 Enquadramento**

Os caudais de limpeza permitem promover o arrastamento de sedimentos mais finos e o controle da progressão da vegetação no curso de água a jusante da infraestrutura hidráulica, devendo ser descarregados: i) em AH em que os caudais resultantes da sua operação não tenham magnitude ou frequência suficientes para assegurar essa função; ou ii) na ausência de cheias naturais.

Na ausência de cheias naturais, estes caudais devem ser descarregados com intervalos compreendidos entre 4 e 6 anos, a decidir em função das condições do leito a jusante. Esta descarga deverá ocorrer preferencialmente no período do ano em que se registam caudais naturais mais elevados.

Ao determinar caudais de limpeza é necessário ter desde logo em conta a capacidade de vazão dos equipamentos de descarga instalados. Os caudais de limpeza podem ser determinados com recurso a diferentes abordagens (Alves e Bernardo, 2003), descrevendo-se em seguida os procedimentos a empregar segundo duas abordagens alternativas:

- Determinação do caudal de limpeza com base em métodos hidrológicos, considerando um determinado período de retorno;
- Determinação do caudal de limpeza com recurso a equações de transporte sólido.

#### **4.5.2 Abordagem hidrológica**

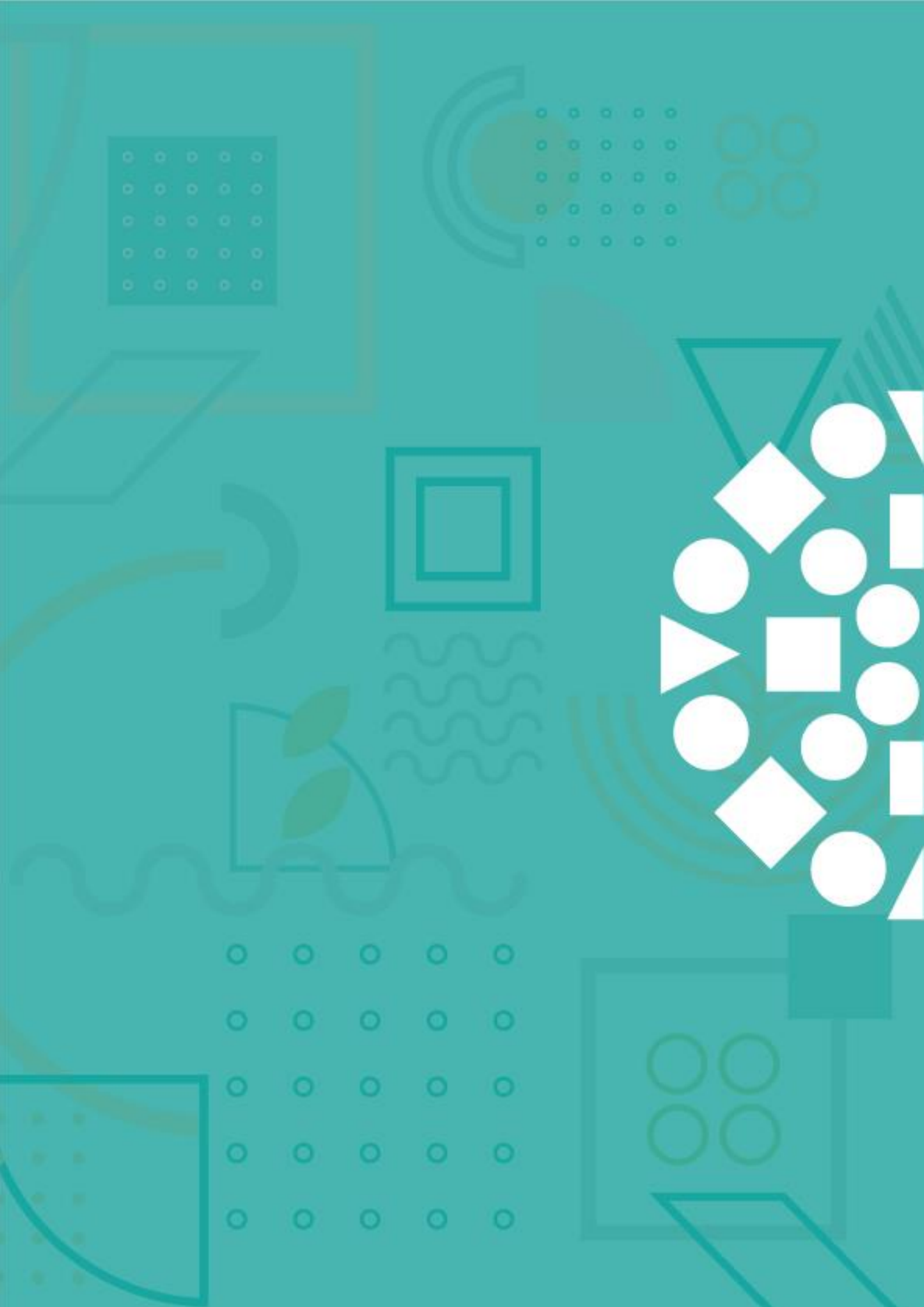
De acordo com o estabelecido em Alves e Bernardo (2003), no mês de escoamento médio em regime natural mais elevado, deve ser descarregado um caudal com período de retorno de 2 anos. Este caudal será determinado com base em registos históricos, a partir de CDC ou, caso estes não estejam disponíveis, com base em modelação. O caudal a descarregar deverá sofrer um aumento gradual durante cerca de 3 horas, seguido por um decréscimo gradual também ao longo de 3 horas na fase final do período de cheia.

#### **4.5.3 Equações de transporte sólido**

Para determinação dos caudais de limpeza com recurso a equações de transporte sólido deverá ser seguido o seguinte procedimento:

- Efetua-se uma inspeção ao troço de leito a jusante do AH, existente ou a construir, identificando as zonas em que é, ou se prevê ser, necessário remover sedimentos em excesso.
- Com base na amostragem de sedimentos das zonas selecionadas, ou na dimensão dos sedimentos que se estima ser necessário remover, e em considerações de ordem morfológica e ecológica, será definida a dimensão máxima dos sedimentos a remover.
- Determina-se a tensão crítica de arrastamento relativa à dimensão máxima dos sedimentos a remover.
- Determina-se o caudal que cria uma tensão de arrastamento média 20% superior à referida tensão crítica.
- Através de simulações hidrodinâmicas no troço, determina-se o hidrograma dos caudais de limpeza que é necessário libertar no AH para cumprir os objetivos estabelecidos. Deve ainda ser indicado o intervalo de tempo previsto para essa libertação e respetiva justificação. Os caudais assim determinados devem ser comparados com os caudais de cheia em regime natural, para períodos de retorno de 2 e 5 anos.

As abordagens metodológicas propostas nos pontos anteriores devem ser validadas no terreno e, com base nesses resultados podem ser propostas adaptações à Entidade Licenciadora, baseada nas condições do AH e/ou dos setores fluviais em causa.



# 5. PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO PARA AVALIAR A EFICÁCIA DO RCE

## 5.1 ENQUADRAMENTO

Os RCE são descarregados para a prossecução de determinados objetivos sendo, consequentemente, necessário avaliar a respetiva eficácia.

No contexto da DQA, os RCE devem assegurar um regime hidrológico consistente com a manutenção dos objetivos ambientais estabelecidos para as MA superficiais, conforme estipulado no artigo 4.º (1) daquela Diretiva.

No âmbito do presente Guia, esses objetivos integram aspetos adicionais, sendo formulados da seguinte forma:

- Para as **massas de água naturais**: não deterioração e proteção ou recuperação da qualidade dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos de forma a atingir o Bom Estado, cumprindo ainda os objetivos estabelecidos para as Zonas Protegidas. Assegurar também a produção de espécies com interesse desportivo ou comercial, bem como a conservação e manutenção de outros valores que lhes estão associados.
- Para as **massas de água fortemente modificadas**: proteção e melhoria do Estado, de forma a alcançar níveis de qualidade dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos compatíveis com o Bom Potencial Ecológico, cumprindo ainda os objetivos estabelecidos para as Zonas Protegidas. Deverá também assegurar, na medida do possível, a produção de espécies com interesse desportivo ou comercial, bem como a conservação e manutenção de outros valores que lhes estão associados.

Assim, com o enquadramento legal vigente, os RCE a libertar devem genericamente contribuir para alcançar os objetivos ambientais estabelecidos na DQA (transpostos para o regime jurídico nacional através da Lei da Água e do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, nas suas redações atuais), com particular consideração pelas *taxa* com relevância desportiva e/ou comercial (se pertinentes no caso em análise) e a preservação dos serviços e funções dos ecossistemas.

Neste contexto, é necessário levar a cabo **programas de monitorização padronizados**, que permitam aferir as consequências das alterações hidrológicas, incluindo a libertação do RCE sobre os ecossistemas aquáticos e comunidades biológicas associadas e concluir sobre a adequação dos caudais ecológicos.

Com esse propósito, os referidos programas devem considerar elementos sensíveis a alterações de curto prazo (p.e., relacionados com elementos biológicos, como os macroinvertebrados bentónicos, e algumas variáveis hidromorfológicas, como o número de secções críticas e a presença de habitats do tipo *riffle*) e de longo prazo (nomeadamente ao nível do elemento de qualidade da fauna piscícola e de variáveis hidromorfológicas, como a configuração da forma do leito ou a deposição e mobilidade do sedimento).

A estrutura dos PMRCE, que a seguir se apresenta, foi desenvolvida tendo por base o conhecimento obtido no âmbito da implementação e avaliação de RCE em Portugal.

No que respeita aos métodos de amostragem e avaliação da qualidade, foram considerados os protocolos de amostragem e indicadores normativos em vigor para determinação do Estado Ecológico em rios, bem como as suas métricas parciais e indicadores complementares, que são úteis no apoio à análise pericial dos dados de monitorização.

A monitorização terá início com o reconhecimento no terreno do troço fluvial afetado pela alteração hidrológica, com base no qual será aferido o número de estações de monitorização a considerar, bem como a respetiva localização.

## **5.2 CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA A JUSANTE DE APROVEITAMENTOS HIDRÁULICOS**

A avaliação da eficácia de um determinado RCE requer a caracterização hidromorfológica da extensão fluvial existente a jusante do AH. Numa primeira fase, esta caracterização permite a identificação de troços relativamente homogéneos do ponto de vista hidromorfológico, aos quais são alocadas estações de monitorização; adicionalmente, a caracterização hidromorfológica visa contribuir para avaliar a adequação do RCE e, eventualmente, como suporte à decisão relativamente à necessidade de adotar medidas mitigadoras adicionais.

A recolha de dados deve ser efetuada em gabinete e no terreno e deve permitir inventariar e descrever as características hidromorfológicas relevantes em termos ecológicos e que



apresentem respostas mais notórias à alteração de caudais. A metodologia de caracterização hidromorfológica a jusante dos AH é apresentada no **ANEXO 2**.

O enquadramento desta caracterização no âmbito da avaliação da eficácia do RCE, bem como as diferenças existentes no que respeita à avaliação da qualidade ecológica com recurso aos elementos de qualidade hidromorfológicos, são sintetizados em seguida.

Importa notar a diferença entre a caracterização hidromorfológica a jusante do AH, preconizada neste caso para efeitos de análise da eficácia do RCE, e a avaliação da qualidade ecológica com base em elementos de qualidade hidromorfológicos:

- A avaliação da eficácia de um determinado RCE requer a caracterização hidromorfológica da extensão fluvial existente a jusante do AH para a qual são definidos os caudais ecológicos, i.e., da totalidade da MAFM ou massa de água afetada por alteração hidrológica. A recolha de dados deve ser concretizada em gabinete e no terreno e deve permitir caracterizar os aspetos hidromorfológicos relevantes em termos ecológicos e que apresentem respostas mais notórias à alteração de caudais, servindo para avaliar a adequação do RCE e, eventualmente, como suporte à decisão relativamente à necessidade de adotar medidas mitigadoras adicionais.
- No âmbito da DQA, os elementos de qualidade hidromorfológicos são uma das componentes de monitorização obrigatória, sendo considerados como elementos de suporte aos elementos de qualidade biológicos. No caso dos rios de pequena a média-grande dimensão, esta avaliação é realizada com recurso à aplicação de metodologia *River Habitat Survey* (RHS), enquanto nos Grandes Rios é aplicada uma metodologia específica, conforme consta do respetivo protocolo de amostragem disponível em [www.apambiente.pt/dqa/index.html](http://www.apambiente.pt/dqa/index.html).  
A caracterização dos elementos de qualidade hidromorfológicos no âmbito da DQA é realizada tendo por referência estações de monitorização e a extensão caracterizada no terreno varia deste os 500 m nos rios de pequena a média-grande dimensão aos 2000 m no caso dos Grandes Rios. Os resultados da avaliação dos elementos de qualidade hidromorfológica são integrados na classificação do estado/potencial ecológico das massas de água.

### 5.3 ESTAÇÕES DE MONITORIZAÇÃO

As estações de monitorização na massa de água influenciada pela alteração de caudais devem ser, regra geral, selecionadas após a caracterização hidromorfológica da MA, a realizar de acordo com a metodologia identificada no **ANEXO 2**. Neste contexto, a MA é dividida em troços homogéneos (do ponto de vista hidromorfológico) devendo ser alocada pelo menos uma estação de monitorização a cada um destes troços.

O número de estações de monitorização a definir deverá assim variar em função da extensão e da heterogeneidade da MA, sendo desejável definir um mínimo de duas estações por MA. Independentemente das bases consideradas para decidir a localização e número de estações a integrar no PMRCE, a decisão final relativamente ao que é integrado nas obrigações associadas ao TURH cabe à Entidade Licenciadora.

A **localização de estações** de monitorização deve ser decidida considerando que:

- uma das estações deverá estar localizada o mais próximo possível do AH e a montante de afluentes importantes. Desta forma será possível recolher informação num setor em que a alteração de caudais é a principal pressão antrópica e onde, conseqüentemente, a qualidade ecológica depende sobretudo do RCE implementado.
- as estações de monitorização devem apresentar garantia de acesso (pessoas e equipamentos) e condições de segurança adequadas para aplicação das metodologias padronizadas de amostragem, aspeto relevante durante todo o ano no caso das amostragens trimestrais dos elementos físico-químicos de suporte.
- as estações de monitorização devem estar localizadas fora da área de confluência com afluentes e sempre que possível afastadas de zonas com perturbação antrópica evidente (p.e., pontes, estradas, habitações, locais de rejeição de efluentes).

O PMRCE deve ainda considerar o estabelecimento de uma ou duas estações de controlo em MA superficiais naturais – preferencialmente localizadas em MA com pressões idênticas (excluindo alteração hidrológica) e evitando locais excessivamente degradados –, respeitando as condicionantes operacionais acima identificadas. Estas estações devem idealmente pertencer à mesma tipologia abiótica (INAG, 2008) e agrupamento piscícola (de acordo com o índice normativo F-IBIP<sup>6</sup>, ver INAG e AFN, 2012) das estações situadas no AH influenciado pelo RCE descarregado.

#### **5.4 ELEMENTOS A AVALIAR E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM**

No âmbito dos PMRCE, a monitorização da qualidade ecológica nas estações de monitorização deve abranger **elementos de qualidade identificados no Anexo V da DQA**, distribuídos pelos seguintes grupos: elementos de qualidade biológicos, elementos físico-químicos de suporte aos elementos biológicos e elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos.

---

<sup>6</sup> Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental

Na **Tabela 5.1** são apresentados, de forma sumária, os constituintes base dos PMRCE a implementar, atendendo aos sistemas de classificação em vigor.

**Tabela 5.1 – Elementos de qualidade e grupos de indicadores a considerar nos programas de monitorização**

Elementos de qualidade		Grupos de indicadores
Biológicos	Fauna piscícola*	Composição, abundância e estrutura dimensional
	Macroinvertebrados	Composição e abundância
Hidromorfológicos	Metodologias RHS ou MAQH <sub>GR</sub> **	Condições de escoamento e condições morfológicas Estrutura da zona ripícola
	Medição contínua do RCE e dos restantes caudais descarregados	Variáveis hidrológicas
Físico-químicos	Elementos físico-químicos gerais	Condições térmicas Condições de oxigenação Salinidade Estado de acidificação Condições relativas aos nutrientes

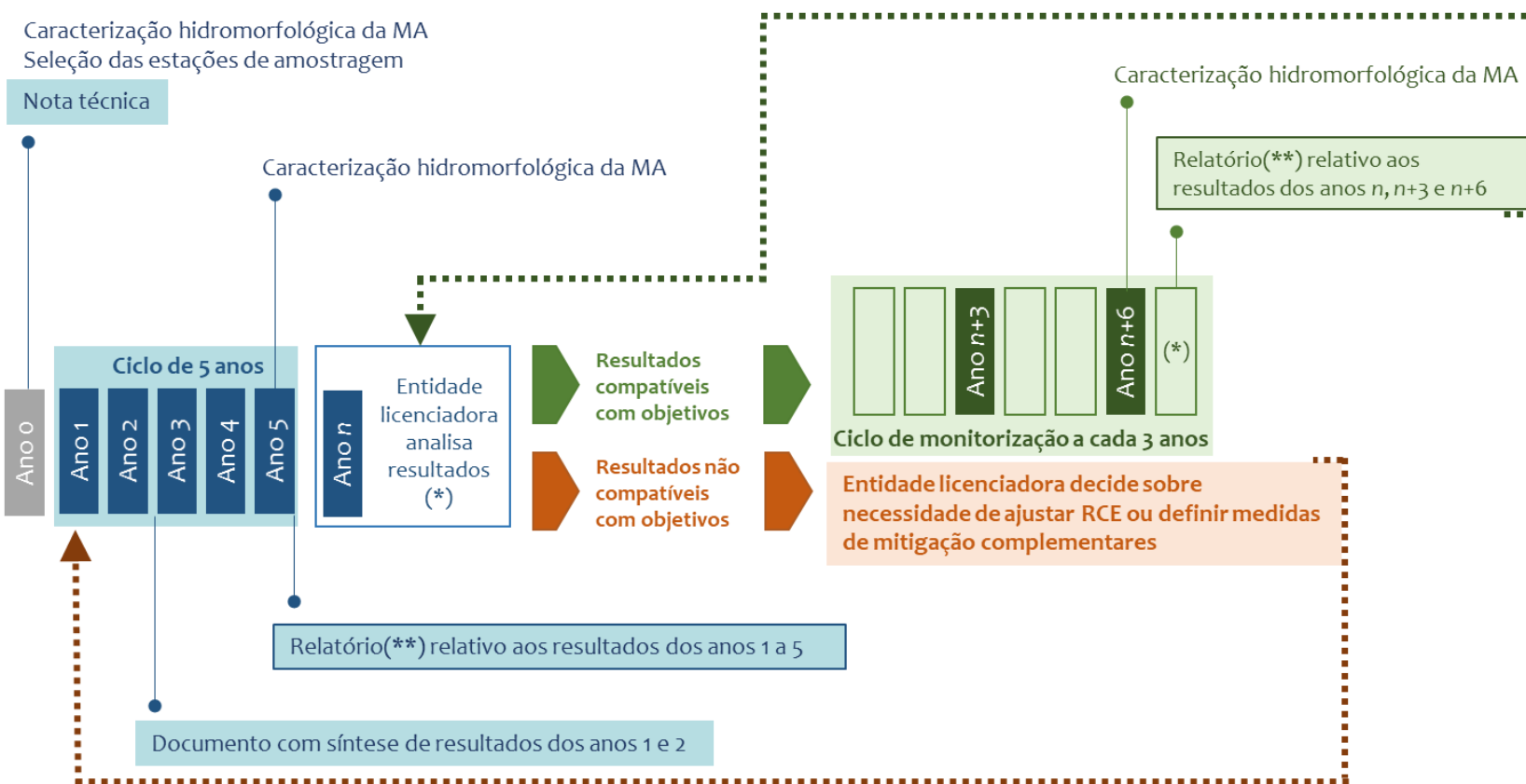
\* Em troços em que, por condições naturais, este elemento de qualidade não se encontra presente, o mesmo pode ser suprimido do PMRCE.

\*\* A metodologia MAQH<sub>GR</sub> é aplicada exclusivamente em Grandes Rios.

Os constituintes do PMRCE poderão ser ajustados em função de condições particulares da MA a beneficiar (p.e., na ausência de comunidade piscícola) ou em função de objetivos específicos que sejam estabelecidos, estando os ajustes sujeitos a concordância prévia da Entidade Licenciadora.

Adicionalmente, o PMRCE deve ainda integrar a **caracterização hidromorfológica da totalidade do troço sob estudo**, incluindo a caracterização das galerias ribeirinhas e o levantamento de outras informações pertinentes no que respeita à avaliação da eficácia do RCE (**Anexo 2**).

Os PMRCE a implementar devem ser estruturados tendo por base a **Figura 5.1**, devendo cada ciclo anual ser iniciado, sempre que possível, no verão e terminar na primavera seguinte, de forma a integrar variações de qualidade e quantidade com os respetivos efeitos ao nível dos elementos de qualidade biológica.



A frequência de monitorização nos ciclos de 5 anos segue o indicado na Tabela 5.2; caso se cumpram os requisitos para a simplificação do programa de monitorização, os elementos biológicos e físico-químicos são monitorizados a cada 3 anos, enquanto os elementos hidromorfológicos são repetidos a cada 6 anos.

(\*) Após o término de qualquer ciclo de monitorização e caso a entidade licenciadora não emita parecer atempado quanto ao atingir dos objetivos, a monitorização deve prosseguir com frequência anual.

(\*\*) Os prazos de entrega dos relatórios encontram-se definidos na Tabela 5.4.

**Figura 5.1 – Representação esquemática do PMRCE**

De forma geral, o primeiro ciclo de monitorização a realizar após a implementação de um RCE terá a duração de **seis anos** (ano 0 + 5 anos de monitorização de elementos de qualidade), sendo a periodicidade de amostragem dos diferentes elementos ajustada de acordo com a **Tabela 5.2**. Caso o ano 0 tenha sido realizado até 3 anos (inclusive) antes do início da implementação do RCE, o primeiro ciclo de monitorização poderá englobar apenas os **cinco anos de monitorização de elementos de qualidade**.

**Tabela 5.2 – Periodicidade de amostragem (Est. RCE – estações no troço a jusante do AH; Est. Controlo - estações de controlo)**

Ano	Estações	Elementos de qualidade DQA			Outros parâmetros	
		Biológicos	Físico-químicos	Metodologias RHS ou MAQH <sub>GR</sub> <sup>1</sup>	Registo de caudais	Caracterização hidromorfológica <sup>2</sup>
0	Est. RCE	-	-	-	Contínuo	Primavera ou verão
	Est. Controlo	-	-	-	-	-
1	Est. RCE	Primavera	Trimestral	Primavera	Contínuo	
	Est. Controlo	Primavera	Trimestral	-	-	-
2	Est. RCE	Primavera	Trimestral	-	Contínuo	-
	Est. Controlo	-	-	-	-	-
3	Est. RCE	Primavera	Trimestral	-	Contínuo	-
	Est. Controlo	Primavera	Trimestral	-	-	-
4	Est. RCE	Primavera	Trimestral	-	Contínuo	-
	Est. Controlo	-	-	-	-	-
5	Est. RCE	Primavera	Trimestral	Primavera	Contínuo	Primavera ou verão
	Est. Controlo	Primavera	Trimestral	-	-	-

<sup>1</sup> A metodologia MAQH<sub>GR</sub> é aplicada exclusivamente em Grandes Rios.

<sup>2</sup> Conforme Anexo 2.

Com a conclusão do primeiro ciclo de monitorização, e caso não tenham sido alcançados os objetivos estabelecidos para a MA, será necessário reavaliar o RCE e eventualmente adequá-lo. A implementação de um novo RCE ou o ajustamento dos valores descarregados implicam a repetição de um ciclo de monitorização completo (**cinco anos**), embora a caracterização e avaliação hidromorfológicas sejam neste caso efetuadas somente no final do período (equivalente a ano 5).

Nas situações em que os objetivos ambientais forem alcançados e caso não exista alteração no RCE implementado, o PMRCE é simplificado, passando a ser monitorizadas apenas as estações diretamente influenciadas pelo RCE. Neste caso, a monitorização a implementar deve ter a periodicidade mínima indicada na DQA, com a amostragem de elementos biológicos e físico-químicos de suporte de **três em três anos**, enquanto os elementos hidromorfológicos serão repetidos a cada seis anos. No ano em que são avaliados os elementos hidromorfológicos, deve também ser efetuada a caracterização hidromorfológica da MA, de acordo com a metodologia apresentada no **Anexo 2**.

## 5.5 METODOLOGIAS DE AMOSTRAGEM

Para a amostragem dos elementos de qualidade são seguidas as especificações técnicas dos Protocolos de Amostragem e Análise em vigor, disponíveis em [www.apambiente.pt/dqa/index.html](http://www.apambiente.pt/dqa/index.html). Para a recolha dos elementos físico-químicos de suporte devem ser tidas por base as normas de qualidade aplicáveis, conforme Decreto-Lei n.º 42/2016, de 1 de agosto, na sua redação atual, bem como manuais existentes (exemplo: guia RELACRE n.º 28, de 2017).

## 5.6 CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO

A avaliação da qualidade ecológica é efetuada com recurso aos **critérios normativos definidos pela Autoridade Nacional da Água** para as MA da categoria Rios, conforme constam nos PGRH em vigor. Com base nos critérios atualmente em vigor, nos PMRCE abrangidos pelo âmbito deste Guia, devem assim ser considerados os índices e parâmetros de qualidade identificados na **Tabela 5.3**.

**Tabela 5.3 – Índices e parâmetros a considerar no âmbito dos programas de monitorização**

Elementos de qualidade		Índices e parâmetros de qualidade a determinar
Biológicos	Fauna Piscícola	<ul style="list-style-type: none"> <li>Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP)</li> <li>Índice Piscícola de Integridade Biótica para Grandes Rios (F-IBIP<sub>GR</sub>)<sup>1</sup></li> </ul>
	Macroinvertebrados	<ul style="list-style-type: none"> <li>Índice Português de Invertebrados do Norte (IPtIN)<sup>2</sup></li> <li>Índice Português de Invertebrados do Sul (IPtIS)<sup>2</sup></li> </ul>

Elementos de qualidade		Índices e parâmetros de qualidade a determinar
Hidromorfológicos	Avaliação da hidromorfologia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Habitat Quality Assessment</i> (HQA) e <i>Habitat Modification Score</i> (HMS)</li> <li>• Índice de Qualidade Hidromorfológica em Grandes Rios (IQ<sub>HGR</sub>)<sup>1</sup></li> </ul>
	Registo contínuo dos RCE descarregados	Caudais instantâneos Valor médio diário Valor mínimo diário Valor médio mensal Valor mínimo mensal Volume mensal
Físico-químicos gerais	Condições relativas a nutrientes	Azoto amoniacal (mg/l NH <sub>4</sub> ) Azoto total (mg/l N) Fosfato (mg/l PO <sub>4</sub> ) Fósforo total (mg/l P) Nitrato (mg/l NO <sub>3</sub> ) Nitrito (mg/l NO <sub>2</sub> )
	Condições de oxigenação	Oxigénio dissolvido (% sat) Oxigénio dissolvido (mg/l O <sub>2</sub> ) Carência Bioquímica em Oxigénio a 5 dias (CBO <sub>5</sub> ) (mg/l O <sub>2</sub> ) Sólidos Suspensos Totais (mg/l)
	Condições térmicas	Temperatura da amostra (°C)
	Estado de acidificação	pH (Escala de Sorensen)
	Salinidade	Condutividade a 20°C (µS/cm)
	Outros parâmetros	Carbono Orgânico Total (COT) (mg/l C) Alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> ) Dureza total (mg/l CaCO <sub>3</sub> )

<sup>1</sup> Aplicável apenas em Grandes Rios.

<sup>2</sup> Conforme o tipo de rio em análise.

Sem prejuízo do indicado, podem ser identificados e adicionados ao programa de monitorização outros elementos de qualidade ou parâmetros cuja determinação seja



pertinente no caso em análise, como sejam, por exemplo, parâmetros microbiológicos ou metais.

A aferição das respostas dos elementos de qualidade biológica às alterações hidrológicas pode ainda ser complementada pela determinação e análise de outros indicadores, métricas intermédias ou índices adicionais, a avaliar de forma pericial, nomeadamente:

- Fauna piscícola - Índices EFI (*European Fish Index*) e respetivas métricas; estrutura dimensional/etária.
- Macroinvertebrados bentónicos – Métricas intermédias dos índices IPT<sub>M</sub> e IPT<sub>S</sub>; índice IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*); grupos funcionais (estrutura trófica).

Caso sejam identificados novos indicadores que se revelem pertinentes no que respeita à análise da relação entre as alterações hidrológicas e as comunidades dulçaquícolas, estes devem ser integrados nos PMRCE após indicação nesse sentido por parte da entidade licenciadora/concedente.

## 5.7 APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS

A comunicação formal dos resultados é realizada através de um conjunto de relatórios e outros documentos, de acordo com a **Tabela 5.4**.

**Tabela 5.4 – Documentos a entregar: tipo de informação a considerar e prazo para entrega**

Produto	Tipo de informação	Prazos
<b>Nota Técnica</b>	Síntese da caracterização hidromorfológica; Proposta de localização das estações de monitorização.	A proposta das estações de monitorização a selecionar deverá ser apresentada até um mês após a conclusão dos trabalhos de campo, sendo acompanhada de um resumo dos resultados de caracterização hidromorfológica <sup>7</sup> .

<sup>7</sup> Na nota técnica deve apenas ser apresentada uma síntese geral dos resultados associados à caracterização hidromorfológica, que servirá para suportar a adequação das estações propostas; as metodologias e resultados detalhados relativamente a esta componente deverão integrar o Relatório a apresentar no final do Ano 2 (relativo aos resultados do ano 1 e ano 2; primeira caracterização) e o Relatório Final (nova caracterização, com comparação com dados hidromorfológicos anteriores).

Produto	Tipo de informação	Prazos
<b>Documento com síntese de resultados dos anos 1 e 2</b>	Caracterização hidromorfológica; Síntese dos resultados do primeiro e segundo anos.	Até cinco meses após a última campanha de amostragem.
<b>Relatório final do ciclo de monitorização</b>	Apresentação e discussão pormenorizada dos resultados do ciclo de monitorização.	Até nove meses após a última campanha de amostragem.
<b>Informação de base</b>	Matrizes editáveis ( <i>Microsoft Excel™</i> ou outro formato a definir)	Anualmente, até ao final do 1.º trimestre do ano seguinte àquele a que os dados dizem respeito.

Para facilitar a sistematização e uniformização da informação a integrar nos relatórios finais é apresentada na **Tabela 5.5** a estrutura-base que deve ser considerada, bem como os respetivos conteúdos mínimos por capítulo. Este relatório deve integrar a informação recolhida no decurso dos ciclos de monitorização (conforme **Figura 5.1**).

**Tabela 5.5 – Estrutura-base do Relatório Final de ciclo de monitorização**

Capítulo	Conteúdo mínimo
<b>Introdução</b> (1 a 3 páginas)	Enquadramento e objetivos; descrição do AH e área de estudo; âmbito espacial e temporal; equipa técnica.
<b>Antecedentes</b> (1 a 3 páginas)	Condições e obrigações associadas ao contrato de concessão/TURH; histórico de libertação de RCE (com apresentação de gráficos/tabelas relativos aos caudais) e de monitorização.
<b>Caracterização hidromorfológica</b>	Metodologia e apresentação de resultados da caracterização hidromorfológica (p.e., setores fluviais, mesohabitats, subtroços, condicionantes) e da galeria ribeirinha.
<b>Descrição do PM</b>	Estações de monitorização; período e frequência; métodos de amostragem, parâmetros considerados e critérios de avaliação.

Capítulo	Conteúdo mínimo
<b>Situações excecionais</b>	Identificação, devidamente fundamentada, de situações anómalas verificadas ao longo do PMRCE (p.e., impossibilidade de operacionalização de alguma componente do PMRCE).
<b>Resultados do PM e discussão</b>	Resultados obtidos (dados sintetizados e índices de qualidade); discussão de resultados (por elemento e análise conjunta), comparando com resultados anteriores.
<b>Avaliação da qualidade ecológica</b>	Avaliação da qualidade ecológica com recurso aos limiares de Estado/Potencial Ecológico para cada um dos ciclos anuais, e caso existam, de ciclos anteriores.
<b>Conclusões e recomendações</b>	Síntese global dos resultados obtidos ao longo do ciclo e considerações sobre avaliação da eficácia do RCE.  Quando justificável, identificação de medidas de mitigação complementares (p.e., ações de recuperação de habitats) a implementar no ciclo seguinte, incluindo descrição e cronograma de execução.
<b>Proposta de alterações ao PM</b>	Propostas de revisão e/ou alterações ao PMRCE.
<b>Bibliografia</b>	Listagem das referências bibliográficas incluídas no texto.
<b>Anexos</b>	Matrizes de resultados (dados brutos), registos fotográficos e informações adicionais que possam ser pertinentes para a interpretação dos resultados.

Importa referir que, caso a monitorização do RCE esteja enquadrada num procedimento formal de Avaliação de Impacte Ambiental (Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro, alterado e republicado pelo Decreto-lei n.º 152-B/2017, de 11 de dezembro, na sua redação atual) – mais concretamente na fase de Pós-Avaliação –, o Relatório Final terá de ser compatível com o estabelecido na Portaria n.º 395/2015, de 4 de novembro, que regulamenta a estrutura dos relatórios de monitorização, com as devidas adaptações ao caso em apreço.

Os restantes documentos<sup>8</sup> requeridos de acordo com a **Tabela 5.4** deverão apresentar uma estrutura similar à identificada para o Relatório Final de ciclo de monitorização, embora os respetivos conteúdos devam ser mais sintéticos.

Sempre que os titulares do TURH identifiquem situações que necessitem uma resposta atempada por parte da Entidade Licenciadora, estas devem ser comunicadas no menor prazo possível e independentemente das datas previstas para a entrega de documentos.

---

<sup>8</sup> Excluindo o item relativo à informação de base, que corresponde ao preenchimento das matrizes em formato Microsoft Excel, ou outro formato editável, a estruturar de acordo com o indicado pela Entidade Licenciadora.

# 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, M.H. e J.M. Bernardo (2003). *Caudais Ecológicos em Portugal*. INAG, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa, Portugal.

Baril, D., Courret, D. e B. Faure (2014). *Note technique sur la conception des dispositifs de restitution du debit minimal*. ONEMA DCUAT, ONEMA - Pôle Ecohydraulique e OIEAU. Janvier, 2014.

Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.M., Taylor, J. e J. Henriksen (1998). *Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodolgy*. USGS Biological Resources Division, Fort Collins

Caletková, J., Klimanova, M. e D. Komínková (2012). Determination of Ecological Flow for Macroinvertebrate Communities in Streams Affected by Urban Drainage - Case Study of Prague. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* **5**(Suppl 1: M6): 56-64.

Dyson, M., Bergkamp, G. e J. Scanlon (2003). *The Essentials of Environmental Flows*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

EC (2015). *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. Guidance Document No. 31 European Commission.

Ferreira, A. C. (2010). *Análise hidráulica de potenciais soluções para a descarga controlada de caudais ecológicos em aproveitamentos hidroeléctricos*. Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de Mestre em Engenharia Civil - Especialização em Hidráulica. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Gan, K. e T. McMahon (1990). Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regulated Rivers: Research & Management* **5**: 233-239.

Godinho, F.; Costa, S.; Pinheiro, P.; Reis, F. e A. Pinheiro (2014). Integrated procedure for environmental flow assessment in rivers. *Environmental Processes* **1**(2):137-147.

Gopal, B. (2013). *Environmental flows: An introduction for water resource managers*. National Institute of Ecology, New Delhi.

Gore, J.A., Nestler, J.M. e J.B. Layzer (1989). Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. *Regulated Rivers: Research & Management* **3**: 35-48.

INAG, I.P. (2008). *Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. e AFN (2012). *Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.

King, J. M., Brown, C. A. e H. Sabet (2003). A scenario-based holistic approach for environmental flow assessments. *River Research and Applications* **19**: 619-639.

Leathe, S.A. e F.A. Nelson (1986). *A literature evaluation of Montana's wetted perimeter inflection point method for deriving instream flow recommendations*. Helena, MT, Department of Fish, Wildlife, and Parks, 70 p.

Li, F, Cai, Q., Fu, X. e J. Liu (2009). Construction of habitat suitability models (HSMS) for benthic macroinvertebrate and their applications to instream environmental flows: a case study in Xiangxi river of Three Gorges Reservoir region, China. *Progress in Natural Science* **19**(3): 359-367.

Moyle, P. B., Williams, J. G. e J. D. Kiernan (2011). *Improving environmental flow methods used in California Federal Energy Regulatory Commission Relicensing*. California Energy Commission, PIER. CEC-500-2011-037.

Nelson, F.A. (1980). Evaluation of selected instream flow methods in Montana. *In Proceedings of the Annual Conference of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*. pp 412-432.

Pinheiro, P. (2019). Enquadramento jurídico dos regimes de caudais ecológicos em Portugal. *In Temas de Direito da Água - Volume 2*, J. Miranda, R. C. Marques e A. L. Guimarães, (Edts.). Instituto de Ciências Jurídico-Políticas, Centro de Investigação de Direito Público. Faculdade de Direito da Universidade de Lisboa, pp 181-222.

Poff, N. L., Richter, B., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J., Merritt, D. M., O'Keefe, J., Olden, J., Rogers, K., Tharme, R. E. e A. Warner (2010). The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**(1): 147-170.

Portela, M.M. (2006). *Definition of environmental flows in rivers of the south of Portugal*. 8º Congresso da Água - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Figueira da Foz, 14 pp.

Rivaes, R., Rodríguez-González, P.M., Albuquerque, A., Ferreira, M.T. e A. Pinheiro (2011). Uma nova ferramenta de restauro: aplicação de um modelo preditivo da evolução da vegetação ripícola em função das alterações hidrológicas. *Recursos Hídricos* **32**: 29-41

Rivaes, R., Boavida, I., Santos, J.M., Pinheiro, A.N. e M.T. Ferreira (2017). Importance of considering riparian vegetation requirements for the long-term efficiency of environmental flows in aquatic microhabitats. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **21**: 5763-5780.

SEPA (2018). Supporting Guidance (WAT-SG-74). *Sector-specific Guidance: Hydropower*. Scottish Environment Protection Agency (SEPA). Version 3.0, Oct 2018.

Stalnaker C. B. e R. T. Milhous (1983). *Responses to general questions compiled by the convenors of the Instream Flow Technology Section of the 1983 Hydropower Conference*. Northwest Small Hydroelectric Association. November 29-December 1.

Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* **19**:397-441.

World Bank (2018). *Environmental Flows for Hydropower Projects: Guidance for the Private Sector in Emerging Markets*. Washington, USA: International Finance Corporation.



## 7. GLOSSÁRIO

**Águas interiores:** conjunto das águas superficiais (lênticas ou lóticas) e das águas subterrâneas que se encontram do lado terrestre da linha de base, a partir da qual são marcadas as águas territoriais.

**Águas superficiais:** as águas interiores (com exceção das águas subterrâneas), as águas de transição e as águas costeiras, incluindo, no que se refere ao estado químico, as águas territoriais.

**Autoridade Nacional da Água:** o órgão da Administração Pública que compete garantir a prossecução da política nacional das águas e assegurar a nível nacional a gestão sustentável dos recursos hídricos assente no princípio da Região Hidrográfica como unidade principal de planeamento e gestão, de forma articulada com outras políticas sectoriais e em colaboração com entidades públicas e privadas que concorram para o mesmo fim, tendo em vista um elevado nível de proteção e preservação do recurso água.

**Bacia hidrográfica:** a área terrestre – estabelecida pelas suas características topográficas e geológicas – a partir da qual todas as águas fluem para o mar, através de uma sequência de rios, ribeiros ou eventualmente lagos, desaguando numa única foz, estuário ou delta.

**Bom estado das massas de águas superficiais:** o estado global em que se encontra uma massa de água quando o seu estado ecológico e seu estado químico são considerados, pelo menos, bons.

**Captação de água:** estrutura que permite a extração de volumes de água, superficiais ou subterrâneas, ao meio hídrico, independentemente da finalidade a que se destina.

**Dispositivo de Libertação de Caudal Ecológico:** mecanismo que é instalado para o lançamento exclusivo do RCE definido, devendo permitir descarregar a gama de valores mínimos e máximos definidos.

**Elemento de qualidade:** no contexto da DQA são os elementos usados para avaliar o estado ecológico das massas de água, sendo diferenciados em elementos biológicos, hidromorfológicos, químicos e físico-químicos de suporte aos biológicos.

**Entidade Licenciadora:** o órgão da Administração Pública a que compete aplicar o regime jurídico das utilizações dos recursos hídricos, nos termos previstos na Lei da Água e no Decreto-lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio, na sua redação atual.

**Estação de monitorização:** local/troço onde se processa, de forma sistemática, a recolha de informação sobre os vários elementos de qualidade para a classificação do estado das

massas de água, visando acompanhar os resultados obtidos numa massa de água face aos objetivos definidos.

**Estado ecológico:** a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas superficiais, classificada nos termos do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março.

**Estratificação térmica:** fenómeno que ocorre em massas de água como lagos e albufeiras, resultante das variações de temperatura entre as camadas superficiais da massa de água e as camadas mais profundas. Em Portugal continental este fenómeno ocorre nos meses mais quentes, sendo despoletado pelo aumento de energia solar recebida à superfície da água. Com o aumento da temperatura nos meses de verão, a estratificação vai-se acentuando dando origem a três camadas distintas, o epilímnio (estrato mais superficial), o metalímnio (ou termoclina, zona de transição entre estratos) e o hipolímnio (estrato mais profundo). No outono, com a descida das temperaturas, a estratificação dá lugar à homogeneização, voltando a haver circulação ao longo da coluna de água.

**Fauna piscícola:** é o conjunto das espécies de peixes existentes numa determinada região biogeográfica.

**Hipolimnion (ou hipolímnio):** estrato inferior da coluna de água, num lago ou albufeira termicamente estratificado. No período de estratificação esta camada é constituída por água mais fria. Pela menor circulação da água, o oxigénio existente nesta camada vai sendo consumido, podendo registar-se valores muito baixos ou mesmo nulos durante a estratificação estival. As alterações das características físico-químicas da água estendem-se a outros parâmetros químicos e físico-químicos.

**Hydropeaking:** variações acentuadas do caudal decorrentes do funcionamento de uma central hidroelétrica, que provocam flutuações significativas do nível no curso de água.

**Índices de qualidade:** índices calculados com base na constituição taxonómica da comunidade biótica, que traduzem a influência da atividade humana sobre a mesma comunidade.

**Infraestruturas hidráulicas:** quaisquer obras ou conjuntos de obras, instalações ou equipamentos instalados com carácter fixo nos leitos ou margens destinadas a permitir a utilização das águas para fins de interesse geral.

**Macroinvertebrados bentónicos:** organismos invertebrados com dimensões superiores a 1 mm, e que vivem, pelo menos uma parte do seu ciclo de vida, preferencialmente nas massas de água superficiais.

**Massa de água:** um elemento discreto e homogéneo de águas superficiais ou subterrâneas, como por exemplo um lago, uma albufeira, um ribeiro, rio ou canal, um troço de ribeiro, rio ou canal, águas de transição ou uma faixa de águas costeiras.

**Massa de água fortemente modificada:** a massa de água superficial cujas características foram consideravelmente modificadas por alterações físicas resultantes da atividade humana e que adquiriu um carácter substancialmente diferente, designada como tal em normativo próprio.

**Métricas (biológicas):** um valor calculado, representativo de um aspeto da estrutura, da função, da diversidade ou de outras características da população e/ou comunidade biológica que muda de maneira previsível em função das pressões antrópicas.

**Monitorização:** o processo de recolha e processamento de informação sobre elementos de qualidade para a classificação do estado das águas e das várias componentes do ciclo hidrológico, visando, de forma sistemática, acompanhar o comportamento do sistema ou um objetivo específico.

**Objetivos ambientais:** os objetivos definidos nos artigos 45.º a 48.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro.

**Passagem para peixes:** estrutura ou mecanismo, construído ou instalado, com a finalidade de possibilitar a transposição de um determinado obstáculo pelos peixes, apenas num sentido ou em ambos os sentidos migratórios, permitindo reduzir o efeito barreira causado pela existência das estruturas transversais (açudes e barragens).

**Potencial ecológico:** o estado alcançado por uma massa de água artificial ou fortemente modificada, classificado nos termos do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março.

**Qualidade da água:** conjunto de valores de parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos da água que permite avaliar a sua adequação para determinados usos, diretos ou potenciais.

**Rede de Monitorização:** conjunto de estações onde é efetuada monitorização de diversos parâmetros (p.e., biológicos, hidromorfológicos, físico-químicos), possibilitando o acompanhamento da evolução espaço-temporal do recurso, em termos quantitativos e qualitativos, com vista à sua adequada gestão e a verificação do cumprimento dos normativos nacionais e comunitários.

**Região hidrográfica:** a área de terra e de mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas, constituindo-se como a principal unidade para a gestão das bacias hidrográficas.

**Regime de Caudais Ecológicos:** regimes de caudais a manter no curso de água, variáveis ao longo do ano, tendo por objetivo contribuir para que sejam atingidos os objetivos ambientais das massas de água, assegurando a conservação e a manutenção dos ecossistemas aquáticos, a produção de espécies com interesse desportivo ou

comercial, a conservação e manutenção dos ecossistemas ripícolas e outros valores que lhes estão associados, designadamente de carácter socioeconómico.

**Regolfo:** no caso de uma barragem, regolfo corresponde ao troço do escoamento afetado pela presença dessa infraestrutura hidráulica, ou seja em que as alturas de escoamento diferem das que se verificariam em condições naturais.

**Rio:** a massa de água interior que corre, na maior parte da sua extensão, à superfície, mas que pode também escoar no subsolo em parte do seu curso.

**Sistemas lênticos:** sistemas de água parada ou com pouco movimento, sem caudal superficial em zonas remansadas de cursos de água ou com interrupção de caudal superficial em rios temporários. Inclui tipicamente os lagos.

**Sistemas lóticos:** sistemas de água corrente com caudal superficial, tal como rios e ribeiras.

**Superfície Ponderada Útil:** área molhada gerada por determinado caudal, ponderada pela sua adequação para utilização por um determinado organismo/comunidade.

**Título de Utilização de Recursos Hídricos:** título atribuído mediante autorização, licença ou concessão, que confere ao seu titular o direito à utilização de recursos hídricos para captação de água ou rejeição de águas residuais (entre outras utilizações) de acordo com o Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio, na sua redação atual.

**Usos/Utilizações:** designação genérica onde se incorporam a utilização de superfícies e ou de volumes de água para fins específicos e a alteração das características das águas e dos regimes naturais dos seus fluxos.

## 8. ANEXOS

**ANEXO 1** - Elementos necessários à definição de regimes de caudais ecológicos no âmbito do Guia.

**ANEXO 2** - Metodologia de caracterização hidromorfológica no âmbito do Guia.

# ANEXO 1

ELEMENTOS NECESSÁRIOS À DEFINIÇÃO DE REGIMES  
DE CAUDAIS ECOLÓGICOS NO ÂMBITO DO GUIA



# ÍNDICES

<b>TEXTO</b>	<b>Pág.</b>
<b>1 ENQUADRAMENTO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 ADEQUAÇÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS AOS TIPOS DE RIOS NACIONAIS .....</b>	<b>2</b>
<b>3 MÉTODOS INCLUÍDOS NA ABORDAGEM HIERÁRQUICA.....</b>	<b>7</b>
3.1 MÉTODO HIDROLÓGICO DO PNA, 2002.....	7
3.2 MÉTODO DO CAUDAL BASE (CATALUNHA) .....	12
3.3 MÉTODO DE TENNANT OU MONTANA E SEUS DERIVADOS.....	13
3.3.1 Método do Texas.....	17
3.4 MÉTODO DO PERÍMETRO MOLHADO.....	19
3.5 METODOLOGIA INCREMENTAL (IFIM) .....	21
3.6 METODOLOGIA HOLÍSTICA DESENVOLVIDA EM PORTUGAL .....	26
3.7 COMPARAÇÃO DOS PRINCIPAIS REQUISITOS E CARACTERÍSTICAS DOS MÉTODOS CONSIDERADOS.....	29
<b>4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>30</b>
<b>FIGURAS</b>	<b>Pág.</b>
Figura 3.1 - Exemplo de curva de duração de caudais médios. Linha azul: regime natural; linha vermelha: regime modificado. Fonte: Martins, 2012 .....	7
Figura 3.2 – Exemplo de ajustamentos realizados após o cálculo dos quantis, para melhorar a aproximação à variação intranual do regime natural. Eixo principal: caudais em regime natural; Eixo secundário: RCE calculado pelo método PNA e valores de RCE após ajustamento.....	11
Figura 3.3 – Representação esquemática do método do perímetro molhado .....	20
Figura 3.4 - Esquema geral de como o modelo PHABSIM calcula a superfície ponderada útil em função do caudal. A) A profundidade ( $P_i$ ), velocidade ( $V_i$ ), cobertura ( $C_i$ ) e área ( $A_i$ ) são medidas ou simuladas para um determinado caudal; (B) Os critérios de adequação de habitat (CAH) são usados para ponderar a área de cada célula para esse caudal. Os valores de habitat utilizável para todas as células no segmento estudado são somados para obter um valor de habitat utilizável nesse segmento. O processo é repetido para uma gama de caudais para obter um gráfico como o apresentado no gráfico C) (Adaptado de Gopal, 2013) .....	24
Figura 3.5 – Esquema geral da metodologia holística (Fonte: Godinho <i>et al.</i> , 2014b).....	28
<b>TABELAS</b>	<b>Pág.</b>



---

Tabela 2.1 - Adequação dos diferentes métodos em função das características dos regimes hidrológicos dos rios portugueses.....	3
Tabela 3.1 – Critérios para a definição de regimes de caudal ecológico com base no método desenvolvido para o território nacional no âmbito do PNA de 2002 ( $Q_{25}$ , $Q_{50}$ , $Q_{75}$ , e $Q_{90}$ – quantis; $Q_{med}$ – caudal médio mensal) .....	10
Tabela 3.2 - Caudais recomendados pelo método de Tennant. ....	14
Tabela 3.3 – Alteração ao método de Tennant proposta por Tessman. CMM – caudal médio mensal; CMA – caudal médio anual (Linnansaari et al, 2012) .....	15
Tabela 3.4 – Regimes de caudais recomendados para as bacias hidrográficas dos rios internacionais portugueses Douro, Tejo e Guadiana, com base numa modificação do método de Tennant (EC, 1996 <i>in</i> Alves e Bernardo, 2003). .....	17
Tabela 3.5 – Relação entre a % da mediana mensal (P) e o índice hidrológico R (Mathews Jr. e Bao, 1991) .....	18

**LISTA DE SIGLAS E ACRÓNIMOS**

<b>CAH</b>	Critérios de Adequação de Habitat
<b>CDC</b>	Curva de duração média anual dos caudais médio diários
<b>DQA</b>	Diretiva Quadro da Água
<b>DRIFT</b>	<i>Downstream Response to Imposed Flow Transformations</i>
<b>ELOHA</b>	<i>Ecological Limits of Hydrologic Alteration</i>
<b>IFIM</b>	<i>Instream Flow Incremental Methodology</i>
<b>MA</b>	Massa de Água
<b>PGBH</b>	Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica
<b>PGRH</b>	Plano de Gestão de Região Hidrográfica
<b>PNA</b>	Plano Nacional da Água
<b>Q<sub>b</sub></b>	Caudal Base
<b>RCE</b>	Regime de Caudais Ecológicos
<b>SNIRH</b>	Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos
<b>SPU</b>	Superfície Ponderada Útil

# 1. ENQUADRAMENTO

Neste Anexo são identificadas as principais características dos **métodos** passíveis de serem utilizados no âmbito do Guia Metodológico de Definição de Regimes de Caudais Ecológicos para Aproveitamentos Hidráulicos de Portugal Continental, bem como os respetivos **pressupostos** e **requisitos** de aplicação. Esta informação é precedida por uma síntese relativamente à sua adequação aos diferentes contextos hidrológicos existentes em Portugal continental.

## 2. ADEQUAÇÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS AOS TIPOS DE RIOS NACIONAIS

À medida que o conhecimento sobre caudais ecológicos evolui e é aprofundado, aumenta o número de métodos aplicáveis para a sua determinação. Conhecem-se atualmente centenas de métodos, no entanto nenhum pode ser considerado de forma transversal como mais adequado (Acreman e Dunbar, 2004), uma vez que a determinação do(s) regime(s) de caudais necessário(s) em cada caso vai depender, em grande parte, da capacidade que o método escolhido tem para integrar as características hidrológicas e ecológicas da região e/ou curso de água.

Assim, é necessário identificar e selecionar as metodologias melhor adaptadas a cada contexto. O funcionamento dos sistemas fluviais ibéricos – em particular nas regiões de clima mais marcadamente mediterrânico – é complexo e muito específico, sendo caracterizado por regimes hidrológicos muito variáveis (intra e interanualmente) e comunidades bióticas com elevados graus de endemismo e valor de conservação. Neste contexto, foram selecionados os métodos potencialmente mais adequados à realidade nacional, sendo esses aqui apresentados e comparados no que respeita à sua aplicabilidade a três dinâmicas hidrológicas determinantes: rios com regime permanente, rios temporários e grandes rios (rios Minho, Douro, Tejo e Guadiana).

A maior ou menor adequação de cada método à determinação de Regime de Caudais Ecológicos (RCE) em Portugal é sistematizada na **Tabela 2.1**, considerando-se as seguintes classes (por ordem decrescente de adequação):

- Adequado - método adequado à realidade nacional;
- Moderado - método com adequação moderada;
- Limitado - método com adequação limitada;
- Não aplicável - método não aplicável.

**Tabela 2.1 - Adequação dos diferentes métodos em função das características dos regimes hidrológicos dos rios portugueses**

Tipo de método	Método	Rios com regime permanente*	Rios temporários	Grandes Rios
<b>Hidrológico</b>	PNA 2002	<b>Adequado</b>	<b>Adequado</b>	<b>Não aplicável</b>
	Caudal Base	<b>Moderado</b>	<b>Não aplicável</b>	<b>Limitado</b>
	Tennant e suas adaptações	<b>Limitado</b>	<b>Limitado</b>	<b>Limitado</b>
<b>Hidráulico</b>	Perímetro Molhado	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>	<b>Limitado</b>
<b>Ecohidráulico</b>	IFIM	<b>Adequado</b>	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>
<b>Holístico</b>	Metodologia holística desenvolvida em Portugal	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>
	ELOHA	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>	<b>Moderado</b>
	DRIFT	<b>Limitado</b>	<b>Limitado</b>	<b>Limitado</b>

\*Excluindo Grandes Rios.

- **Método hidrológico do Plano Nacional da Água (PNA), 2002**

O método desenvolvido no âmbito do PNA de 2002 é, presentemente, o método hidrológico mais adequado à realidade portuguesa. No entanto, o desenvolvimento deste método não considerou os Grandes Rios, a que acresce que alguns dos seus pressupostos de base (p.e., períodos ecohidrológicos de recolonização outonal) são de aplicação questionável em rios de grandes dimensões. Assim, com exceção dos Grandes Rios, é recomendada a sua utilização ao nível do planeamento e como método inicial em abordagens hierárquicas que utilizam níveis crescentes de exigência.

Para o caso específico dos Grandes Rios, poderão ser utilizados outros métodos hidrológicos (p.e., método de Tennant e suas derivações ou o método do caudal base). Não obstante, reconhecendo também dificuldades na aplicação destes métodos, a determinação de RCE nos Grandes Rios deve, sempre que possível, incorporar metodologias mais precisas, de natureza hidráulica ou eco-hidráulica.

- **Caudal Base**

O método do Caudal Base foi desenvolvido para os rios da Catalunha, tendo sido posteriormente utilizado em Espanha para determinar RCE no âmbito dos respetivos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH). Pode gerar valores de RCE demasiado reduzidos e, à semelhança de outros métodos, a sua eficácia não está suficientemente validada.

Consequentemente, a utilização deve ser cautelosa e com o propósito principal de contrastar os resultados de diferentes métodos de determinação de RCE. Este método não se adequa a rios com regime temporário.

- **Tennant e suas adaptações**

A versão original do método de Tennant só deve ser aplicada sem restrições na região e no tipo de rios para os quais foi criado ou em cursos de água morfológicamente semelhantes. Essa versão utiliza as condições médias de escoamento, tendo sido desenvolvida para rios de grandes dimensões, com regime permanente e escoamento estável ao longo do ano. Esta abordagem foi aplicada no estudo de caudais ecológicos em bacias hidrográficas nacionais, nomeadamente dos rios Douro, Tejo e Guadiana (EC, 1996 em Alves e Bernardo, 2003), no entanto os seus resultados não foram validados quanto à eficácia no contexto ec hidrológico ibérico.

Existem várias adaptações do método original (p.e., considerando vários períodos e/ou diferentes percentagens do caudal médio), contudo, a variabilidade do escoamento em Portugal, mesmo nos rios permanentes, recomenda a aplicação preferencial da adaptação do método de Tennant à região do Texas, vulgarmente designada como método do Texas. Esta adaptação contempla ajustes a regimes hidrológicos com alguma semelhança com os nacionais e já foi aplicada em Portugal, em três secções da bacia hidrográfica do rio Guadiana (Caia, Alqueva e estuário), por se ter considerado existirem semelhanças entre as duas regiões (EC, 1996 em Alves e Bernardo, 2003). Este pressuposto não foi, todavia, validado, pelo que a sua utilização deve ser cautelosa e sobretudo com o propósito de contrastar os resultados de diferentes métodos de determinação de RCE.

- **Perímetro molhado**

O método é aplicável à generalidade dos rios, desde que os troços a considerar apresentem características compatíveis com a metodologia de caracterização de variáveis hidráulicas, nomeadamente a existência de rápidos. A recolha de dados deve ser realizada em zonas com estas características por serem consideradas mais sensíveis às variações de caudal e, preferencialmente, em locais com perfis do leito não muito diferentes de uma secção retangular.

O método pode também ser aplicado em zonas com outras características caso existam objetivos específicos – p.e., em áreas de fundão, para avaliar a sua persistência durante o período de menores caudais –, embora se assuma que a proteção dos rápidos assegura, desde logo, a proteção das zonas mais profundas. Os rios de montanha, em que predominam os mesohabitats do tipo cascata e em que as zonas de rápidos são pouco significativas, dificultam a aplicação do método (Leathe e Nelson, 1986). Quanto aos Grandes Rios, a aplicação do método é limitada pelas dificuldades em encontrar zonas adequadas à recolha de dados (rápidos com perfil retangular).

Apesar das limitações, esta abordagem pode ser útil em termos comparativos quando utilizada em conjunto com outros métodos, recomendando-se a sua utilização em abordagens multinível em que seja necessária informação mais específica quanto ao comportamento hidráulico do rio em relação ao caudal. Embora o método já tenha sido aplicado em Portugal, os valores de RCE assim determinados não estão validados quanto à sua eficácia.

- **Metodologia Incremental (*Instream Flow Incremental Methodology*, IFIM)**

A Metodologia Incremental, ou IFIM, assenta em critérios de uso ou preferência de habitat, de uma ou mais espécies, para simular a variação do habitat disponível em função dos vários regimes de caudal. Requer por isso a quantificação do habitat, através da utilização de levantamentos de campo pormenorizados nos segmentos fluviais a modelar. De forma geral, esta metodologia é aplicável à realidade hidrológica nacional, embora possa apresentar limitações nos Grandes Rios, assim como em alguns rios temporários. Relativamente a estes últimos, a aplicação do método pode ser problemática nas situações em que as comunidades piscícolas se concentram em áreas isoladas nos períodos de menor caudal, sem ter capacidade para utilizar o habitat de acordo com as suas preferências. Nestas situações, os critérios de adequação/preferência devem ser determinados noutra(s) época(s) do ano e o RCE deve apresentar como base de partida os caudais referentes a essas épocas. Já nos Grandes Rios, as curvas de uso poderão ter de ser obtidas através de mergulho e podem surgir dificuldades acrescidas na sua determinação em condições de maiores caudais e/ou em zonas com baixa visibilidade. No entanto, abordagens baseadas em conhecimento pericial, extrapolação de resultados ou técnicas alternativas de modelação podem colmatar eventuais lacunas de conhecimento.

Em conclusão, e a apesar das suas limitações, a metodologia ecohidráulica IFIM é adequada à generalidade dos rios de Portugal continental. Em particular, é recomendada a sua utilização em abordagens multinível em que seja necessário obter informação quantitativa relativamente ao habitat potencial das espécies selecionadas face a diferentes valores de caudal.

- **Método holístico desenvolvido para Portugal**

A metodologia integrada para determinação de RCE desenvolvida em Portugal é uma abordagem holística do tipo *bottom-up*, que gera um RCE de base mensal a partir do contraste e da concertação dos resultados obtidos por diferentes métodos. Esta concertação é realizada por um grupo multidisciplinar de peritos, integrando uma visita *in situ*, onde os caudais gerados pelos diferentes métodos são visualizados no troço, com recurso a réguas graduadas. Cada perito realiza um relatório independente onde, para cada mês, seleciona um dos valores de RCE propostos pelos métodos aplicados, ou propõe um distinto, justificando devidamente a decisão tomada. Também para cada mês, os valores de RCE propostos por cada perito são por fim ponderados, obtendo-se o RCE final.



A fiabilidade do processo depende dos métodos (hidrológicos, hidráulicos ou ecohidráulicos) utilizados como base do processo e ainda das áreas de especialização dos especialistas consultados, bem como da capacidade de diminuir a subjetividade do processo. Comparativamente com outros métodos holísticos identificados abaixo afigura-se como vantajoso pela maior simplicidade do processo.

- **ELOHA (*Ecological Limits of Hydrologic Alteration*)**

A metodologia ELOHA apresenta um potencial interessante na determinação de RCE e foi selecionada, em EC (2015), como sendo uma das metodologias holísticas de referência. A escala de implementação baseia-se no estabelecimento de tipos de rios homogéneos, sendo que a metodologia sintetiza a informação hidrológica e ecológica de diversos rios de uma determinada região, para gerar relações entre a alteração de escoamento e indicadores ecológicos para rios com diferentes tipos de regime hidrológico (incluindo diferentes graus de alteração). Requer assim o desenvolvimento de relações matemáticas robustas entre o caudal (avaliado em múltiplos locais com diferentes graus de alteração hidrológica), variáveis biológicas e o estabelecimento de limiares para a alteração hidrológica e para os indicadores ecológicos que se consideram compatíveis com o objetivo do RCE.

Não existem até à data exemplos de aplicação desta abordagem a nível nacional, embora tenha já sido aplicada em alguns estudos em Espanha. Assim, o volume de informação necessária à operacionalização da metodologia destaca-se como principal limitação à sua aplicação a nível nacional, não tendo sido considerado na abordagem hierárquica descrita no Guia. Caso venham a ser desenvolvidas relações do tipo requerido para implementação da metodologia ELOHA, os seus resultados poderão também ser utilizados para balizar/validar, *a priori*, valores de RCE determinados através de outras abordagens, nomeadamente os baseados na metodologia IFIM.

- **DRIFT (*Downstream Response to Imposed Flow Transformation Methodology*)**

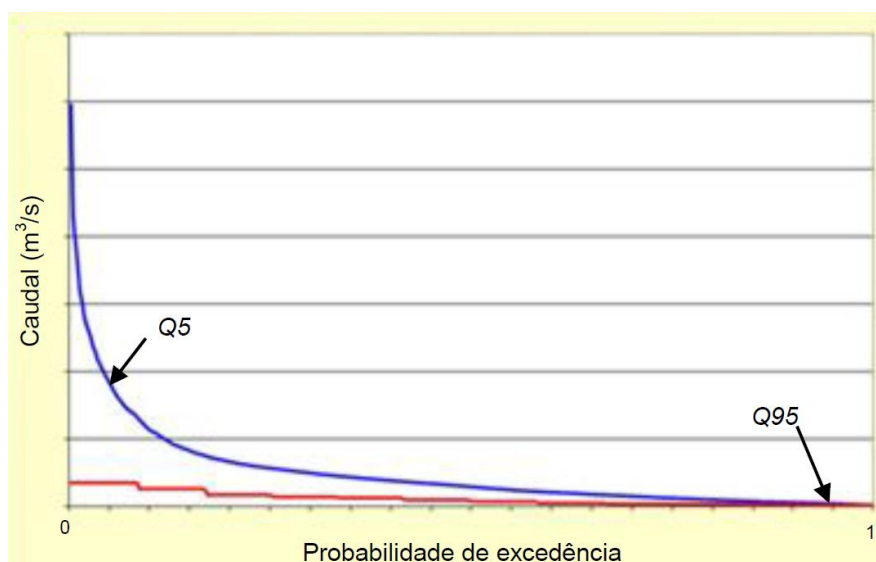
A metodologia DRIFT é uma das abordagens holísticas do tipo *bottom-up* mais consolidadas, sendo também referida em EC (2015) como uma das abordagens holísticas a utilizar nos níveis de maior complexidade da abordagem hierárquica, em paralelo com a abordagem ELOHA. A aplicação da metodologia recorre a um *software* hidrológico – DRIFT-HYDRO – em associação com uma série de ficheiros Microsoft Excel™ interligados, que constituem a base de dados DRIFT; contudo, o facto de ainda não ter sido aplicada na Europa torna difícil a sua implementação em Portugal sem estudos adicionais. Assim, por ainda não ser um método consolidado na Europa, não é nesta fase recomendada a sua utilização em Portugal, não tendo sido integrado na abordagem hierárquica descrita no Guia.

# 3. MÉTODOS INCLUÍDOS NA ABORDAGEM HIERÁRQUICA

Com base na análise da adequação dos diferentes métodos aos tipos de rios nacionais foi efetuada a **seleção dos métodos** incluídos na abordagem hierárquica descrita no Guia. Os seus principais pressupostos e requisitos de aplicação são descritos de seguida, sendo também sintetizados na **secção 3.7**.

## 3.1 MÉTODO HIDROLÓGICO DO PNA, 2002

O método desenvolvido para o território nacional no âmbito do PNA de 2002 é um método hidrológico que baseia a determinação de RCE em curvas de duração de caudais (CDC). As CDC são curvas de frequências cumulativas representando o tempo durante o qual o escoamento médio (caudal) iguala, ou excede, um determinado valor num local específico (**Figura 3.1**). Uma vez que as CDC não consideram a sequência cronológica dos caudais, os métodos que as têm por base são por vezes apontados como ecologicamente pouco representativos.



**Figura 3.1 - Exemplo de curva de duração de caudais médios. Linha azul: regime natural; linha vermelha: regime modificado. Fonte: Martins, 2012**

No caso específico do método do PNA, 2002, a definição do RCE é realizada à escala mensal, com base nos quantis obtidos a partir das curvas de duração dos **caudais médios diários** em regime natural, sendo necessária a existência de registos históricos para um período não inferior a **15 anos**, preferencialmente sem falhas. Complementarmente pode ainda ser utilizada modelação para definição dos caudais médios diários em regime natural.

Relativamente à obtenção de dados históricos, importa considerar os seguintes aspetos:

- A determinação de RCE com base em dados históricos está dependente da disponibilidade de registos, que podem ser obtidos a partir do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos ([SNIRH](#)). A informação disponível tem de ser verificada e validada previamente ao cálculo dos RCE, através da realização de um estudo hidrológico que permita analisar a sua quantidade e qualidade, para que se possa concluir sobre a sua adequação para integração nos cálculos.
- Quando existem dados numa estação hidrométrica localizada na mesma bacia hidrográfica em que se insere a linha de água em estudo, a transposição dos dados para a secção em estudo pode ser efetuada através de um método de regionalização de caudais.
- Caso se verifique a inexistência de estações hidrométricas na linha de água em estudo, deve ser analisada a possibilidade de selecionar uma estação localizada numa bacia hidrográfica contígua. Para concluir sobre a viabilidade de utilização dos dados em causa é necessário realizar uma análise comparativa entre as duas bacias hidrográficas. Assim, devem ter-se em consideração as respetivas características fisiográficas, precipitações e evapotranspiração médias (mensais ou anuais), bem como coberturas dos solos, com vista a aferir a existência, ou não, de condições hidrológicamente semelhantes, que permita justificar a utilização dos dados, e respetiva transposição para a secção em estudo.

No desenvolvimento deste método<sup>9</sup> procurou-se identificar e considerar períodos críticos para os ecossistemas, por forma a robustecer a fundamentação ecológica dos RCE a determinar, e foi tido particularmente em conta o efeito da alteração hidrológica sobre a fauna piscícola e a vegetação ripária. Mais especificamente foram identificados os seguintes períodos/eventos, considerados ecologicamente relevantes:

---

<sup>9</sup> Descrito em maior detalhe em Alves e Bernardo, 2003.

- **Outubro-março:** período em que as condições hidrológicas devem possibilitar a recolonização/migração outono-invernal das populações piscícolas com interesse conservacionista ou económico;
- **Dezembro-abril:** período em que as condições de corrente e turbulência devem ser compatíveis com os processos de reprodução, designadamente das espécies piscícolas reófilas, sendo também assegurados os caudais de atração para as espécies migradoras diádromas;
- **Março-setembro:** período em que deve ser assegurada a persistência de condições ambientais nos pegos estivais que não agravem a sobrevivência de organismos aquáticos e de outros dependentes do sistema aquático;
- **Periodicamente,** devem também ser criadas condições para a manutenção da estrutura e composição da vegetação ripícola, nomeadamente pela libertação de caudais de limpeza, cujo objetivo é contrariar a tendência para a alteração do transporte sólido e consequente modificação da geomorfologia dos cursos de água.

Atendendo à variabilidade hidrológica existente em território nacional foi necessário dividir o país em grupos de rios com regimes hidrológicos similares, com o objetivo de permitir a definição de RCE coerentes com as características hidrológicas dos cursos de água – replicando a variação intranual do regime natural de caudais – e, assim, possibilitar uma melhor integração das necessidades dos ecossistemas afetados. Foram definidas três regiões consideradas como hidrológicamente homogéneas: a região a Norte do rio Tejo, excluindo a sub-região Terra Quente, a região Sul do rio Tejo e a sub-região da Terra Quente. Esta última foi individualizada dentro da região a Norte do rio Tejo, prolongando-se para sul do rio Douro e, abrangendo parte das sub-bacias hidrográficas dos rios Seco, Côa e Teja (Alves e Bernardo, 2003).

Após o estabelecimento das três regiões acima referidas, foram determinados os critérios para a determinação de valores mensais de caudal em cada região (**Tabela 3.1**). Estes critérios foram estabelecidos pericialmente com o objetivo de mimetizar o regime hidrológico natural através da manutenção das suas principais características, incluindo:

- Variação sazonal do caudal (variabilidade inter e intranual, ocorrência de cheias e secas, ocorrência de períodos de caudais reduzidos ou nulos).
- Baixa ou nula redução dos caudais naturais durante o período de estiagem, para não agravar os constrangimentos ambientais para o ecossistema.
- Valores superiores de caudal, durante o período de janeiro a março, quando são maiores as disponibilidades hídricas.

- Descarga de um caudal que permita a inundação do leito maior<sup>10</sup> durante o período húmido (janeiro-fevereiro) para manter a vegetação ripícola e a geomorfologia do curso de água;
- Modificação dos caudais propostos em ano seco (fator de redução do regime hidrológico em ano seco dado pela razão entre o escoamento anual em ano seco, com a probabilidade de não excedência de 20%, e o escoamento anual em ano médio).

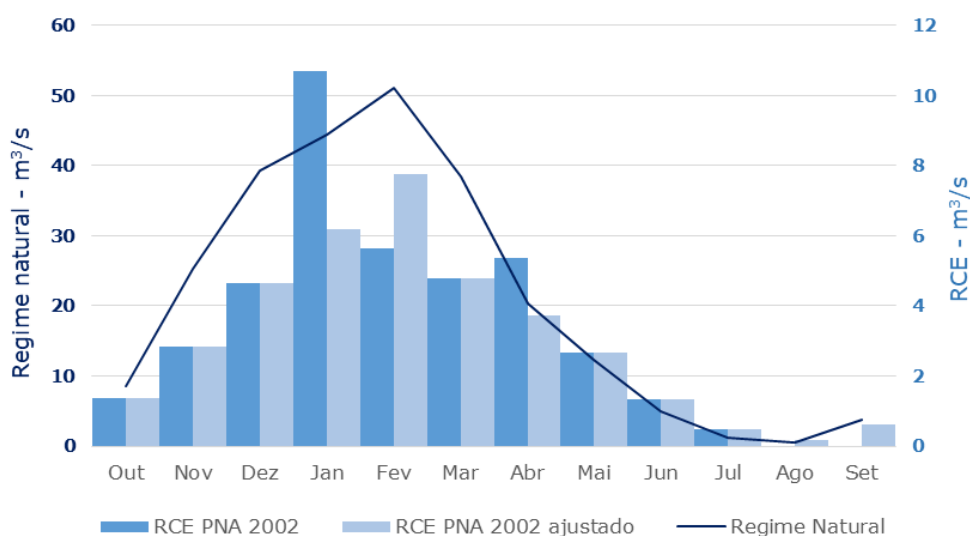
**Tabela 3.1 – Critérios para a definição de regimes de caudal ecológico com base no método desenvolvido para o território nacional no âmbito do PNA de 2002 (Q<sub>25</sub>, Q<sub>50</sub>, Q<sub>75</sub>, e Q<sub>90</sub> – quantis; Q<sub>med</sub> – caudal médio mensal)**

REGIÃO	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Norte do Rio Tejo	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>
Sul do Rio Tejo	Q <sub>med</sub>	Q <sub>25</sub>	$\frac{(Q_{50}+Q_{25})}{2}$	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>med</sub>	Q <sub>med</sub>	Q <sub>med</sub>
Terra Quente	Q <sub>50</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>90</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>med</sub>	Q <sub>med</sub>

A determinação dos valores mensais de caudal pode assim ser feita exclusivamente em gabinete, com base em séries históricas de caudal, que podem ser obtidas a partir de registos em estações hidrométricas ou com base em modelação.

Posteriormente à determinação do RCE através deste método pode ainda ser necessário realizar um passo adicional de ajustamento dos valores obtidos, de forma a melhorar a coerência do RCE face ao regime natural (**Figura 3.1**), bem como a assegurar a compatibilização com os usos existentes.

<sup>10</sup> Correspondendo, de acordo com a bibliografia original, a uma cheia com um período de retorno de 2 anos, a determinar com base na série de registos de caudais, de modelos de estimativa regional ou com base na curva de duração de caudais.



**Figura 3.2 – Exemplo de ajustamentos realizados após o cálculo dos quantis, para melhorar a aproximação à variação intranual do regime natural.**

Eixo principal: caudais em regime natural; Eixo secundário: RCE calculado pelo método PNA e valores de RCE após ajustamento

Uma das principais vantagens desta metodologia decorre de ter sido desenvolvida especificamente para o território de Portugal continental e de, apesar da sua natureza hidrológica, ter integrado pressupostos ecológicos no seu desenvolvimento conceptual. Pelo facto de não requerer trabalho de campo, é de aplicação expedita e pouco dispendiosa, implicando, contudo, conhecimentos de hidrologia para a obtenção e tratamento dos dados, assim como para a identificação da necessidade de realização de ajustamentos nos valores mensais obtidos.

Entre as principais limitações deste método conta-se o facto de, tal como a generalidade dos métodos hidrológicos, não integrar explicitamente relações entre os caudais libertados e variáveis biológicas. Acresce que alguns dos quantis considerados na metodologia, nomeadamente nos rios a Sul do Tejo, geram valores de RCE que se podem considerar conservativos (Portela, 2006). Importa ainda notar que este método não é aplicável nos Grandes Rios, pelo que em cursos de água deste tipo poderão, por exemplo, ser aplicadas variações do método de Tennant ou o método do caudal base, descritos sinteticamente de seguida. A determinação de RCE nos Grandes Rios deve, sempre que possível, incorporar ainda métodos com nível de complexidade superior, nomeadamente hidráulicos, ecodinâmicos ou holísticos.

### 3.2 MÉTODO DO CAUDAL BASE (CATALUNHA)

O método do Caudal Base foi desenvolvido para os cursos de água da Catalunha (Palau 1994; Palau e Alcazar, 1996), sendo bastante utilizado em Espanha, nomeadamente no âmbito dos RCE estabelecidos nos PGBH. A metodologia permite interpretar a informação contida nas séries históricas de caudais, referentes a uma dada secção de um curso de água, com o fim de estabelecer um caudal mínimo (caudal base,  $Q_b$ ), considerando ainda propostas para outros caudais (de acondicionamento, de manutenção, gerador e máximo).

O cálculo do  $Q_b$  assenta no estudo de irregularidades na série hidrológica de caudais médios diários, aplicando um modelo preditivo de médias móveis a intervalos crescentes de dias consecutivos até um máximo de 100 valores (Palau e Alcazar, 1996). Este limite foi estabelecido para evitar grandes volumes de dados e porque uma média de 100 dias consecutivos incluiu o período de menores caudais em qualquer dos locais estudados na bacia hidrográfica do Ebro, para onde o método foi desenvolvido.

O mínimo do modelo de médias móveis, aplicado a cada intervalo crescente, define o caudal médio mínimo de 1, 2, 3,..., 100 dias consecutivos. O  $Q_b$  para cada ano é definido a partir do valor que determina o período mais longo de menores caudais, identificado pelo maior incremento relativo entre dois intervalos crescentes consecutivos de caudais médios mínimos (Palau e Alcazar, 1996). O valor final de  $Q_b$  resulta da média dos valores individuais de  $Q_b$ , para cada ano, ao longo do período de análise de pelo menos 10 anos.

O caudal base obtido apresenta elevado grau de sensibilidade às características hidrológicas do curso de água, aumentando com a média anual e com a área da bacia, ficando o seu valor compreendido geralmente entre o  $Q_{217}$  (caudal igualado ou excedido em 217 dias por ano) e o  $Q_{361}$  (caudal igualado ou excedido em 361 dias por ano).

Adicionalmente ao caudal base, o método abrange os seguintes caudais:

- **Caudal de acondicionamento** - é definido nos casos em que se tenha verificado que o caudal base não é suficiente, por exemplo, em situações em que há valores paisagísticos a conservar ou quando o caudal base não permite manter condições de base adequadas para as espécies piscícolas. Este caudal é calculado a partir de simulações em secções representativas do troço do curso de água em questão.
- **Caudal de manutenção** - caudal mínimo que deve circular no rio, num dado intervalo de tempo. Decorre da aplicação de um "fator de variabilidade temporal" aos caudais base ou de acondicionamento, gerando o caudal de manutenção, que varia entre 10% a 35% do valor médio. Tal fator, que tem por função adequar a sequência de caudais mínimos às variações do diagrama cronológico dos caudais em regime natural, é normalmente definido numa base mensal, embora possa ser estabelecido para outra escala temporal, até ao mínimo de um dia (Portela, 2004).



- **Caudal gerador** - caudal destinado a assegurar a variabilidade hidráulica do rio, limpar o leito e controlar o crescimento da vegetação ribeirinha no leito, correspondendo ao período de retorno de 1 a 2 anos (Alcázar, 2007).
- **Caudal máximo** - corresponde ao valor mais elevado admitido numa determinada secção do curso de água, sendo estabelecido em situações específicas de transvase ou descargas periódicas de baixo período de retorno para aproveitamentos com grande capacidade de regularização.

Os últimos desenvolvimentos do método incluem a utilização de redes neuronais na determinação do  $Q_b$  em troços sem registos hidrológicos a partir de setores fluviais com registos de caudal (Alcazar *et al.*, 2008).

Embora o método seja aplicado em várias regiões espanholas, nomeadamente no âmbito da metodologia espanhola para estabelecimento de RCE em massas de água, a sua aplicação em Portugal tem tido resultados por vezes insatisfatórios. Num caso prático de implementação nacional, a aplicação comparativa do método do caudal base e, do método desenvolvido no âmbito do PNA 2002 em duas secções a jusante de pequenos aproveitamentos hidráulicos gerou, para o primeiro método, caudais mensais de manutenção inferiores na maioria dos meses, com exceção de julho, agosto e setembro (Portela, 2004). Similarmente, a utilização desta metodologia em secções da rede hidrográfica portuguesa, em particular no sul, resultou frequentemente em valores de caudal reconhecidamente baixos, sugerindo inadequações na sua aplicação aos regimes hidrológicos nacionais (Ferreira, 2004; Portela, 2005), particularmente nos de cariz mediterrânico. Assim, o método afigura-se como globalmente inadequado à realidade dos rios de carácter temporário, merecendo apenas consideração para determinação de RCE em cursos de água de grandes dimensões, como os Grandes Rios.

### **3.3 MÉTODO DE TENNANT OU MONTANA E SEUS DERIVADOS**

O Método de Tennant, também conhecido como método de Montana, foi desenvolvido nos EUA no início da década de 1970 por Tennant (Tennant, 1975; 1976a, b), sendo um dos primeiros métodos estabelecidos com o objetivo de garantir as necessidades de água para as espécies piscícolas. Tornou-se um método bastante relevante, continuando a ser utilizado a nível mundial (Reiser *et al.*, 1989; Jowett, 1997).

O método foi inicialmente testado em 11 linhas de água nos estados americanos do Nebraska, Wyoming e Montana. Os testes realizados utilizaram dados hidráulicos obtidos em 58 secções transversais, que foram cruzados com avaliações subjetivas da qualidade do habitat para definir relações entre o caudal e a manutenção do habitat aquático (Hatfield *et al.*, 2013). Tennant observou que a largura do curso de água, velocidade do escoamento e profundidade aumentavam com o caudal, considerando:

- I. Uma profundidade média de 0,3 m e uma velocidade de 0,25 m/s como limite inferior para a sobrevivência piscícola de curta duração; e
- II. Uma profundidade média de 0,45 a 0,6 m e velocidade de 0,45 a 0,6 m/s como ótimas para os exemplares piscícolas (salmonídeos).

Estas condições eram obtidas, respetivamente, com 10% e 30% do caudal médio anual nos cursos de água que estudou.

O método recomenda caudais mínimos que são calculados como percentagens do caudal médio anual de cada local, sendo estes valores determinados para dois períodos: de outubro a março (período de maiores caudais naturais) e de abril a setembro (período de menores caudais naturais) (**Tabela 3.2**).

**Tabela 3.2 - Caudais recomendados pelo método de Tennant.**

Caudal	Regime de caudais recomendado (% do caudal médio anual)	
	outubro-março	abril-setembro
Descarga ou máximo	200%	200%
Gama de variação ótima	60-100%	60-100%
Excelente	40%	60%
Muito Bom	30%	50%
Bom	20%	40%
Fraco ou degradante	10%	30%
Pobre ou mínimo	10%	10%
Degradação elevada	0-10%	0-10%

A principal limitação do método decorre de só poder ser aplicado a cursos de água morfológicamente semelhantes àqueles para os quais a metodologia foi desenvolvida. Mann (2006) testou a validade do método em sete estados do oeste dos EUA, incluindo a região onde o método foi desenvolvido, tendo concluído que o método só era válido para linhas de água com declive inferior a 1%.

Outras limitações estão relacionadas com o facto do método se basear no caudal médio anual, não tomando em consideração as variações sazonais ou diárias do caudal, sendo mais adequado a rios com regime hidrológico estável ao longo do ano (Weasche e Rechard, 1980) e menos a cursos de água com comportamento hidrológico mais variável (Mathews Jr. e Bao, 1991).

O método apresenta, no entanto, a grande vantagem de ser fácil de implementar, uma vez que é baseado numa única estatística hidrológica (Hatfield *et al.*, 2013) e que a sua

aplicação não requer trabalho de campo, podendo ser determinado simultaneamente em vários locais de uma bacia hidrográfica (Wesche e Rechard, 1980).

Embora este método se tenha mantido quase inalterado desde o seu desenvolvimento, algumas modificações foram propostas no sentido de o adaptar a regiões diferentes daquelas para as quais foi desenvolvido:

- Baya (1978) recomendou a manutenção de caudais correspondentes a 100% do caudal médio anual durante os meses de primavera, em vez dos 40-60% propostos no método original, para permitir a lavagem de materiais finos, a recarga das zonas húmidas e migração das espécies piscícolas.
- O método do Arkansas (EUA) foi desenvolvido a partir do Método de Tennant, considerando várias espécies piscícolas e a divisão do ano hidrológico em três períodos. O caudal ecológico é definido numa base mensal, correspondendo a uma percentagem do caudal médio mensal de cada período do ano. Para períodos de caudais elevados é recomendado 60% do caudal médio mensal que, na época de desova sobe para os 70%, enquanto nos períodos de caudais baixos o valor desce para os 50% do caudal médio mensal. A aplicação deste método resulta em estimativas muito altas do caudal ecológico para cursos de água não salmonícolas (Mathews Jr. e Bao, 1991).
- Orth e Maughan (1981) propuseram que a estação de caudais mínimos fosse entre julho e dezembro para o Oklahoma, no sul dos EUA (Linnansaari *et al.*, 2012).
- Fraser (1978) sugeriu a incorporação da variação sazonal através da definição de caudais mínimos mensais, como percentagens dos caudais médios mensais.
- Na sequência da proposta de Fraser, Tessman (1980) propôs uma modificação do Método de Tennant incluindo uma avaliação mensal do caudal mínimo a libertar de acordo com as regras estabelecidas no **Tabela 3.3**. As regras de Tessman têm sido aplicadas no Canadá (Manitoba) em rios com escoamento permanente (Linnansaari *et al.*, 2012).

**Tabela 3.3 – Alteração ao método de Tennant proposta por Tessman. CMM – caudal médio mensal; CMA – caudal médio anual (Linnansaari et al, 2012)**

Regra	Caudal mínimo a considerar
se $CMM < 40\% \text{ de } CMA$	CMM
se $40\% \text{ CMA} < CMM < 100\% \text{ CMA}$	40% de CMA
se $CMM > CMA$	40% de CMM

- A adaptação do método para o Estado do Texas (método do Texas) inclui modificações para incorporar a extrema variabilidade nos regimes hidrológicos da região, utilizando valores de escoamento anual mediano em vez de médio (Hatfield *et al.* 2013). Esta adaptação do método de Tennant afigura-se como mais adequada à variabilidade do escoamento em Portugal, pelo que o método é descrito especificamente na **secção 3.3.1**.

O método de Tennant está também na origem da definição de valores de caudal ecológico em vários países europeus, como França e Irlanda. O método foi utilizado em Portugal, particularmente nas bacias hidrográficas dos rios internacionais – Douro, Tejo e Guadiana – por exemplo na secção da barragem de Alqueva (Alves e Bernardo, 2003; Portela, 2005), mas também no rio Tuela (Alves, 1993).

Na aplicação realizada nos rios internacionais luso-espanhóis foi proposta uma redistribuição das percentagens definidas por Tennant, de forma a refletir as condições hidrológicas portuguesas – **Tabela 3.4** – (EC, 1996 em Alves e Bernardo, 2003). Assim, o período de caudais ecológicos elevados foi definido como sendo de dezembro a março, e o período de caudais ecológicos mínimos de junho a setembro, correspondendo abril, maio, outubro e novembro a meses de transição, para os quais foram definidos valores intermédios de caudal. Foi ainda garantido que o valor recomendado de cada mês não excedesse o caudal médio mensal.

**Tabela 3.4 – Regimes de caudais recomendados para as bacias hidrográficas dos rios internacionais portugueses Douro, Tejo e Guadiana, com base numa modificação do método de Tennant (EC, 1996 *in* Alves e Bernardo, 2003).**

Classe do caudal	Período		
	junho a setembro	abril-maio e outubro-novembro	dezembro a março
Excelente	40%	50%	60%
Muito bom	30%	40%	50%
Bom	20%	30%	40%
Fraco ou degradante	10%	20%	30%
Pobre ou mínimo	10%	10%	10%
Elevada degradação	0-10%	0-10%	0-10%

Nota: As percentagens indicadas dizem respeito a percentagens do caudal médio anual.

### 3.3.1 Método do Texas

Como antes referido, este método é uma adaptação do método de Tennant específica para o estado do Texas, localizado no sul dos EUA (Mathews Jr. e Bao, 1991).

O método define uma percentagem da mediana mensal de forma a considerar as características hidrológicas e biológicas dos cursos de água não salmonícolas. O desenvolvimento do método requereu a seleção de locais representativos de cada região e a compilação exaustiva de informação hidrológica e ictiofaunística, incluindo dados sobre os períodos críticos das espécies piscícolas presentes.

Com base nessa informação foram definidas as percentagens ( $P_i$ ) da mediana mensal, tal que  $P_i$  é igual à razão entre o caudal recomendado e a mediana mensal ( $MM_i$ ).  $P_i$  é a componente do caudal necessária para a sobrevivência e manutenção das comunidades piscícolas. O valor de  $P_i$  é determinado para cada local representativo, sendo também calculado para cada local o índice hidrológico  $R_i$ :

$$R_i = \frac{MM_i}{MinMM}$$

Onde  $MinMM$  é o mínimo da mediana mensal.

Este índice reflete a relação natural entre as condições hidrológicas e as necessidades biológicas das espécies piscícolas, indicando o mês de caudais mais baixos. A mediana mensal mais baixa corresponde ao mês em que o *stress* metabólico é mais elevado, devido às temperaturas elevadas e à redução do espaço disponível, oxigénio e alimento (Mathews Jr. e Bao, 1991).

Com base nos estudos realizados foram obtidas, por regressão, equações do género  $P_i = f(R_i)$  para cada mês e para o conjunto dos meses (**Tabela 3.5**), de acordo com a seguinte fórmula:

$$\ln P_i = a_{0i} + a_{1i} \ln R_i + a_{2i} [\ln R_i]^2$$

Em que:

- $a_{0i}$ ,  $a_{1i}$  e  $a_{2i}$  – coeficientes de regressão;
- $R_i$  – razão entre a mediana mensal e a mediana mensal mínima para o mês  $i$ ;
- $P_i$  – percentagem da mediana mensal do mês  $i$ .

A relação entre  $P_i$  e  $R_i$  reflete o efeito composto da variação mensal do caudal e as necessidades de caudal das espécies piscícolas durante as diferentes fases do seu ciclo de vida.

A aplicação deste método envolve as seguintes três etapas:

- cálculo das medianas de cada mês,  $MM_i$  e do seu valor mínimo  $\min MM_i$ , com base no registo de caudais diários, calculando-se de seguida a sua razão  $R_i$ ;
- cálculo de  $P_i$  com base nas equações do **Tabela 3.5**; e
- cálculo do caudal recomendado para cada mês ( $CR_i$ ):  $CR_i = P_i \times MM_i$ .

**Tabela 3.5 – Relação entre a % da mediana mensal (P) e o índice hidrológico R (Mathews Jr. e Bao, 1991)**

Mês	Equação de regressão	Variação de R	Coefficiente Correlação
<b>Jan</b>	$\ln(P) = -1,4360 - 0,42806 \ln(R) + 0,050495 [\ln(R)]^2$	$2,357 \leq R \leq 216,162$	0,748
<b>Fev</b>	$\ln(P) = -1,63630 - 0,38702 \ln(R) + 0,24140 [\ln(R)]^2$	$4,133 \leq R \leq 605,014$	0,756
<b>Mar</b>	$\ln(P) = -1,5507 - 0,39760 \ln(R) + 0,01188 [\ln(R)]^2$	$2,525 \leq R \leq 691,919$	0,91
<b>Abr</b>	$\ln(P) = -1,4354 - 0,052753 \ln(R) + 0,047708 [\ln(R)]^2$	$2,725 \leq R \leq 256,559$	0,927
<b>Mai</b>	$\ln(P) = -0,5637 - 1,09750 \ln(R) + 0,0119667 [\ln(R)]^2$	$6,904 \leq R \leq 137,879$	0,758
<b>Jun</b>	$\ln(P) = -1,81147 - 0,35525 \ln(R) + 0,041373 [\ln(R)]^2$	$3,406 \leq R \leq 115,545$	0,638
<b>Jul</b>	$\ln(P) = -2,2113 - 2,37833 \ln(R) + 1,49936 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 6,667$	0,766
<b>Ago</b>	$\ln(P) = -0,65509 - 3,33963 \ln(R) + 3,18706 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 1,812$	0,828
<b>Set</b>	$\ln(P) = -0,66468 - 1,91114 \ln(R) + 0,8295 [\ln(R)]^2$	$1,07 \leq R \leq 6,263$	0,819
<b>Out</b>	$\ln(P) = -0,87566 - 0,222236 \ln(R) + 0,045455 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 107,172$	0,742
<b>Nov</b>	$\ln(P) = -1,11326 - 0,51778 \ln(R) + 0,045455 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 125,983$	0,771
<b>Dez</b>	$\ln(P) = -1,5416 - 0,37674 \ln(R) + 0,040795 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 690,909$	0,672

Mês	Equação de regressão	Variação de R	Coefficiente de Correlação
<b>Todos os meses</b>	$\ln(P) = -1,0045 - 0,68642 \ln(R) + 0,069307 [\ln(R)]^2$	$1,0 \leq R \leq 691,919$	0,75

Os caudais recomendados são caudais mínimos, cuja distribuição anual mimetiza a variabilidade natural dos caudais ao longo do ano hidrológico. A sua aplicação em regiões diferentes daquelas para onde foi desenvolvido requer um bom conhecimento sobre as necessidades de caudal dos elementos biológicos alvo, que sustentem o desenvolvimento das equações de regressão mensais.

Este método já foi aplicado em três secções da bacia hidrográfica do rio Guadiana (Caia, Alqueva e estuário), por se ter considerado existirem semelhanças entre as duas regiões em termos climáticos e hidrológicos (EC, 1996 *in* Alves, 2002). Este pressuposto não foi, todavia, validado.

### 3.4 MÉTODO DO PERÍMETRO MOLHADO

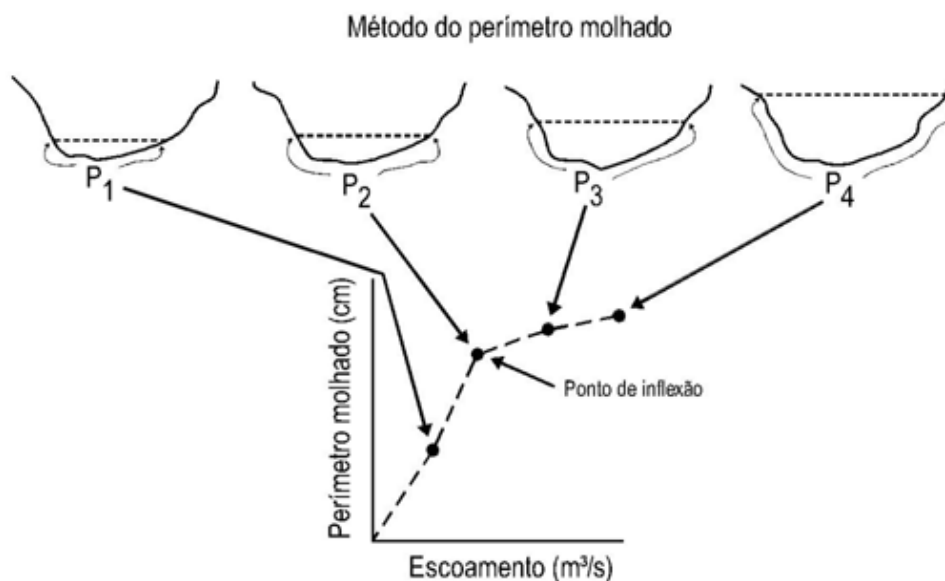
O Método do Perímetro Molhado, também designado por Método dos Transeptos, foi desenvolvido pelo *Department of Fish, Wildlife and Parks* de Montana (EUA), sendo baseado no pressuposto de que existe uma relação crescente entre o perímetro molhado (distância medida ao longo do fundo e dos lados de uma secção transversal fluvial em contacto com a água) e a capacidade biogénica do rio (Leathe e Nelson, 1986).

É um método de ampla utilização, incluindo em Portugal (p.e., Alves e Bernardo, 2003; Portela, 2005; Portela, 2006; Godinho *et al.*, 2014a), sendo geralmente conjugado com outras metodologias.

A sua aplicação requer que, para uma dada secção de um curso de água (caracterizada pelo respetivo perfil transversal) seja obtida a curva (P, Q), que relaciona os caudais (Q) que aí se escoam com os perímetros molhados (P) que lhes correspondem.

Estas curvas refletem, para cada secção transversal, o aumento continuado do perímetro molhado com o caudal, permitindo identificar o valor de caudal a partir do qual a taxa de aumento declina em função da morfologia do canal (**Figura 3.3**).





**Figura 3.3 – Representação esquemática do método do perímetro molhado**

Este caudal, associado ao primeiro ponto de inflexão da curva, é tomado como o caudal ecológico recomendado pelo método, sendo em geral excedido pelo caudal médio diário em 60% a 90% do tempo (Alves e Bernardo, 2003). Embora os cálculos efetuados não considerem a variação mensal do caudal, uma vez que pela sua aplicação apenas é obtido um valor de caudal, este último pode ser posteriormente transposto para um regime de base mensal, sendo para o efeito multiplicado por um fator obtido a partir da razão entre o caudal médio de cada mês e o caudal médio anual, ambos em regime natural.

A determinação do ponto de inflexão da curva (P, Q) tem gerado algumas críticas em resultado da sua subjetividade, tendo sido sugeridos alguns métodos estatísticos para contornar esse aspeto (p.e., Gippel e Stewardson, 1998; Men *et al.*, 2012). Em alternativa ao ponto de inflexão, o caudal ecológico a estabelecer pode ter como critério a manutenção de um determinado perímetro molhado, que se considere compatível com o grau de proteção pretendido. Este critério é definido em relação ao perímetro molhado existente, para um caudal de referência, no qual se considera existirem condições favoráveis para as espécies aquáticas (p.e., o perímetro molhado correspondente ao caudal máximo não deve sofrer uma redução superior a 25%). Esta abordagem pode ainda tornar este método utilizável ao nível do planeamento por estabelecer um critério universal aplicável a várias secções.

O método deve ser aplicado em zonas de rápidos (também referidos como *riffles*), sendo definidas secções transversais, preferencialmente situadas em zonas com perfis do leito retangulares (CDFW, 2013). As secções podem também ser determinadas com recurso a modelação.

A necessidade de caracterização das zonas de rápidos resulta da sua relevância ecológica: estes são um habitat importante para os invertebrados bentónicos (Leathe e Nelson, 1986) que, por sua vez, são a principal fonte de alimento de muitas espécies piscícolas; estes setores lóticos são também os mais sensíveis a reduções de caudal, podendo ser limitantes como locais de passagem e de postura para algumas espécies piscícolas. O método assume ainda que a proteção dos rápidos assegura igualmente a proteção das zonas mais profundas, nas quais as alturas e disponibilidades de água serão superiores.

Devem ser selecionadas secções representativas das condições existentes ao longo do segmento fluvial em análise – variando o número de secções com a extensão e irregularidade das condições observadas ao longo do troço a caracterizar – sendo depois determinada a média dos valores de caudal obtidos para os pontos de inflexão das curvas das várias secções.

Alguns autores aplicaram a metodologia não apenas em rápidos, mas também em secções transversais dos restantes habitats disponíveis no curso de água (Nelson, 1980; Reed e Mead, 1990). A aplicação do método pode ainda ir para além da consideração do perímetro molhado, podendo ser determinadas, para cada secção fluvial transversal, curvas que relacionem outras variáveis hidráulicas (p.e., profundidade e velocidade) com o escoamento (Wesche e Rechard, 1980). A evolução destas variáveis hidráulicas face ao caudal, em particular os valores obtidos com o perímetro molhado obtido, deve ser avaliada com base na informação biológica disponível para as espécies e comunidades nativas presentes no troço em estudo. Deverá, nomeadamente, ser considerado qual o valor do habitat que a velocidade e profundidade correspondentes ao perímetro molhado podem gerar, recorrendo por exemplo a critérios de preferência de habitat, caso existam.

Como é típico dos métodos hidráulicos, o perímetro molhado considera as características específicas do leito fluvial e, conseqüentemente, do habitat, o que representa uma vantagem face aos métodos hidrológicos. Simultaneamente, pelo facto de requerer trabalho de campo, torna este método mais moroso e dispendioso relativamente aos anteriores. É recomendada a sua utilização em abordagens multinível em que se necessite de informação mais específica quanto ao comportamento hidráulico do rio em relação ao caudal. Importa, contudo, notar que a aplicação do método se encontra fortemente condicionada em rios de montanha, em que predominam os meso-habitats do tipo cascata, assim como em rios de planície, em que as zonas de rápidos são pouco significativas (Leathe e Nelson 1986).

### **3.5 METODOLOGIA INCREMENTAL (IFIM)**

A metodologia IFIM (Bovee, 1982; Gore *et al.*, 1989), ou metodologia incremental (Alves e Bernardo, 2003), corresponde a uma técnica desenvolvida nos Estados Unidos da

América no final da década de 1970. Comparativamente com os métodos hidrológicos e hidráulicos, este método é mais complexo, demorado e dispendioso. Difere também dos métodos hidráulicos na ênfase que coloca na quantificação do habitat para as espécies-alvo e na sua otimização.

A metodologia é centrada no princípio de que a distribuição dos elementos biológicos (geralmente os peixes) de um determinado sistema fluvial é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos de água (Stalnaker e Milhous, 1983). Cada organismo tende a selecionar no curso de água as condições que lhe são mais adequadas, correspondendo a cada variável ambiental um grau de preferência, que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (Gore *et al.*, 1989). Entre as variáveis usadas para estimar as preferências de micro-habitat encontram-se a profundidade, a velocidade, o substrato e os diferentes tipos de cobertura.

Esta metodologia recorre assim a critérios de uso ou preferência<sup>11</sup> de habitat, de uma ou mais espécies, para simular a variação do habitat disponível em função dos vários regimes de caudal (Gan e McMahon, 1990). Estes critérios são determinados para uma fase do ciclo de vida (p.e., juvenil ou adulto) e para uma atividade biológica em particular (p.e., reprodução, alimentação, refúgio), podendo ser desenvolvidos com base no conhecimento disponível sobre a(s) espécie(s), incluindo conhecimento pericial, extrapolação entre condições consideradas comparáveis ou com base em amostragens de campo específicas (Bovee, 1986).

A disponibilidade de habitat para cada caudal simulado é medida por um índice chamado Superfície Ponderada Útil (SPU), que corresponde à área molhada gerada por esse caudal, ponderada pela sua adequação para utilização por um determinado organismo. A SPU é utilizada como variável de decisão na determinação de cada RCE.

Em termos genéricos, os principais passos considerados na aplicação da metodologia IFIM podem ser sistematizados da seguinte forma:

- I. Seleção dos locais de estudo e das espécies-alvo a considerar. Devem ser escolhidos troços considerados representativos ou críticos no que respeita às condições de caudal;
- II. Caracterização das condições hidromorfológicas nos troços selecionados e calibração de modelos hidráulicos que irão permitir simular alterações em variáveis como profundidade e velocidade em função de diferentes caudais libertados;
- III. Informação sobre as espécies-alvo obtida a partir de trabalho de campo ou com recurso a outras fontes (p.e., bibliografia), de forma a caracterizar os respetivos critérios de uso ou preferência de habitats para cada fase do ciclo de vida, atividade

---

<sup>11</sup> Relação entre o habitat utilizado e o disponível.

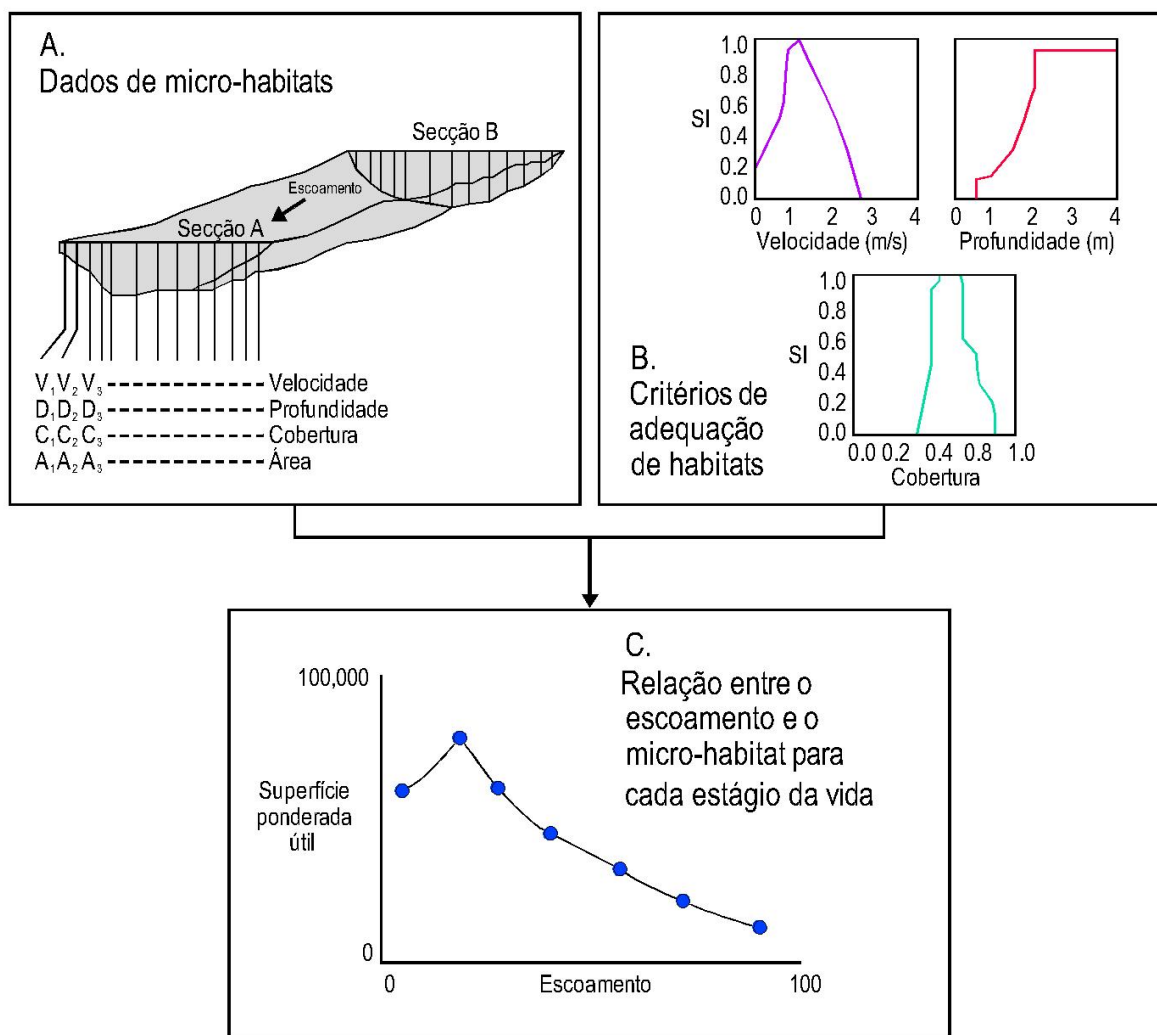
e/ou época do ano e a relacioná-los com as características físicas dos locais em análise (velocidade, profundidade, substrato, etc.)

- IV. Pela combinação do modelo hidráulico e das informações relativas às espécies-alvo são geradas as curvas das SPU e analisada a sua variação em função do caudal;
- V. São aplicados critérios de decisão quanto ao caudal mínimo necessário para preservar condições adequadas para as espécies-alvo em cada fase do ciclo de vida, atividade e/ou época do ano.

Diferentes programas de simulação são comumente utilizados para modelar as relações entre o caudal e a superfície ponderada útil, incluindo o PHABSIM (sistema de simulação de habitat físico desenvolvido no âmbito do IFIM, **Figura 3.4**) e o RIVER2D.

Enquanto a metodologia IFIM se centra tradicionalmente nos micro-habitats, através da aplicação de modelos como o PHABSIM, trabalhos mais recentes têm vindo a desenvolver a possibilidade de aplicar modelos à escala dos meso-habitats e macro-habitats. A título de exemplo, Parasiewicz (2001; 2007a; 2007b) desenvolveu um modelo ao nível do meso-habitat (MesoHABSIM) que, embora modifique os dados a obter e a abordagem analítica do PHABSIM, gera resultados semelhantes.

Outros trabalhos permitiram o desenvolvimento de um conjunto de modelos *fuzzy* de simulação de habitat para a ictiofauna, macroinvertebrados e vegetação, denominado CASiMiR: *Computer Assisted Simulation Model for Instream Flow Requirements* (Jorde, 1996; Schneider *et al.*, 2010). Este conjunto de modelos fornece a distribuição espacial da aptidão de habitat, para determinado *taxon*, com base em dados de inventário e curvas de preferência habitacional (p.e., Boavida *et al.*, 2014). Os modelos integram módulos que podem ser combinados para situações particulares, nomeadamente módulos de regime hidrológico, leito fluvial, zona aquática, etc.. Esta estrutura modular tem a vantagem de permitir a incorporação de mais parâmetros que, em qualquer altura, sejam considerados ecologicamente relevantes. Um dos módulos deste grupo de modelos (CASIMIR *vegetation*) já foi aplicado em Portugal, em troços fluviais situados nas bacias hidrográficas dos rios Sado, Guadiana, Tejo e Arade, no desenvolvimento de RCE adaptados à vegetação ribeirinha (Rivaes *et al.*, 2011; 2017).



**Figura 3.4 - Esquema geral de como o modelo PHABSIM calcula a superfície ponderada útil em função do caudal.** A) A profundidade ( $P_i$ ), velocidade ( $V_i$ ), cobertura ( $C_i$ ) e área ( $A_i$ ) são medidas ou simuladas para um determinado caudal; (B) Os critérios de adequação de habitat (CAH) são usados para ponderar a área de cada célula para esse caudal. Os valores de habitat utilizável para todas as células no segmento estudado são somados para obter um valor de habitat utilizável nesse segmento. O processo é repetido para uma gama de caudais para obter um gráfico como o apresentado no gráfico C) (Adaptado de Gopal, 2013)

Existem assim diversas vias pelas quais podem ser estimados RCE tendo por base os princípios da metodologia IFIM, bem como diferentes abordagens à decisão com base nos resultados obtidos. De forma geral, considera-se que na aplicação desta metodologia se devem ter em conta os seguintes princípios:

- Deve ser feita a aplicação individualizada do método a cada época do ano (pelo menos primavera, verão e outono<sup>12</sup>), utilizando critérios de uso/preferência de habitat específicas para cada período.
- As preferências para os vários fatores de habitat (profundidade, velocidade e substrato) em relação ao caudal, são combinadas para determinar uma adequação de habitat total. O índice de aptidão de habitat deve ser determinado como o produto das preferências para cada fator (velocidade, profundidade e substrato). Embora existam outras abordagens para determinar aquele índice (p.e., utilizando a média geométrica das preferências para cada fator), esta é a mais conservadora relativamente aos valores de SPU, já que gera uma aptidão de habitat nula quando um dos fatores apresenta uma preferência/adequação igual a zero, o que é ecologicamente sustentável.
- A determinação do caudal mínimo, para cada período do ano e espécie/fase do ciclo de vida, deve ser baseada no ponto de inflexão da curva SPU vs caudal, considerando os valores de caudal que em regime natural circulariam no rio naquele período, sendo que os valores de caudal ecológico obtidos não podem ser superiores aos valores de caudal médio em regime natural naquele período. Todavia, existem situações em que a curva apresenta vários pontos de inflexão, sendo necessária uma avaliação pericial dos valores obtidos.
- Quando as curvas de SPU vs habitat são relativamente semelhantes entre as diferentes espécies/fases do ciclo de vida, a compatibilização dos valores de caudal mínimo obtidos para cada espécie/fase do ciclo tende a ser simples. Todavia, quando os valores de caudal ecológico gerados para cada espécie/fase do ciclo de vida são bastante distintos, será necessário ponderá-los para determinar o RCE. Esta ponderação pode ser concretizada de várias formas, nomeadamente considerando um peso relativo para cada espécie/fase do ciclo de vida, ou otimizando a SPU para uma determinada espécie/fase do ciclo de vida considerada chave, aceitando uma determinada redução potencial (p.e., 20%) na SPU das restantes espécies/fases dos ciclos de vida.

No âmbito do planeamento e gestão dos recursos hídricos, a definição de critérios relativamente à proporção de SPU que deve ser garantida pelos RCE pode facilitar a implementação deste tipo de abordagem a uma escala mais ampla. Em Espanha, a metodologia de simulação de habitat integra a abordagem oficial para estabelecimento de RCE no âmbito dos PGBH, descrita na ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de setembro, que aprova as instruções de planeamento hidrológico. A legislação espanhola estabelece quais as percentagens de SPU que devem ser garantidas pelo RCE, estando definidas magnitudes de variação entre 30-80% para as massas de água em que se considera que o regime

---

<sup>12</sup> Em alguns dos tipos de rios a avaliação na época do inverno poderá não ser possível de concretizar.

hidrológico se encontra muito alterado, e entre 50-80% nas restantes massas de água. Em condições de seca prolongada, o caudal ecológico mínimo pode ser reduzido até atingir 25% da SPU. O caudal associado ao habitat potencial máximo é determinado diretamente nos casos em que a curva SPU vs caudal apresenta um ponto de inflexão, sendo, nos restantes casos, determinado como o habitat correspondente aos percentis 10 a 25 da CDC (para um período de caudais médios diários em regime natural não inferior a 20 anos). Estes limiares podem ser considerados como referência a nível nacional, considerando-se, adicionalmente que, nas Zonas Protegidas em que se verifique a presença de valores de conservação relevantes com estreita ligação aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, os critérios para a otimização da SPU poderão ser mais exigentes (p.e., 100% da SPU).

A metodologia IFIM é aplicável à generalidade das massas de água lóticadas existentes em Portugal continental, embora a obtenção de dados em rios temporários e Grandes Rios possa necessitar de particular atenção, como já referido. Em particular, é recomendada a sua utilização em abordagens multinível em que seja necessário obter informação quantitativa relativamente ao habitat potencial das espécies selecionadas face a diferentes valores de caudal. Por questões de coerência, é adicionalmente proposta nesta fase a aplicação dos critérios de SPU constantes da legislação espanhola, e que foram acima identificados.

### **3.6 METODOLOGIA HOLÍSTICA DESENVOLVIDA EM PORTUGAL**

A metodologia integrada para determinação de RCE descrita em Godinho *et al.* (2014b) visa a concertação dos resultados obtidos por metodologias frequentemente utilizadas, de modo a adequar os valores de caudal necessários às necessidades ecológicas das espécies-chave presentes, bem como às condições hidromorfológicas dos troços fluviais em causa. Pode ser considerado um método holístico, assumindo os RCE enquanto medida de mitigação dos impactes dos aproveitamentos hidráulicos sobre o regime hidrológico natural, sendo este último o principal determinante da dinâmica dos ecossistemas fluviais (de acordo por exemplo com Poff *et al.*, 1997).

A referida metodologia desenvolve-se sequencialmente ao longo de sete passos principais, representados esquematicamente na **Figura 3.5**.

- O primeiro deles corresponde à definição da área de estudo e à recolha de informação sobre a mesma, incluindo dados topográficos, hidrológicos e informações de cariz ecológico, i.e., dados bióticos, hidromorfológicos e físico-químicos, *sensu* Diretiva Quadro da Água (DQA).
- O segundo passo considera a seleção e consequente amostragem ecológica de troços fluviais representativos, situados a jusante da infraestrutura hidráulica (existente ou

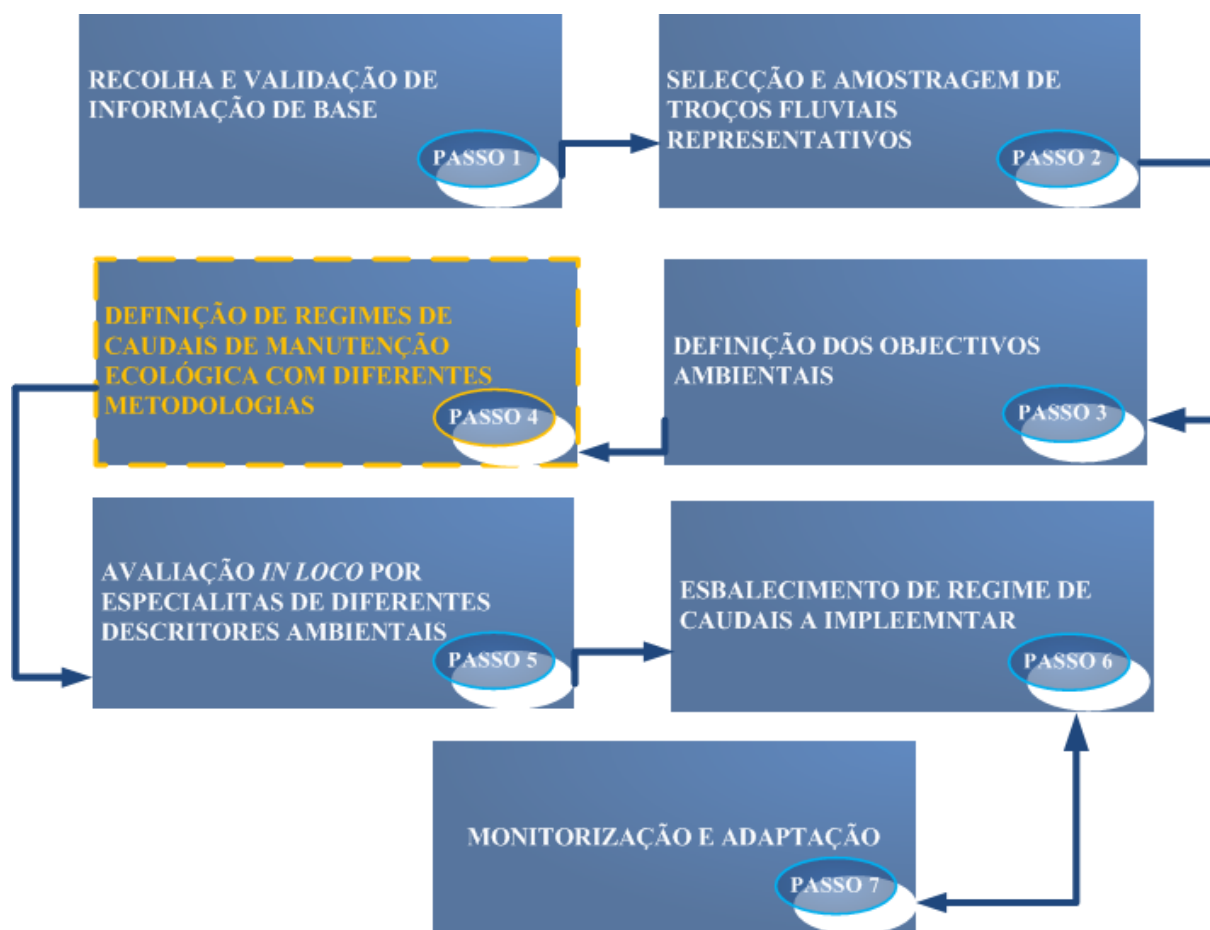


prevista). O número de troços de amostragem variará com a extensão da área fluvial em estudo e com a diversidade hidromorfológica do segmento lótico.

- O terceiro passo está intimamente relacionado com o anterior, consistindo no estabelecimento de objetivos ambientais. Esta componente é baseada na DQA e varia de acordo com a sensibilidade ecológica da área em estudo, embora possa integrar outro tipo de objetivos.
- O quarto passo integra a formulação de RCE através de diferentes metodologias, que deverão integrar pelo menos um método hidráulico, em conjunto com avaliações de simulação de habitat.
- O quinto passo corresponde à ponderação *in situ* dos diferentes regimes de caudais determinados por uma equipa multidisciplinar de peritos, incluindo nomeadamente as temáticas da hidrologia, geomorfologia e ecologia dulçaquícola (fauna piscícola, macroinvertebrados e macrófitos). Para implementar o processo, cada secção transversal e respetivo troço fluvial são avaliados em pormenor durante uma visita de campo, sendo observadas as zonas inundadas e os níveis originados com os caudais obtidos através dos diferentes métodos de determinação de RCE utilizados.
- O sexto passo corresponde à proposta de RCE, de base mensal e considerando diferentes tipos de anos hidrológicos (ano médio, seco e húmido assim como caudais de limpeza caso se justifique), que é efetuada com base nos objetivos ambientais estabelecidos e nas avaliações dos peritos.
- O sétimo passo integra os trabalhos de monitorização, necessários para avaliar a capacidade do regime proposto em garantir os objetivos ambientais estabelecidos. Após um período inicial de monitorização e, caso os objetivos não sejam alcançados, o RCE terá de ser revisto pelos peritos e uma nova proposta deverá ser formulada, após consulta prévia aos interessados, permitindo que o procedimento proposto se adapte aos resultados da monitorização.

A aplicação inicial desta metodologia em alguns locais das bacias hidrográficas dos rios Cávado e Guadiana gerou RCE que variaram entre 5 e 15% do escoamento total em condições naturais (ver mais detalhes em Godinho *et al.*, 2014b).

Esta metodologia apresenta algumas das vantagens e desvantagens das metodologias holísticas. A abordagem proposta pode utilizar na base da sua análise os métodos de aplicação mais frequente em Portugal, incluindo um método hidrológico (Método desenvolvido para o território nacional no âmbito do PNA de 2002), um método hidráulico (Perímetro molhado) e um método ecohidráulico (IFIM). Congrega trabalho de gabinete e de campo e integra um painel multidisciplinar de peritos, que pode ser ajustado em função da singularidade ambiental do rio em avaliação. Pode ainda ser ajustado de forma a incluir um *workshop* de conciliação com os interessados, no âmbito do estabelecimento de um RCE. Integra explicitamente um programa de monitorização para avaliação da sua eficácia, e a gestão adaptativa dos RCE implementados.



**Figura 3.5 – Esquema geral da metodologia holística (Fonte: Godinho *et al.*, 2014b)**

São desvantagens desta abordagem o facto de ser relativamente dispendiosa e demorada a sua implementação, podendo haver subjetividade na avaliação realizada pelos diferentes peritos. Será ainda desejável a elaboração de um manual de procedimentos que clarifique todos os passos do método, em particular a intervenção dos peritos. Até ao momento esta abordagem só foi aplicada em Portugal, nas bacias hidrográficas acima referidas, não estando os respetivos resultados validados.

**3.7 COMPARAÇÃO DOS PRINCIPAIS REQUISITOS E CARACTERÍSTICAS DOS MÉTODOS CONSIDERADOS**

Tipo de método	Método	Recolha e tratamento de dados	Informação requerida	Especialização da equipa	Confiança e aplicabilidade	Âmbito de utilização	Duração do trabalho (meses)	Custo relativo
HIDROLÓGICO	<b>Método desenvolvido no âmbito do PNA 2002</b>	Gabinete	Dados históricos de caudal (registados ou modelados)	1 técnico com conhecimentos de hidrologia	Aplicável à generalidade dos rios de Portugal continental, com exceção dos Grandes Rios. São necessários mais casos de implementação para consolidar a validação dos RCE estabelecidos	Utilizado em Portugal, sendo o método hidrológico de referência para o cálculo de RCE no âmbito deste Guia	2 a 3	€
	<b>Caudal Base (Catalunha)</b>	Gabinete	Dados históricos de caudal (registados ou modelados)	1 técnico com conhecimentos de hidrologia	Não aplicável a regimes hidrológicos muito variáveis e com caudais naturais muito reduzidos no verão. São necessários mais casos de aplicação para aferir a sua adequação à realidade nacional	Utilizado em Espanha nos respetivos PGBH. Foi aplicado experimentalmente em Portugal, podendo ser considerado para cálculo de RCE em casos em que o método PNA 2002 não é aplicável	2 a 3	€
	<b>Tennant e adaptações</b>	Gabinete	Dados históricos de caudal (registados ou modelados)	1 técnico com conhecimentos de hidrologia	Razoavelmente fiável para o tipo de rios e região onde foi desenvolvido. São necessários mais casos de aplicação para aferir a sua adequação à realidade nacional	Método bastante aplicado e adaptado a muitas regiões, sobretudo na América do Norte. Pode ser considerado para cálculo de RCE em casos em que o método PNA 2002 não é aplicável	2 a 3	€
HIDRÁULICO	<b>Perímetro molhado</b>	Gabinete e trabalho de campo	Dados históricos de caudal (registados ou modelados); levantamentos de variáveis hidráulicas em secções transversais	1 a 2 técnicos com conhecimentos em hidrologia e hidráulica. 1 técnico de topografia para realização do levantamento de campo	A fiabilidade do método pode ser considerada razoável a boa desde que os pressupostos de aplicação da metodologia sejam respeitados. São necessários mais casos de implementação para consolidar a validação dos RCE estabelecidos	Método bastante consolidado e aplicado a nível mundial, incluindo em Portugal. As variáveis hidráulicas devem ser caracterizadas em zonas de rápidos, o que pode ser limitante em rios de montanha com quedas e poucas zonas de rápidos ou rios de planície	4 a 6	€€
ECOHIDRÁULICO	<b>IFIM</b>	Gabinete e trabalho de campo.	Dados históricos de caudal (registos ou modelados); levantamentos de variáveis hidráulicas em secções transversais; funções de uso de habitat por espécies/classes de dimensão	1 a 2 técnicos com conhecimentos em hidrologia e hidráulica. Técnicos de topografia para realização do levantamento de campo. 1 a 3 técnicos com formação em ecologia para desenvolvimento das funções de aptidão habitacional. A aplicação de funções já existentes pode reduzir o número de técnicos em biologia para 1	O método foi inicialmente desenvolvido para rios de montanha, mas foi depois alargado a outros contextos. A fiabilidade dos resultados é elevada desde que se reduzam as fontes de variação (utilização de curvas de preferência habitacional, utilização de curvas diferentes consoante a época do ano, utilização de várias espécies, etc.). São necessários mais casos de implementação para consolidar a validação dos RCE estabelecidos	Método bastante consolidado e adaptável, sendo uma das metodologias mais aplicadas a nível mundial	6 a 18	€€€ a €€€€
HOLÍSTICO	<b>Metodologia holística desenvolvida em Portugal</b>	Gabinete e trabalho de campo	Dados históricos de caudal (registados ou modelados); levantamentos de variáveis hidráulicas em secções transversais; funções de uso de habitat	Equipas multidisciplinares e alargadas de técnicos e peritos	A fiabilidade depende dos métodos incorporados na abordagem e da capacidade de reduzir fontes de subjetividade que possam existir na intervenção dos peritos. É necessário desenvolver manual de procedimentos, bem como validar a eficácia dos RCE propostos	Metodologia utilizada em alguns estudos em Portugal	12 a 24	€€€€ a €€€€€

# 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acreman, M.C. e M.J. Dunbar (2004). Defining environmental river flow requirements - a review. *Hydrology and Earth System Science* **8**: 861-876.

Alcázar, J. (2007). *El método del caudal básico para la determinación de caudales de mantenimiento. Aplicación a la cuenca del Ebro*. Tesis Doctoral.

Alcázar, J., Palau, A. e V.G. Cristina (2008). A neural net model for environmental flow estimation at the Ebro River Basin, Spain. *Journal of Hydrology* **349**: 44-55.

Alves, M.H. (1993). *Métodos de determinação do caudal ecológico*. Dissertação de Mestrado, Instituto Superior Técnico.

Alves, M.H. e J.M. Bernardo (2003). *Caudais Ecológicos em Portugal*. INAG, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa, Portugal.

Baya, K. (1978). *Instream Flow Methodologies for Regional and National Assessments*. Instream Flow Information Paper n. 7. FWS/OBS.78/61. United States Fish and Wildlife Services. Washington DC.

Boavida, I., Dias, V., Ferreira, M.T. e J.M. Santos (2014). Univariate functions versus fuzzy logic: implications for fish habitat modelling. *Ecological Engineering* **71**: 533-538

Bovee, K. D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the Instream. Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper 12. U.S. Fish and Wildlife Service

Bovee, K. D. (1986). *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. Washington, DC: National Ecology Center, Division of Wildlife and Contaminant Research, Fish and Wildlife

CDFW (2013). *Standard Operating Procedure for the Wetted Perimeter Method in California*. California Department of Fish and Wildlife Instream Flow Program Standard Operating Procedure DFG-IFP-004.

EC (2015). *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. Guidance Document No. 31 European Commission.

Ferreira, D. A. (2004). *Aplicabilidade do método do caudal base à definição de caudais ecológicos em cursos de água naturais em Portugal Continental*. Relatório do trabalho final

de curso de Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais, Lisboa, Instituto Superior de Agronomia (ISA), Universidade Técnica de Lisboa.

Fraser, J.C. (1978). *Suggestions for developing flow recommendations for in-stream uses of New Zealand streams*. Water and Soil Miscellaneous Publication 6. Ministry of Works and Development, Wellington.

Gan, K. e T. McMahon (1990). Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regulated Rivers: Research & Management* **5**: 233-239.

Gippel, C.J. e M.J. Stewardson (1998). Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. *Regulated Rivers: Research and Management* **14**:53-67.

Godinho, F., Costa, S., Pinheiro, P., Reis, F. e A. Pinheiro (2014a). Integrated procedure for environmental flow assessment in rivers. *Environmental Processes* **1**(2):137-147.

Godinho, F. N., Costa, S. C., Pinheiro, P. J., Alvarez, T. e F. M. Reis (2014b). Metodologia integrada para determinação de regimes de caudais ecológicos em rios ibéricos. *Recursos Hídricos* **32**(2):19-27.

Gopal, B. (2013). *Environmental flows: An introduction for water resource managers*. National Institute of Ecology, New Delhi.

Gore, J.A., Nestler, J.M. e J. B. Layzer (1989). Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. *Regulated Rivers: Research & Management* **3**: 35-48.

Hatfield, T., Wright, N., Buchanan, S. e S. Faulkner (2013). *A Review of Environmental Flow Assessment Methods for Application to Northeastern British Columbia*. Consultant's report prepared for the Canadian Association of Petroleum Producers by Solander Ecological Research Ltd. and Ecofish Research Ltd.

Jorde, K. (1996). Ecological evaluation of instream flow regulations based on temporal and spatial variability of bottom shear stress and hydraulic habitat quality. In Leclerc, M., Capra, H., Valentin, S., Boudreault, A. e Y. Cote, (eds), *Ecohydraulics 2000*. Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics. INRS-Eau: Quebec, Canada; pp 63-174.

Jowett, I.G. (1997). Instream flow methods: a comparison of approaches. *Regulated Rivers: Research and Management* **13**:115-127.

Leathe, S.A. e F.A. Nelson (1986). *A literature evaluation of Montana's wetted perimeter inflection point method for deriving instream flow recommendations*. Helena, MT, Department of Fish, Wildlife, and Parks, 70 p.

- Linnansaari, T., Monk, W.A., Baird, D.J. e R. A. Curry (2012). *Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039.
- Mann, J.L. (2006). *Instream Flow Methodologies: An Evaluation of the Tennant Method for Higher Gradient Streams in the National Forest System Lands in the Western USA*. M.Sc. Thesis, Colorado State University, Fort Collins, 143.
- Martins J.P. (2012). *Avaliação Ecohidrológica de Caudais Modificados e de Caudais Ecológicos em Troços de Rios Fortemente Modificados*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Mathews Jr, R.C. e Y. Bao (1991). The Texas method of preliminary instream flow assessment. *Rivers* **2**: 295-310.
- Men, B.H., Liu, C.M. e C. K. Lin (2012). A new criterion for defining the breakpoint of the wetted perimeter-discharge curve and its application to estimating minimum instream flow requirements. *Science China -Technological Sciences* **55**: 2686-2693,
- Nelson, F.A. (1980). Evaluation of selected instream flow methods in Montana. *In Proceedings of the Annual Conference of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*. pp 412-432.
- Orth, D.J. e O.E. Maughan (1981). Evaluation of the "Montana method" for recommending instream flows in Oklahoma streams. *Proc. Okla. Acad. Sci.* **61**: 62-66.
- Palau, A. (1994). Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de cálculo. *Obra Pública* **28**: 84-95.
- Palau, A. e J. Alcázar (1996). The basic flow: an approach to calculate minimum environmental instream flows. In: *Ecohydraulics 2000, Proceedings 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics*. Québec City pp 547-558...
- Parasiewicz P. (2001). MesoHABSIM: a concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries* **26**: 6-13.
- Parasiewicz P. (2007a). The MesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications* **23**(8): 893-903.
- Parasiewicz P. (2007b). Using MesoHABSIM to develop reference habitat template and ecological management scenarios. *River Research and Applications* **23**(8): 924-932.
- Poff, L. R. Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. e J.C. Stromberg (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* **47**: 769-784.



Portela, M.M. (2004). *Caudais ecológicos nas secções das barragens de Barras, Odivelas, Pisão, Roxo e Vale do Gaio - Relatório final*. Lisboa, NEMUS, Gestão e Requalificação Ambiental, Lda., Instituto Superior Técnico, IST, CEHIDRO, Instituto Superior de Agronomia, ISA, Setembro 2004.

Portela, M.M. (2005). Proposta de procedimento hidrológico-hidráulico para definir caudais ecológicos em cursos de água do Sul de Portugal Continental. *Recursos Hídricos*. **26**(1): 17-36.

Portela, M.M. (2006). *Definition of environmental flows in rivers of the south of Portugal*. 8º Congresso da Água - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Figueira da Foz, 14 pp.

Reed, S.E. e J.S. Mead (1990). Use of multiple methods for instream flow recommendations. A state agency approach. Pp.40-42. In M.B. Bain (ed.). *Ecology and assessment of warm water streams: workshop synopsis*. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report.

Reiser, D.W., Wesche, T.A., e C. Estes (1989). Status of instream flow legislation and practise in North America. *Fisheries* **14**: 22-29.

Rivaes, R., Rodríguez-González, P.M., Albuquerque, A., Ferreira, M.T. e A. Pinheiro (2011). Uma nova ferramenta de restauro: aplicação de um modelo preditivo da evolução da vegetação ripícola em função das alterações hidrológicas. *Recursos Hídricos* **32**: 29-41

Rivaes, R., Boavida, I., Santos, J.M., Pinheiro, A.N. e M.T. Ferreira (2017). Importance of considering riparian vegetation requirements for the long-term efficiency of environmental flows in aquatic microhabitats. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **21**: 5763-5780.

Schneider, M., Noack, M., Gebler, T. e I. Kopecki (2010) *Handbook for the Habitat Simulation Model CASiMiR*. Module CASiMiR-Fish, Base Version.

Stalnaker C. B. e R. T. Milhous (1983). *Responses to general questions compiled by the conventors of the Instream Flow Technology Section of the 1983 Hydropower Conference*. Northwest Small Hydroelectric Association. November 29-December 1, 1983.

Tennant, D.L. (1975). *Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources*. U.S. Fish and Wildlife Service, Federal Building, Billings, MT.

Tennant, D.L. (1976a). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. In Orsborn, J.F. e C.H. Allman (eds), *Proceedings of the Symposium and Specialty Conference on Instream Flow Needs*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 359-373,

Tennant, D.L. (1976b). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation, and related environmental resources. *Fisheries* **1**(4): 6-10.

Tessman, S.A. (1980). Environmental assessment, Technical Appendix E. *In Environmental use sector reconnaissance elements of the Western Dakotas region of South Dakota study*. Water Resources Research Institute, South Dakota State University, Brookings, South Dakota.

Weasche, T.A. e P.A. Rechard, (1980). *A Summary of Instream Flow Methods for Fisheries and Related Research Needs*. Eisenhower Consortium Bulletin n. 9. Eisenhower Consortium for Western Environmental Forestry Research.



# ANEXO 2

METODOLOGIA DE CARACTERIZAÇÃO  
HIDROMORFOLÓGICA NO ÂMBITO DO GUIA

# ÍNDICES

<b>TEXTO</b>	<b>Pág.</b>
<b>1 ENQUADRAMENTO</b> .....	<b>1</b>
<b>2 TRABALHO DE GABINETE</b> .....	<b>4</b>
<b>3 TRABALHO DE CAMPO</b> .....	<b>16</b>
3.1 CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES.....	16
3.2 MASSA DE ÁGUA .....	16
3.3 TROÇOS .....	24
3.4 SUBTROÇOS.....	25
3.4.1 Nota introdutória.....	25
3.4.2 Dimensões e conectividade do leito .....	26
3.4.3 Composição do substrato e dinâmica sedimentar.....	29
3.4.4 Micro-habitats disponíveis.....	36
3.4.5 Caracterização da vegetação ribeirinha.....	38
3.4.6 Caracterização de secções representativas.....	50
<b>4 AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA E DOS EFEITOS DO RCE</b> .....	<b>54</b>
<b>5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>61</b>
<b>6 ANEXOS</b> .....	<b>64</b>

<b>FIGURAS</b>	<b>Pág.</b>
Figura 2.1 – Tipologia morfológica de rios, em planta (adaptado de MITECO, 2019a) .....	7
Figura 2.2 - Exemplos de tipologias de rio (a) retilíneo (rio Beça); b) sinuoso (rio Vez); c) meandriforme (ribeira da Sertã) e d) anastomosado (rio Lima) .....	8
Figura 2.3 - Infraestrutura transversal (pesqueira) identificada remotamente no rio Lima (à esquerda) e margens linearizadas e consolidadas identificadas remotamente no rio Mondego (à direita) (Fonte Google Earth Pro™).....	9
Figura 2.4 - Zonas lânticas sequenciais existentes num troço da ribeira da Marateca, resultantes da presença de infraestruturas transversais (Fonte: Google Earth Pro™).....	9
Figura 2.5 - Mesohabitats a considerar (adaptado de MITECO, 2019a) .....	11
Figura 2.6 – Exemplos de mesohabitats. a) Cascata; b) Fundões e rápidos; c) Fundões e quedas .....	12

Figura 2.7 - Exemplos da utilização do Google Earth™ para identificação/delimitação preliminar de mesohabitats em gabinete: fundões e quedas ou rápidos .....	12
Figura 2.8 - Exemplos da utilização do Google Earth™ para identificação/delimitação preliminar de mesohabitats em gabinete.....	13
Figura 3.1 - Exemplos de secções críticas (açudes e obstáculos naturais) .....	17
Figura 3.2 - Tipologia de obstáculos avaliados pelo ICF (Fonte: Solà <i>et al.</i> , 2011) .....	20
Figura 3.3 - Ilustração dos três tipos de passagens para peixes consideradas no ICF, correspondendo, da esquerda à direita, às identificadas acima por A a C.....	20
Figura 3.4 - Representação esquemática dos leitos menor, maior e de cheia.....	27
Figura 3.5 - Representação esquemática da delimitação dos leitos menor e maior num curso de água confinado (ribeira da Sertã) .....	27
Figura 3.6 - Representação em planta da avaliação da funcionalidade .....	28
Figura 3.7 - Representação esquemática da avaliação da funcionalidade.....	28
Figura 3.8 - Representação esquemática da limitação da conectividade transversal por estruturas artificiais.....	29
Figura 3.9 - Esquema a utilizar para avaliar a dimensão do sedimento .....	30
Figura 3.10 - Imbricamento num leito com material grosseiro .....	31
Figura 3.11 - Imbricamento num leito com material arenoso.....	31
Figura 3.12 - Encouraçamento excessivo .....	32
Figura 3.13 - Encouraçamento fraco .....	32
Figura 3.14 - Depósitos bem estruturados de sedimento grosseiro .....	33
Figura 3.15 - Depósitos de areia mal estruturados (à esquerda) e bem estruturados (à direita, Fonte: <i>Bing Maps</i> ™).....	33
Figura 3.16 - Aspeto da pátina de elementos finos sobre sedimento grosseiro em local situado a jusante de AH com derivação de caudais .....	34
Figura 3.17 - Sinais de dinâmica vertical acelerada .....	36
Figura 3.18 - Exemplos de microhabitats: detritos vegetais, árvores mortas e folhada – (em cima), margens vegetadas (meio) e macrófitos (em baixo) .....	37
Figura 3.19 - Representação esquemática do grau de naturalidade. Vegetação alóctone numa das margens e vegetação nativa na margem oposta ..	40
Figura 3.20 - Representação esquemática da gestão da vegetação. Vegetação plantada (choupal) e bosque ribeirinho natural .....	41
Figura 3.21 – Representação em planta da conectividade ecológica longitudinal. ....	42
Figura 3.22 - Representação esquemática da conectividade ecológica longitudinal. ....	42
Figura 3.23 - Representação em planta do ensombramento do leito menor .....	43
Figura 3.24 - Exemplos da conexão entre estratos da vegetação .....	44
Figura 3.25 - Representação esquemática de tipos de conexão entre estratos. ...	45

Figura 3.26 - Representação esquemática da presença de diferentes classes de idade [povoamento florestal equiénio (choupal plantado) e bosque ribeirinho misto].....	46
Figura 3.27 - Representação esquemática de indicadores de etapas de regressão. Choupal plantado e bosque com pastoreio excessivo (freixial vestigial) .....	47
Figura 3.28 - Exemplos de degradação de galeria/bosque ribeirinho .....	47
Figura 3.29 - Ilustração dos trabalhos de topografia e respetivos resultados .....	51
Figura 3.30 - Exemplo de secção transversal da linha de água e medições a realizar para determinação do caudal com base no método secção-velocidade .....	51
Figura 3.31 - Procedimento de medição de caudal.....	52

## **TABELAS**

## **Pág.**

Tabela 1.1 - Classificação hierárquica hidromorfológica com base na classificação desenvolvida no projeto REFORM .....	2
Tabela 1.2 - Elementos considerados na aplicação da metodologia de caracterização hidromorfológica de massas de água a jusante de AH...3	
Tabela 2.1 - Troço fluvial: critério de delimitação, métodos e fontes de informação .....	4
Tabela 2.2 - Tipos de vale fluvial a considerar (adaptado de MITECO, 2019a).....	5
Tabela 2.3 - Unidade geomorfológica (mesohabitat), Critério de delimitação, métodos e fontes de informação.....	11
Tabela 2.4 - Tipos hidrológicos naturais considerados em MITECO (2019a) .....	14
Tabela 3.1 - Classificação das espécies piscícolas nativas para o ICF (grupos adaptados de Solà <i>et al.</i> , 2011) .....	18
Tabela 3.2 - Classes de qualidade do ICF (adaptado de Solà <i>et al.</i> , 2011).....	21
Tabela 3.3 - Classes de transponibilidade de obstáculos naturais (adaptado de Bochechas, 2014) .....	22
Tabela 3.4 - Valores-limite para o obstáculo ser considerado transponível na migração para jusante (adaptado de MITECO, 2019a).....	23
Tabela 3.5 - Unidades hidráulicas (habitats): critério de delimitação, métodos e fontes de informação.....	25
Tabela 3.6 - Unidades hidráulicas (habitats) a considerar.....	25
Tabela 3.7 - Classes de sedimento (adaptado de Bain e Stevenson, 1999) .....	30
Tabela 4.1 - Indicadores de alteração hidromorfológica (adaptado da Norma EN 15843) .....	56
Tabela 4.2 - Intervalos e classes de classificação de qualidade hidromorfológica de acordo com a norma EN 15843 .....	58
Tabela 4.3 - Exemplo de avaliação do grau de alteração hidromorfológica de dois troços com base na norma EN 15843 .....	59

**ANEXOS**

**ANEXO 2.A - Ficha de caracterização hidromorfológica**

**LISTA DE SIGLAS E ACRÓNIMOS**

<b>ADCP</b>	<i>Acoustic Doppler Current Profiler</i>
<b>AH</b>	Aproveitamento Hidráulico
<b>APA</b>	Agência Portuguesa do Ambiente
<b>CEN</b>	Comité Europeu de Normalização
<b>CIGEOE</b>	Centro de Informação Geoespacial do Exército
<b>COS</b>	Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental
<b>CNPGB</b>	Comissão Nacional Portuguesa de Grandes Barragens
<b>DGADR</b>	Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural
<b>DGT</b>	Direção Geral do Território
<b>DQA</b>	Diretiva Quadro da Água
<b>ETAR</b>	Estação de Tratamento de Águas Residuais
<b>IAHRIS</b>	<i>Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers</i>
<b>ICF</b>	Índice de Continuidade Fluvial
<b>ICNF</b>	Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
<b>IGEO</b>	Repositório de Informação Geográfica de Portugal
<b>INAG</b>	Instituto da Água
<b>MA</b>	Massa de Água
<b>MAFM</b>	Massas de Água Fortemente Modificadas
<b>PGRH</b>	Plano de Gestão de Região Hidrográfica
<b>RCE</b>	Regime de Caudais Ecológicos
<b>SNIAMB</b>	Sistema Nacional de Informação de Ambiente
<b>SNIG</b>	Sistema Nacional de Informação Geográfica
<b>SNIRH</b>	Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

# 1. ENQUADRAMENTO

A avaliação da eficácia de um determinado Regime de Caudais Ecológicos (RCE) requer a caracterização hidromorfológica da extensão fluvial a jusante do Aproveitamento Hidráulico (AH) ao qual os caudais ecológicos estão associados. Esta informação deverá permitir caracterizar, de forma quantitativa (escalas contínuas e/ou semi-quantitativas), as características hidromorfológicas relevantes em termos ecológicos e que apresentem respostas mais notórias à alteração de caudais, servindo para avaliar a adequação do RCE e, eventualmente, como suporte à decisão relativamente à necessidade de adotar medidas mitigadoras adicionais.

A avaliação das características hidromorfológicas das massas de água (MA), incluindo a respetiva hidrologia, deverá ser replicável e suficientemente sensível, permitindo a análise da evolução temporal dessas características. Esta caracterização deve também identificar as condicionantes existentes, ambientais ou de origem antrópica, cuja mitigação seja independente do RCE descarregado. Estas condicionantes podem ser, por exemplo, a existência de barreiras intransponíveis e/ou que condicionem a mobilidade da fauna dulçaquícola – mesmo em condições de escoamento natural –, a ocorrência de descargas poluentes, a existência de captações ou a gestão antrópica da galeria ribeirinha.

A abordagem metodológica proposta utiliza como bases de suporte:

- o protocolo espanhol para avaliação hidromorfológica de rios (MITECO, 2019a; 2019b);
- os resultados do projeto europeu REFORM<sup>13</sup>; e
- as normas do Comité Europeu de Normalização (CEN): EN 14614:2004<sup>14</sup> e EN 15843:2010<sup>15</sup>.

Em termos gerais, a caracterização de cada MA é inspirada na estrutura hierárquica utilizada pelo projeto europeu REFORM (**Tabela 1.1**) e envolve as seguintes componentes principais:

- Delimitação preliminar, em gabinete, de troços homogéneos e de subtroços de amostragem representativos;
- Caracterização dos vários troços homogéneos, com recurso a trabalho de gabinete e de campo, incluindo a caracterização de secções críticas relativamente à mobilidade piscícola;

<sup>13</sup> <https://reformrivers.eu/results/deliverables>, consultado em dezembro de 2019.

<sup>14</sup> *Water Quality: Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers*

<sup>15</sup> *Degree of modifications of river hydromorphology*



- Avaliação de cada subtroço de amostragem, com a delimitação dos habitats que o constituem e a sua caracterização através de trabalho de gabinete e de campo;
- Avaliação de pormenor de cada subtroço em secções representativas;
- Produção de elementos de caracterização finais para cada troço e subtroço de amostragem (p.ex., elementos cartográficos, bases de dados, portefólio fotográfico).

**Tabela 1.1 - Classificação hierárquica hidromorfológica com base na classificação desenvolvida no projeto REFORM**

Unidade espacial	Escala espacial indicativa	Escala temporal indicativa
Bacia hidrográfica	$10^2$ a $10^5$ km <sup>2</sup>	1 000 a 10 000 anos
Segmento ou setor	10 a $10^2$ km	100 a 1000 anos
Troço	1 a 10 km (>20x largura do leito menor <sup>16</sup> )	10 a 100 anos
Subtroço de amostragem	10x largura do leito menor, com uma extensão mínima de 100 m <sup>17</sup>	10 a 100 anos
Unidade geomorfológica (mesohabitat)	1 a 100 m (0,1 a 20x largura)	1 a 10 anos
Unidade hidráulica (habitat)	0,1 a 10 m [5 a 20x a mediana da dimensão dos constituintes do sedimento fluvial ( $D_{50}$ )]	1 mês a 10 anos
Micro-habitat	0,01 a 0,1 m [1 a 10x a mediana da dimensão dos constituintes do sedimento fluvial ( $D_{50}$ )]	De alguns dias a 1 ano

Na **Tabela 1.2** é apresentado o esquema geral da abordagem proposta para a caracterização hidromorfológica de uma MA, que é pormenorizada nos itens seguintes.

<sup>16</sup> O leito menor é definido como aquele onde normalmente escoam as águas e os materiais que elas transportam. Este leito apresenta atividade hidromorfológica notória, visível através da abundância de sedimentos móveis e da ausência de vegetação lenhosa de porte elevado.

<sup>17</sup> Em rios com bacia de drenagem >10000 km<sup>2</sup>.

**Tabela 1.2 - Elementos considerados na aplicação da metodologia de caracterização hidromorfológica de massas de água a jusante de AH**

Nível espacial	Descritores	Principais elementos caracterizados	Tipologia de trabalho
<b>MA</b>	Regime hidrológico	Caudais (regime natural e modificado)	Gabinete
		Origens da alteração hidrológica	
	Continuidade longitudinal	Obstáculos e secções críticas, com a avaliação de condições de transponibilidade	
		Efeito de barreira para a comunidade ictiofaunística	
<b>Troço</b>	Características morfológicas	Profundidade e largura do leito, pressões, uso do solo e mesohabitats.	Gabinete e campo
<b>Subtroço</b>		Estrutura e sedimento do leito. Habitats e microhabitats.	
		Estrutura e composição da vegetação ribeirinha	
		Levantamento topográfico de secções representativas	Campo
Condições de caudal	Medições de caudal		

Os trabalhos associados à aplicação da metodologia de caracterização hidromorfológica serão suportados no preenchimento da ficha de caracterização hidromorfológica especificamente desenvolvida para o efeito (Anexo A), bem como de fichas associadas ao índice ICF e, ainda, informação adicional relativa a descritores de escoamento, determinados para regime natural e modificado.

## 2. TRABALHO DE GABINETE

Cada MA a jusante de AH será dividida em **troços** – a unidade base para avaliação no âmbito da caracterização hidromorfológica – que correspondem a frações de uma determinada MA com características hidromorfológicas homogéneas relativamente ao tipo de vale, dimensões e forma do leito, pressões e impactes, sedimento do leito e vegetação ribeirinha. As dimensões médias dos troços variam geralmente entre 1 e 10 km de comprimento.

Para o efeito, recorrer-se-á às fontes cartográficas disponíveis (p.ex., ortofotomapas<sup>18</sup>, Modelos Digitais do Terreno, cartas militares, cartas geológicas), bem como a imagens de satélite (p.ex., Bing Maps™, Copernicus, ESRI World Imagery, Google Earth Pro™).

A delimitação preliminar dos troços considerados em toda a MA será baseada na interpretação visual de padrões biogeomorfológicos consistentes e terá como objetivo a identificação das grandes zonas de transição de habitat que definem os troços fluviais (**Tabela 2.1**).

**Tabela 2.1 - Troço fluvial: critério de delimitação, métodos e fontes de informação**

	Troço
<b>Descrição</b>	Zonas de uma determinada MA com características hidromorfológicas homogéneas relativamente ao tipo de vale, geologia, dimensões e forma do leito, pressões e impactes, sedimentos e vegetação ribeirinha.
<b>Critério de delimitação</b>	Geologia. Morfologia do leito. Mudanças do tipo de vale, do declive, das características do sedimento e da cobertura da vegetação ribeirinha podem ser relevantes na delimitação dos troços. As características do leito de cheia, a existência de obstáculos artificiais que afetem a conectividade e as condições de escoamento também devem ser considerados na delimitação, bem como a entrada de afluentes, dependendo da sua relevância. Classificação de acordo com tipologia de MA (INAG, 2008a) ou agrupamentos piscícolas (INAG e AFN, 2012).

<sup>18</sup> Por exemplo da Direção Geral do Território (DGT): <https://www.dgterritorio.gov.pt/cartografia/cartografia-topografica/ortofotos>

	Troço
<b>Métodos e fontes de informação</b>	As MA são divididas em troços através da interpretação visual de padrões biogeomorfológicos consistentes no rio e respetivo leito de cheia, através da utilização de ortofotomapas, imagens de satélite, etc. Os dados adicionais obtidos durante o reconhecimento de campo serão utilizados para confirmar a divisão estabelecida em gabinete.


Os locais onde afluem outras linhas de água serão também considerados como eventuais locais de transição hidromorfológica. Os afluentes identificados deverão ser referenciados conjuntamente com a restante informação de caracterização, sendo também avaliado o seu contributo para o escoamento da MA, por exemplo através do indicador:



- *área da bacia hidrográfica do afluente/área total da bacia hidrográfica da MA.*

Importa referir que, em algumas linhas de água (p.ex., de pequena dimensão ou com elevada cobertura arbórea), a delimitação dos troços terá de ser efetuada sobretudo com base no reconhecimento de campo. Como sugerido em MITECO (2019b), será recomendável não definir um número excessivo de troços fluviais na MA. Os troços não deverão também ser muito pequenos, sendo recomendável que tenham pelo menos uma extensão de 15% do comprimento da MA. Estas condicionantes visam que as alterações hidromorfológicas pouco representativas na MA não sejam utilizadas para individualizar troços.

A forma do vale é uma das principais variáveis a utilizar na delimitação dos troços, já que condiciona nomeadamente a largura e a profundidade do leito, sendo classificada com base nos tipos de vale identificados na **Tabela 2.2**.

**Tabela 2.2 - Tipos de vale fluvial a considerar (adaptado de MITECO, 2019a)**

<b>Vale confinado</b>	<p>Quando o vale é inexistente ou muito estreito, delimitado pelas encostas, e não existe leito de cheia. Estes vales são típicos de linhas de água em cabeceiras e/ou em zonas calcárias, que correm entre desfiladeiros ou canhões com encostas íngremes. O desenvolvimento dessas linhas de água é determinado pela orografia e pela dureza dos materiais das margens, não permitindo a sua movimentação em resultado da dinâmica fluvial. Este tipo de vale não apresenta evidências topográficas de cheias e está geralmente associado a uma linha de água funcional pouco diversificada.</p>	
-----------------------	--	--

<p><b>Vale com leito de cheia estreito e descontínuo</b></p>	<p>Quando o vale apresenta um leito de cheia estreito, limitado ou não por encostas de um lado, ou de ambos os lados do leito. O leito de cheia estreito permite alguns movimentos laterais do rio em resultado da dinâmica fluvial. Este tipo de vale apresenta escassa evidência topográfica de cheias e geralmente tem uma zona ripária funcional associada, estreita e contínua.</p>	
<p><b>Vale com extensa planície aluvial</b></p>	<p>Quando o vale apresenta um leito de cheia extenso para onde o rio transborda temporariamente durante episódios de cheias, inundando as margens e conformando uma verdadeira planície aluvial. Este tipo de vale apresenta evidências topográficas das cheias e costuma estar associado a uma linha de água extensa e funcionalmente diversa.</p>	

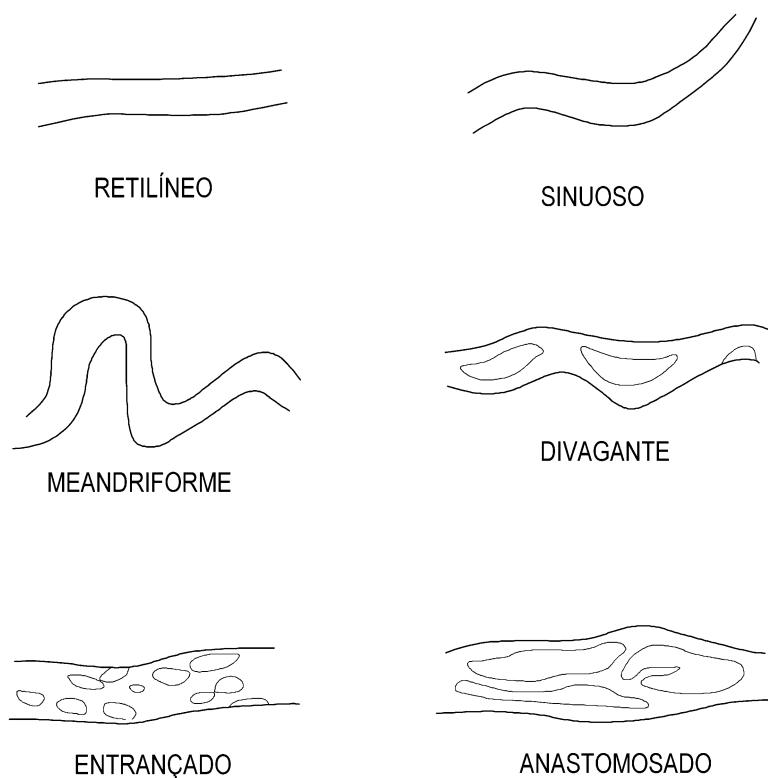
No âmbito da avaliação da forma do vale será determinado o **índice de confinamento**, que é calculado como a razão entre as larguras do leito de cheia e do leito menor. O leito de cheia, é delimitado pelo nível de cheia com período de retorno de 100 anos ou pelo limite da cheia máxima provável. Neste índice o valor mínimo de 1 indica que não há planície aluvial, enquanto valores superiores do índice indicam uma importância crescente da planície aluvial. De acordo com o estabelecido no projeto REFORM serão utilizadas as seguintes classes do índice:

- **Confinamento elevado:** índice de confinamento de 1 a 1,5.
- **Confinamento moderado:** índice de confinamento de 1,5 a  $n$ , sendo  $n = 5$  para rios com um único leito e  $n = 2$  para rios com múltiplos leitos.
- **Confinamento reduzido:** índice superior a  $n$ , sendo  $n = 5$  para rios com um único leito e  $n = 2$  para rios com múltiplos leitos.

Será também determinada a tipologia morfológica de cada troço com base na avaliação de elementos em gabinete. Para o efeito e como elemento de suporte será calculado o **índice de sinuosidade**, que corresponde ao quociente entre as extensões do talvegue e do vale, sendo esta última medida em linha reta entre o ponto inicial e final do troço.

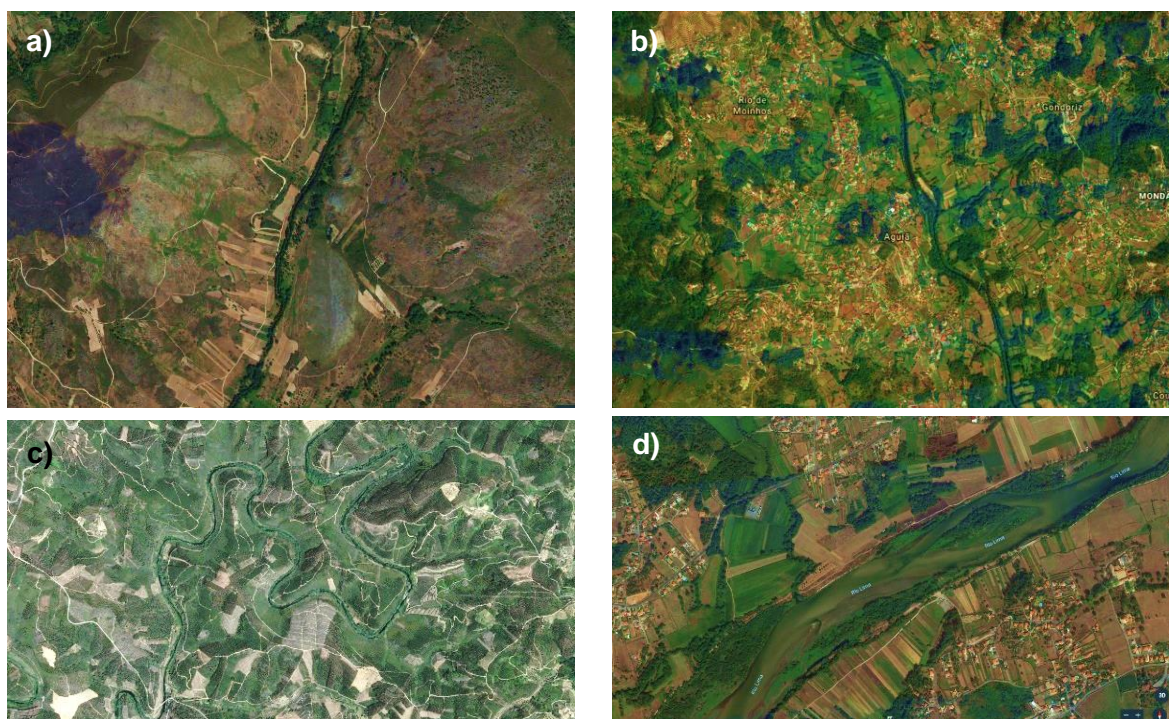
Com base no valor do índice de sinuosidade e na configuração planimétrica dos leitos, únicos ou múltiplos, são consideradas as seguintes tipologias (**Figura 2.1** e **Figura 2.2**):

- **Retilíneo**: leito único com índice de sinuosidade inferior a 1,1.
- **Sinuoso**: leito único com índice de sinuosidade entre 1,1 e 1,3.
- **Meandriforme ou meandrizado**: leito único com índice de sinuosidade superior a 1,3.
- **Divagante**: com sinuosidades ou meandros, mas com material grosseiro abundante e aglutinado e alguma subdivisão do leito.
- **Entrançado**: com divisão em subleitos móveis que se cruzam e geralmente com leito cascalhento.
- **Anastomosado**: com sinuosidade e ilhas estáveis.



**Figura 2.1 – Tipologia morfológica de rios, em planta (adaptado de MITECO, 2019a)**





**Figura 2.2 - Exemplos de tipologias de rio (a) retilíneo (rio Beça); b) sinuoso (rio Vez); c) meandriforme (ribeira da Sertã) e d) anastomosado (rio Lima)**

Sempre que exista informação disponível (p.ex., mapas e ortofotomapas antigos<sup>19</sup>), a configuração atual da MA deverá ser comparada com a configuração fluvial existente antes da construção da infraestrutura. A confrontação do sistema fluvial atual com o existente previamente à ocorrência de pressões hidromorfológicas significativas, em particular a presença do AH, deverá permitir identificar as partes da MA modificadas por ações diretas no leito, incluindo o respetivo desvio, estreitamento, regularização, canalização, encurtamento e estrangulamento.

Será também avaliada preliminarmente em gabinete a existência de obras e estruturas, transversais ou longitudinais, que possam interferir com o escoamento natural do curso de água (**Figura 2.3**). A inventariação destas estruturas recorrerá às fontes de informação disponíveis, nomeadamente aos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), projetos de infraestruturas hidráulicas e outras fontes de dados disponibilizadas em bases

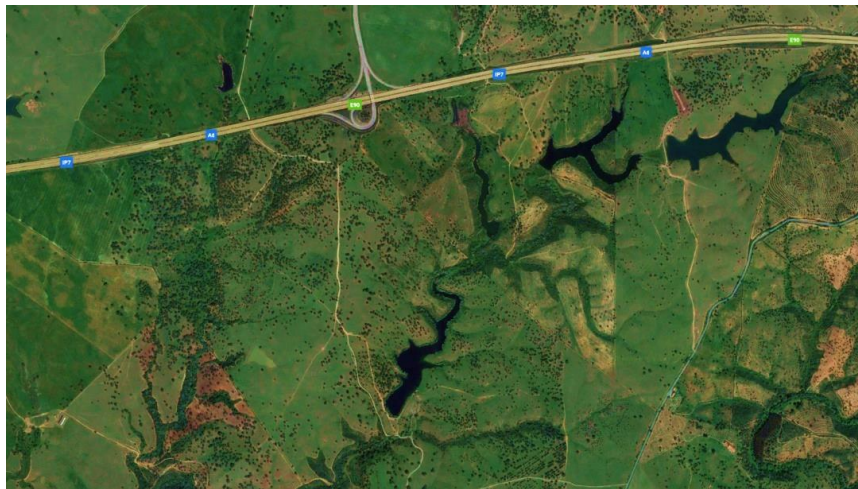
<sup>19</sup> Existem ortofotomapas antigos no Centro de Informação Geoespacial do Exército e na Direção Geral do Território, bem como fotografias aéreas para algumas zonas do país desde os anos 30 do século XX [realizadas pela força aérea inglesa e que se encontram disponíveis na Força Aérea Portuguesa (Alexandra Maia, comunicação pessoal)]. Refere-se ainda a existência de ortofotomapas no arquivo do ex-INAG, bem como de versões antigas das cartas militares 1:25000.



cartográficas (p.ex., SNIAmb da APA<sup>20</sup>, CNPGB<sup>21</sup>, DGADR<sup>22</sup>, SNIG<sup>23</sup>, DGT<sup>24</sup>, cartografia do ICNF<sup>25</sup>, cartografia militar do CIGeoE<sup>26</sup>). Quando pertinente, para estas infraestruturas serão também delimitadas, na MA, as áreas de regolho das albufeiras por elas geradas (**Figura 2.4**).



**Figura 2.3 - Infraestrutura transversal (pesqueira) identificada remotamente no rio Lima (à esquerda) e margens linearizadas e consolidadas identificadas remotamente no rio Mondego (à direita) (Fonte Google Earth Pro™)**



**Figura 2.4 - Zonas lânticas sequenciais existentes num troço da ribeira da Marateca, resultantes da presença de infraestruturas transversais (Fonte: Google Earth Pro™)**

<sup>20</sup> Disponível em: <https://sniamb.apambiente.pt/>

<sup>21</sup> Disponível em: [https://cnpqb.apambiente.pt/gr\\_barragens/gbportugal/index.htm](https://cnpqb.apambiente.pt/gr_barragens/gbportugal/index.htm)

<sup>22</sup> Disponível em: <https://sir.dqadr.gov.pt/barragens>

<sup>23</sup> Sistema Nacional de Informação Geográfica, disponível em <https://snig.dqterritorio.gov.pt/>

<sup>24</sup> Disponível em: <https://www.dqterritorio.gov.pt/dados-abertos>

<sup>25</sup> Disponível em: <https://geocatalogo.icnf.pt/>

<sup>26</sup> Disponível em: [www.igeoe.pt/](http://www.igeoe.pt/)

Deverão ser identificadas possíveis pressões qualitativas (pontuais e difusas), tendo por base as tipologias de pressão identificadas nos PGRH. Esta identificação será feita essencialmente com recurso às fontes de informação anteriormente identificadas, complementadas com a cartografia digital do SNIAmb, que permite identificar, por exemplo, a localização de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). Neste item será também incorporada a informação sobre outras pressões antrópicas (p.ex., captações, extração de inertes) que constem nos PGRH em vigor<sup>27</sup>, ou com base em outras fontes de dados oficiais (p.ex., APA, ICNF).

A avaliação de outros aspetos relevantes do uso do solo (p.ex., áreas de superfícies urbanas/impermeáveis, zonas agrícolas, florestais e terrenos incultos) será efetuada com recurso à Cartografia de Ocupação do Solo para Portugal Continental (COS e/ou *CORINE Land Cover*)<sup>28</sup>. O uso do solo deve ser determinado e analisado considerando a área afeta ao leito de cheia<sup>29</sup>.

Será também identificada a presença de zonas de pesca profissional e/ou desportiva, pois poderão influenciar as comunidades dulçaquícolas, por exemplo: i) pela procura direcionada ao efetivo de migradores diádromos; ii) pela realização de repovoamentos ou iii) através da utilização de engodos, estes últimos com possível influência na deterioração da qualidade da água (Ferreira *et al.*, 2010; Amaral *et al.*, 2015).

Durante a presente fase serão também delimitados, planimetricamente, os mesohabitats (unidades geomorfológicas) existentes ao longo dos troços, que serão considerados na delimitação dos subtroços de amostragem (**Tabela 2.3; Figura 2.5 a Figura 2.8**).

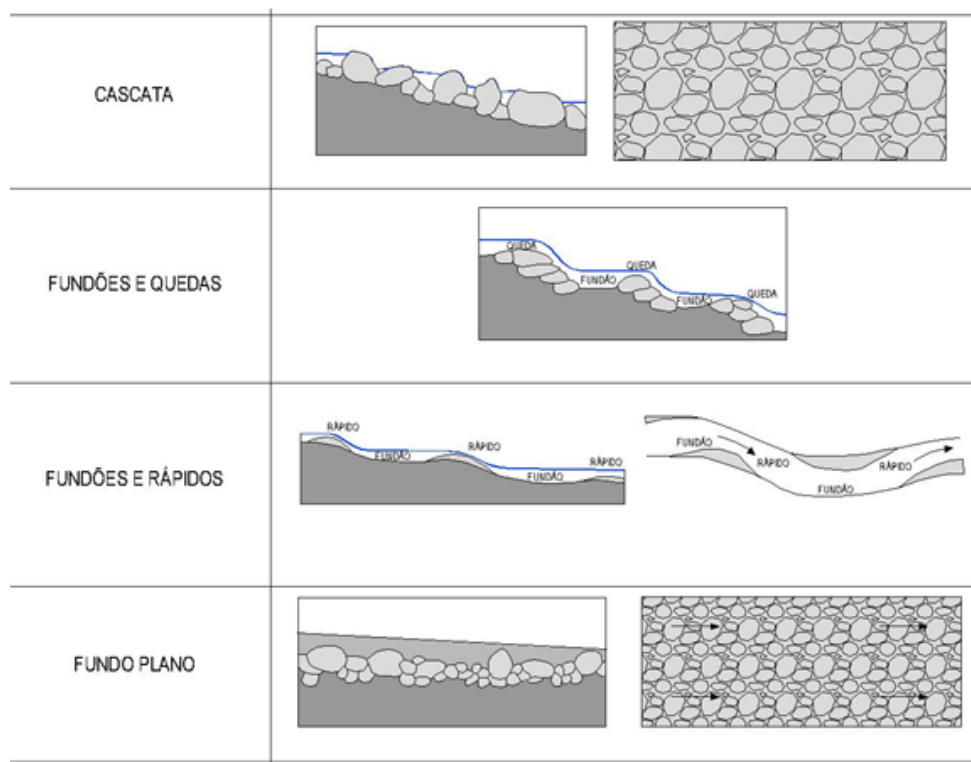
---

<sup>27</sup> Geovisualizador dos PGRH do 3.º Ciclo, disponível em <https://www.apambiente.pt/agua/planos-de-gestao-de-regiao-hidrografica>

<sup>28</sup> A complementar, quando disponível, por outras fontes de informação (e.g. ortofotomapas).

**Tabela 2.3 - Unidade geomorfológica (mesohabitat), Critério de delimitação, métodos e fontes de informação**

Unidade geomorfológica (mesohabitat)	
<b>Descrição</b>	Área contendo uma unidade geomorfológica criada pela ação da erosão/deposição fluvial (unidade geomorfológica do leito).
<b>Critério de delimitação</b>	Grandes unidades geomorfológicas do leito são diferenciadas em função da forma, granulometria dos sedimentos, profundidade/velocidade e, por vezes, pela presença de vegetação ribeirinha.
<b>Métodos e fontes de informação</b>	Análise preliminar através da utilização de ortofotomapas e/ou imagens de satélite.

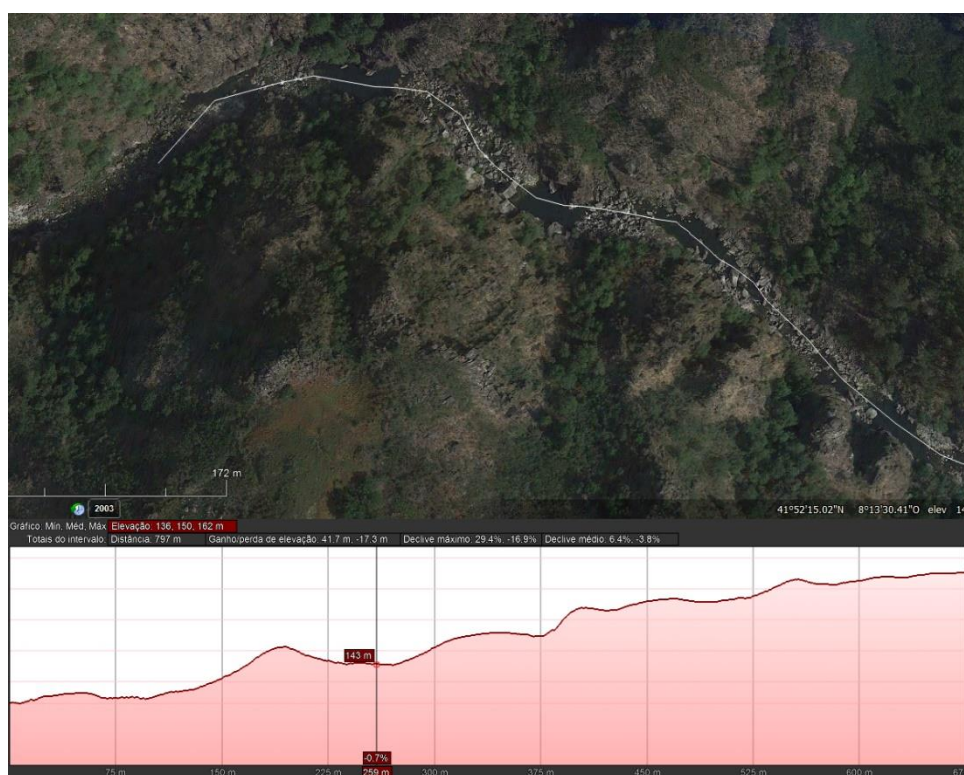


**Figura 2.5 - Mesohabitats a considerar (adaptado de MITECO, 2019a)**

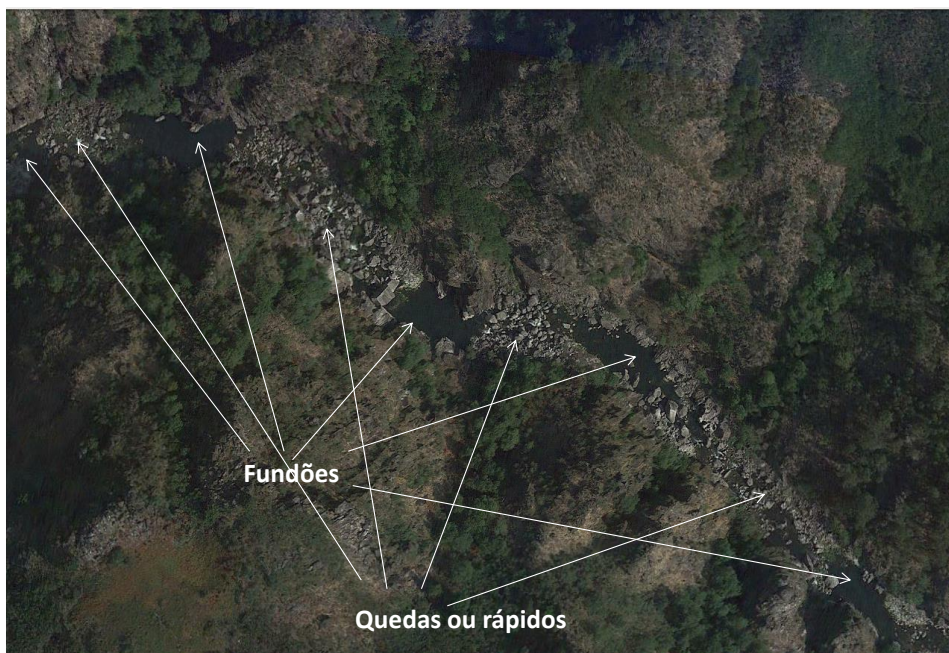




**Figura 2.6 – Exemplos de mesohabitats.**  
 a) Cascata; b) Fundões e rápidos; c) Fundões e quedas



**Figura 2.7 - Exemplos da utilização do Google Earth™ para identificação/delimitação preliminar de mesohabitats em gabinete: fundões e quedas ou rápidos**



**Figura 2.8 - Exemplos da utilização do Google Earth™ para identificação/delimitação preliminar de mesohabitats em gabinete**

Com o objetivo de estudar com maior detalhe as condições hidromorfológicas atuais, selecionar-se-á pelo menos um **subtroço** de amostragem em cada troço. Estes subtroços serão utilizados na avaliação da estrutura e sedimento do leito e da estrutura da vegetação ribeirinha.

Cada subtroço deve cumprir os seguintes requisitos:

- ser representativo das condições físicas e ambientais do troço;
- ser integrador dos diferentes tipos de habitats (mesohabitats e habitats) existentes na MA;
- estar vinculado às unidades hidromorfológicas (troços) consideradas.

As dimensões do subtroço de amostragem deverão depender da tipologia morfológica do leito menor, sendo que nos rios de pequena a média dimensão<sup>30</sup> o **subtroço deverá ter um desenvolvimento da ordem das 10 vezes a largura do leito menor, com uma extensão mínima de 100 m**. De acordo com Magdaleno e Martínez (2014) esta é uma extensão que garante a representatividade dos subtroços em rios ibéricos de diferentes características. Nos rios de grande dimensão<sup>31</sup> esta extensão será definida caso-a-caso.

Tendo por base a cartografia e estudos disponíveis deve ser elaborada, para cada subtroço, uma cartografia preliminar da vegetação ribeirinha ocorrente nos leitos menor, maior e

<sup>30</sup> Dimensão de bacia de drenagem inferior a 10000 km<sup>2</sup> (ver tipologia em INAG, 2008a)

<sup>31</sup> Dimensão de bacia de drenagem igual ou superior a 10000 km<sup>2</sup> (ver tipologia em INAG, 2008a).

de cheia, bem como das linhas que delimitam estas áreas, de forma a permitir a determinação das variáveis descritas na **secção 3.4**.

Tendo por base o trabalho de gabinete será ainda caracterizada a hidrologia da MA, quer em regime natural, quer em regime modificado. A caracterização hidrológica em regime natural utilizará, quando disponíveis, os dados hidrológicos que estiveram na génese do projeto do AH e da determinação do respetivo RCE. Quando esta informação não existir, deverão ser utilizados os dados que se encontrem disponíveis na Rede de Monitorização Hidrométrica (SNIRH<sup>32</sup>). No entanto, por frequentemente não existir uma estação hidrométrica suficientemente próxima da secção do curso de água onde o AH está implantado, as séries de caudais médios diários em regime natural deverão ser extrapoladas a partir dos registos disponíveis em estações hidrométricas localizadas no mesmo curso de água, ou em afluentes ou cursos de água de bacias hidrográficas próximas, preferencialmente com áreas não demasiado distintas, e com regimes de precipitação e morfologias semelhantes (Portela, 2000).

A informação hidrológica será enquadrada na classificação proposta em MITECO (2019a), onde o regime natural é classificado em quatro tipos distintos: efémero, intermitente ou fortemente sazonal, temporário ou sazonal e permanente ou perene, de acordo com as definições apresentadas na **Tabela 2.4**.

**Tabela 2.4 - Tipos hidrológicos naturais considerados em MITECO (2019a)**

<b>Efémero</b>	Escoamento esporádico após episódios de escoamento torrencial (existência de escoamento <100 dias/ano)
<b>Intermitente ou fortemente sazonal</b>	Regime com elevada temporalidade (escoamento em período médio de 100-300 dias/ano)
<b>Temporário ou sazonal</b>	Regime sazonal, com baixo caudal (ou secos) no verão e escoamento em período médio em 300 dias/ano
<b>Permanente ou perene</b>	Escoamento permanente

Com base no regime de escoamento em condições naturais serão determinados vários descritores, nomeadamente caudais médios mensais, caudal médio anual e caudal máximo instantâneo para cheias com diferentes períodos de retorno. Estes valores serão determinados para o regime hidrológico modificado com a presença da infraestrutura (incluindo os valores de RCE), servindo esta comparação para avaliar o grau de modificação hidrológica da MA. Importa também ter em consideração alterações específicas que

<sup>32</sup> <https://snirh.apambiente.pt/>



resultem do regime de exploração da infraestrutura hidráulica, como seja a ocorrência de *hydropeaking*.

O grau de modificação hidrológica poderá ser avaliado através do *software* aberto IAHRIS<sup>33</sup> (*Índices de Alteración Hidrológica en RIoS*) que, com base em valores de caudais diários e escoamentos mensais (para um período mínimo de 15 anos para cada regime), calcula não apenas um conjunto de descritores hidrológicos para os dois regimes (natural e modificado), mas também índices que medem o grau de alteração hidrológica e critérios que podem ser utilizados na designação de massas de água fortemente modificadas<sup>34</sup> (MAFM; *sensu* Diretiva Quadro da Água<sup>35</sup>).

Nesta fase deverão também ser identificadas pressões passíveis de alterar o regime hidrológico (p.ex., barreiras transversais, captações).

Como resultado dos trabalhos antes descritos, será produzida cartografia preliminar dos troços delimitados e subtroços selecionados para amostragem, bem como dos restantes elementos obtidos remotamente (p.ex., seções críticas). Esta base cartográfica será utilizada como suporte à realização da avaliação de campo.

---

<sup>33</sup> Disponível em: <https://ambiental.cedex.es/hidromorfologia-iahris.php> (consultado em janeiro de 2023)..

<sup>34</sup> Esta funcionalidade, quando aplicada a várias secções ao longo de uma MAFM, poderá ser utilizada para propor a reavaliação da extensão da MA designada como MAFM, bem como a influência de diferentes regimes de RCE nessa extensão.

<sup>35</sup> Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000.



# 3. TRABALHO DE CAMPO

## 3.1 CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

Do ponto de vista temporal, será desejável que a caracterização de campo seja efetuada no período de menores caudais, mas ainda com a ocorrência de escoamento, permitindo igualmente boas condições para a avaliação da vegetação ribeirinha. Assim, a época de amostragem terá de ser ajustada face às características hidrológicas específicas do curso de água, bem como ao tipo de ano hidrológico. De forma geral, o período de referência decorre entre o final do período primaveril e meados do verão. Contudo, deverão ser tidos em consideração os gradientes de precipitação/escoamento existentes no território nacional, pelo que os cursos de água temporários deverão ser caracterizados na primavera, enquanto os rios com regime hidrológico permanente poderão ser caracterizados até meados do verão.

Por razões de segurança, os trabalhos a desenvolver nas linhas de água deverão envolver equipas com, pelo menos, dois técnicos.

## 3.2 MASSA DE ÁGUA

No campo, as MA de menores dimensões (até 15 km de extensão) serão percorridas na sua totalidade, caminhando pelo leito, margens ou utilizando uma embarcação; em MA com extensões superiores deverá ser percorrida uma porção representativa da MA, numa extensão mínima de 15 km e de forma a englobar todas as secções críticas identificadas em gabinete. Nos cursos de água de pequena largura bastará percorrer uma das margens (MITECO, 2019a). Nos troços da MA onde não se verificarem condições de segurança para a realização deste procedimento, o setor fluvial será avaliado a partir de pontos elevados e com boa visibilidade, podendo também recorrer-se a Aeronaves Não Tripuladas (UAS/drones) para obtenção de informação.

A avaliação global de campo integra a identificação e análise individual das **secções críticas** existentes, elemento essencial para aferir a continuidade fluvial na MA. As secções críticas são locais que evidenciam condições particulares para a interrupção superficial do escoamento, que se caracterizam por serem:

- locais com condições hidrodinâmicas particularmente sensíveis a reduções de escoamento (p.ex., lâmina de água reduzida, leito de rugosidade/permeabilidade elevada);

- locais que, pela sua especificidade, constituem acidentes morfológicos relevantes (p.ex., quedas de água);
- obstáculos artificiais (p.ex., açudes).

Ao percorrer a MA, todas as secções críticas (ver **Figura 3.1**) que possam interferir com a eficácia do RCE serão georreferenciadas, fotografadas e cotadas, sendo caracterizadas detalhadamente quanto à sua transponibilidade.



**Figura 3.1 - Exemplos de secções críticas (açudes e obstáculos naturais)**

Na avaliação da **transponibilidade de infraestruturas transversais artificiais** deverá ser utilizada a metodologia desenvolvida pelo ICNF (Bochechas, 2014; 2015), que adapta o Índice de Continuidade Fluvial (ICF) originalmente desenvolvido para cursos de água da Catalunha (Solà *et al.*, 2011).

O ICF possibilita uma avaliação do grau de transponibilidade ascendente de determinada barreira pelos peixes, estimando as suas consequências ecológicas relativamente à comunidade ictiofaunística, algo que poderá ser bastante útil na interpretação dos resultados da monitorização dos RCE. A recolha de dados para determinação do ICF deve ser realizada num período considerado representativo das condições normais no local, dando particular atenção às épocas em que se dão as principais deslocações das espécies piscícolas alvo. Por este motivo, poderão ser necessárias várias visitas em diferentes estações do ano, conforme a bibliografia citada acima.

O referido índice é baseado na comparação entre as características da barreira/obstáculo – e do dispositivo de transposição piscícola, caso exista – e a capacidade natatória dos *taxa* piscícolas nativos potencialmente presentes. O ICF considera cinco etapas sequenciais:

- caracterização da comunidade piscícola nativa potencialmente presente no setor fluvial em estudo;
- classificação das espécies em grupos de acordo com a capacidade de transposição dos obstáculos;
- caracterização, *in situ*, do obstáculo e, a existir, do dispositivo de transposição piscícola;
- comparação da capacidade das comunidades piscícolas potencialmente presentes para transpor as barreiras recenseadas, fornecendo uma primeira indicação de quais os grupos piscícolas com capacidade para transpor o obstáculo; e
- verificação de moduladores relacionados com as características do obstáculo e com a possibilidade de migração para jusante, que aumentam (em caso de bonificação) ou reduzem (em caso de penalização) o valor final de ICF.

Para padronizar a avaliação da conectividade, estão identificadas, na **Tabela 3.1** as espécies nativas referenciadas para Portugal continental e a respetiva afiliação nos grupos estabelecidos por Solà *et al.* (2011).

**Tabela 3.1 - Classificação das espécies piscícolas<sup>36</sup> nativas para o ICF (grupos adaptados de Solà *et al.*, 2011)**

Grupo	Definição	Taxa
<b>Grupo 1 G1 - litorais e similares</b>	Espécies migratórias (anádromas ou anfídromas) com movimentos de curta ou longa distância, com baixa ou moderada capacidade para transpor obstáculos	–
<b>Grupo 1a (G1a)</b>	Espécies de grande porte, com moderada capacidade para transpor obstáculos	<i>Alosa alosa</i> <i>Alosa fallax</i> <i>Chelon ramada</i> <i>Mugil cephalus</i> <i>Petromyzon marinus</i>
<b>Grupo 1b (G1b)</b>	Espécies de pequeno porte ou bentónicas, com baixa capacidade para transpor obstáculos	<i>Atherina boyeri</i> <i>Lampetra alavariensis</i> <i>Lampetra auremensis</i> <i>Lampetra fluviatilis</i> <i>Lampetra lusitanica</i> <i>Lampetra planeri</i> <i>Platichthys flesus</i>

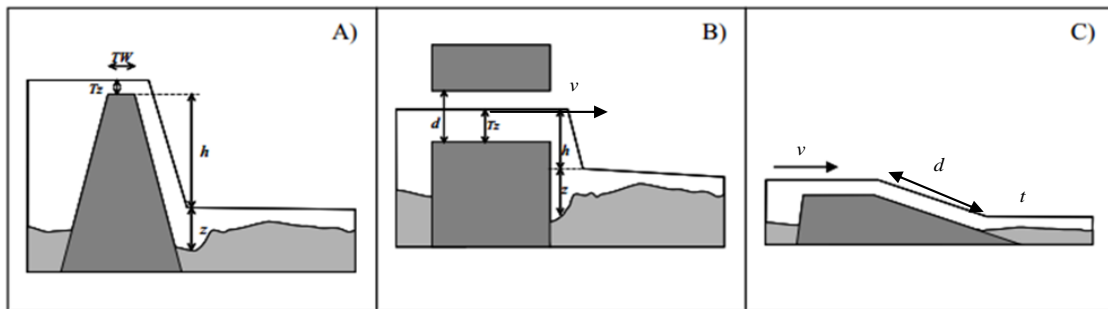
<sup>36</sup>Foi seguida a nomenclatura que o ICNF apresentou no Cadastro dos Valores Naturais – <https://sig.icnf.pt/portal/apps/insights/#/view/c355bf578c4349338c4a901320ceea5e> (consultado em janeiro de 2023), decorrente do n.º 1 do Artigo 29.º do Decreto-Lei n.º 242/2015, de 15 de outubro (Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade), complementado pelo recente Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental (Collares-Pereira *et al.*, 2021).

<b>Grupo</b>	<b>Definição</b>	<b>Taxa</b>
<b>Grupo 2 G2 - enguias e similares</b>	Espécies migratórias (catádromas) com movimentos de longa distância e elevada capacidade para transpor obstáculos, mas sem capacidade de salto	<i>Anguilla anguilla</i>
<b>Grupo 3 G3 - ciprinídeos e similares</b>	Espécies holobióticas (potamódromas) com baixa ou moderada capacidade de transpor obstáculos	—
<b>Grupo 3a (G3a)</b>	Espécies de médio e grande porte, com moderada capacidade de transpor obstáculos	<i>Luciobarbus bocagei</i> <i>Luciobarbus comizo</i> <i>Luciobarbus microcephalus</i> <i>Luciobarbus sclateri</i> <i>Luciobarbus steindachneri</i> <i>Pseudochondrostoma duriense</i> <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> <i>Pseudochondrostoma willkommii</i> <i>Squalius carolitertii</i> <i>Squalius pyrenaicus</i>
<b>Grupo 3b (G3b)</b>	Espécies de pequeno porte, com baixa capacidade de transpor obstáculos	<i>Achondrostoma asturicense</i> <i>Achondrostoma occidentale</i> <i>Achondrostoma salmantinum</i> <i>Anaocypris hispanica</i> <i>Cobitis calderoni</i> <i>Cobitis paludica</i> <i>Cobitis vettonica</i> <i>Gasterosteus aculeatus</i> <i>Iberochondrostoma almaçai</i> <i>Iberochondrostoma lemmingii</i> <i>Iberochondrostoma lusitanicum</i> <i>Iberochondrostoma olisiponensis</i> <i>Salaria fluviatilis</i> <i>Squalius alburnoides</i> <i>Squalius aradensis</i> <i>Squalius torgalensis</i>
<b>Grupo 4 G4 - salmonídeos e similares</b>	Espécies holobióticas (potamódromas) ou anádromas com elevada capacidade de transpor obstáculos, quer a nadar quer a saltar	<i>Salmo salar</i> <i>Salmo trutta</i>

O ICF divide as estruturas a avaliar em três tipos (ver **Figura 3.2**):

- **A:** estruturas em que a água passa totalmente por cima, criando uma queda de água com altura variável (barragens ou açudes);

- **B**: estruturas na qual a água passa através de um ou mais orifícios de dimensão variada, com ou sem queda de água (passagens hidráulicas); e
- **C**: estruturas com soleira de baixo declive, em que a água passa sobre a soleira, mas não se formando quedas de água (açudes rampeados, barreiras de estabilização de sedimentos).



**Figura 3.2 - Tipologia de obstáculos avaliados pelo ICF (Fonte: Solà et al., 2011)**  
( $T_w$  - espessura da soleira descarregadora, expresso em metros (m);  $T_z$  - carga sobre a soleira descarregadora (m);  $H$  - diferença de cota entre a crista do descarregador e o nível de água imediatamente a jusante do obstáculo (m);  $z$  - profundidade de água imediatamente a jusante do obstáculo (m);  $d$  - altura média dos orifícios por onde circula a água (m))

O ICF também avalia a presença de dispositivos de transposição piscícola, existindo três tipos de estruturas, ilustradas na **Figura 3.3** e caracterizadas da seguinte forma:

- **A**: Passagens para peixes naturalizadas (p.ex., rampas, *bypass*);
- **B**: Passagens para peixes técnicas (p.ex., bacias sucessivas);
- **C**: Dispositivos especiais (p.ex., eclusas Borland, ascensores, passagens para enguias).



**Figura 3.3 - Ilustração dos três tipos de passagens para peixes consideradas no ICF, correspondendo, da esquerda à direita, às identificadas acima por A a C**

A aplicação do ICF requer o preenchimento de uma ficha de campo (disponível em Bochechas, 2014), constituída por três Blocos: Bloco 1 (avaliação do obstáculo), Bloco 2 (dispositivo de transposição piscícola) e Bloco 3 (moduladores relacionados com



características do obstáculo). A pontuação final está compreendida entre 0 e 110, possibilitando a classificação dos obstáculos em cinco classes de qualidade (**Tabela 3.2**).

**Tabela 3.2 - Classes de qualidade do ICF (adaptado de Solà et al., 2011)**

Valor	Qualidade	Descrição
[95-110]	Excelente	Todos os grupos de peixes potencialmente presentes deslocam-se livremente em todas as condições hidrológicas. Ausência de obstáculos para os peixes ou existência de obstáculos parcialmente destruídos
[75-95[	Bom	A maior parte dos grupos de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em quase todas as condições hidrológicas. Presença de um pequeno obstáculo ou de um obstáculo com dispositivo de transposição piscícola funcional
[50-75[	Moderado	A maior parte ou alguns dos grupos de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em algumas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo relativamente permeável com passagem para peixes demasiado específica ou pouco funcional
[25-50[	Medíocre	Apenas uma ou poucas espécies de peixes potencialmente presentes pode efetuar a transposição em determinadas condições hidrológicas. Presença de um obstáculo relativamente permeável com passagem para peixes muito específica ou pouco funcional
[0-25[	Mau	Nenhuma espécie de qualquer dos grupos piscícolas consegue efetuar a transposição, ou apenas algumas o conseguem sob condições hidrológicas excecionais. Presença de um grande obstáculo sem passagem para peixes ou com passagem para peixes inoperacional

Para **secções críticas naturais** como quedas de água, onde o ICF não se aplica, deverá ser utilizado o sistema de classificação desenvolvido por Steinbach (2010) e que contempla seis classes (**Tabela 3.3**). Importa referir que a presente classificação também se encontra referenciada na documentação do ICNF sobre continuidade fluvial (ver Bochechas, 2014).

**Tabela 3.3 - Classes de transponibilidade de obstáculos naturais  
(adaptado de Bochechas, 2014)**

CLASSE	AVALIAÇÃO
0	Ausência do obstáculo: em ruínas, removido ou sem qualquer impacto
1	Transponível sem dificuldade aparente: livre circulação assegurada para todos os níveis de caudal
2	Transponível, mas com risco de impacte: atraso ou bloqueio da migração em condições limitantes de caudal
3	Difícilmente transponível: impacte importante em condições médias de caudal
4	Muito dificilmente transponível: passagem possível apenas para caudais excepcionais
5	Intransponível: passagem impossível para quaisquer condições

Além do estudo das barreiras artificiais e obstáculos naturais, serão também caracterizados outros locais com condições hidrodinâmicas particularmente sensíveis a reduções de escoamento, nomeadamente por apresentarem uma lâmina de água reduzida. Estas **secções críticas** serão caracterizadas pela sua localização geográfica (latitude e longitude), dimensões, velocidade de caudal, entre outros.

Apesar do enfoque ser habitualmente colocado nas migrações para montante, importa também considerar as **deslocações piscícolas para jusante** de infraestruturas transversais artificiais (p.ex., Northcote, 1998; Larinier e Travade, 2002). Estes movimentos são geralmente considerados como um processo passivo e menos exigente em termos de esforço, na medida em que a deslocação é efetuada a favor da corrente. No entanto, o problema dos movimentos para jusante das obras hidráulicas tem vindo a ganhar relevo, sendo considerado necessário garantir a mobilidade longitudinal da ictiofauna em ambos os sentidos: montante e jusante (Jungwith, 1998; Marmulla, 2001; Larinier e Travade, 2002; Larinier, 2008).

Existem diversos trabalhos na literatura da especialidade que demonstram que a migração para jusante através das infraestruturas afeta negativamente o bem-estar das comunidades piscícolas diádromas, mas também, embora em menor escala, das potamódromas (p.ex., Therrien e Bourgeois, 2000, Marmulla, 2001 e Larinier e Travade, 2002; Ginneken e Maes, 2005). Os indivíduos migradores podem sofrer danos corporais

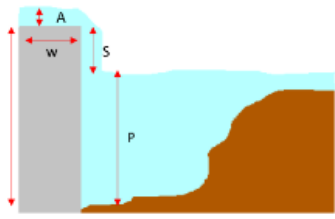
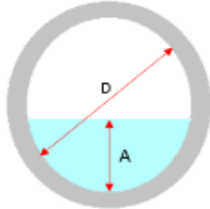


diretos ao passarem pelas turbinas<sup>37</sup>, em resultado da transposição através dos descarregadores de cheias ou mesmo sobre o obstáculo (Marmulla, 2001; Larinier e Travade, 2002; Pedersen *et al.*, 2012).

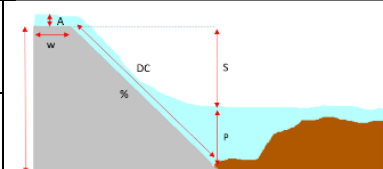
Os pressupostos para avaliação da permeabilidade das infraestruturas às deslocações para jusante são similares aos das deslocações para montante, incluindo os detalhes do obstáculo (p.ex., existência de albufeira, grelhas, altura, presença e tipo de turbinas, descarregadores) e a existência/características de canais laterais e/ou dispositivos específicos de transposição piscícola.

Para a avaliação da permeabilidade para jusante foi efetuada uma adaptação do protocolo Espanhol (MITECO, 2019a). A fase inicial do trabalho consiste em enquadrar cada obstáculo avaliado (**Tabela 3.4**) relativamente aos grupos ictiofaunísticos estabelecidos no ICF (ver afiliação na **Tabela 3.1**).

**Tabela 3.4 - Valores-limite para o obstáculo ser considerado transponível na migração para jusante (adaptado de MITECO, 2019a)**

VALORES-LIMITE (m)	REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA	GRUPOS PISCÍCOLAS			
		G3a	G2	G1a + G1b + G3b	G4
<b>Obstáculos verticais</b>					
Altura do salto (S)		≤2	≤3	≤2	≤3
Altura de água a jusante do obstáculo (P)		≥0,5	≥0,5	≥0,5	≥0,5
Altura da lâmina de água sobre o coroamento (A)		≥0,05	≥0,01	≥0,05	≥0,1
<b>Passagens Hidráulicas (PH)</b>					
Altura da lâmina de água na PH (A)		≥0,05	≥0,01	≥0,05	≥0,1

<sup>37</sup> Mortalidade piscícola nas turbinas do Tipo Kaplan de cerca de 5% a 20%, enquanto nas turbinas do tipo Francis a mortalidade pode chegar aos 90% (Odeh, 1999; Travade e Larinier, 2001).

VALORES-LIMITE (m)	REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA	GRUPOS PISCÍCOLAS			
		G3a	G2	G1a + G1b + G3b	G4
<b>Passagem sobre o paramento</b>					
Altura da lâmina de água sobre o paramento		≥0,05	≥0,01	≥0,05	≥0,1
Altura de água a jusante, no pé do obstáculo (P)		≥0,2	≥0,1	≥0,1	≥0,2

Assim, tendo por base as medições dos obstáculos anteriormente descrita e os valores-limite da **Tabela 3.4**, em conjunto com a informação do caudal medido durante a amostragem de campo e o determinado em gabinete (caudal médio mensal), será efetuado o enquadramento nos seguintes grupos:

- **Transponível em qualquer condição de caudal:** os valores determinados indiciam que o obstáculo será transponível ao longo de todo o ano;
- **Transponível nas condições de caudal da época reprodutiva:** os valores determinados indiciam que o obstáculo será transponível na época habitual de migração piscícola;
- **Transponível somente em algumas situações:** os valores determinados indiciam que o obstáculo só será permeável nos meses de maior caudal;
- **Intransponível:** os valores determinados sugerem que o obstáculo não será transponível.

### 3.3 TROÇOS

A avaliação global de campo permitirá confirmar a delimitação dos troços fluviais e dos subtroços de amostragem previamente estabelecida em gabinete. Os pontos de início e fim de cada troço deverão ser georreferenciados e cotados. Em termos de caracterização, a recolha de dados no terreno deverá permitir ainda validar os afluentes identificados e confirmar a localização das pressões identificadas em gabinete (p.ex., obstáculos, obras de estabilização de margens), bem como identificar e georreferenciar pressões não documentadas (p.ex., açudes, captações).

Neste contexto devem ser validados os usos do solo previamente determinados em gabinete e georreferenciados todos os mesohabitats (indicados na **Figura 2.5**).

### 3.4 SUBTROÇOS

#### 3.4.1 Nota introdutória

Após validação dos limites dos troços e respetiva caracterização, será necessário concretizar a **avaliação dos subtroços** selecionados, considerando, nomeadamente, os habitats presentes, a profundidade e largura do curso de água, a estrutura e sedimentos do leito, bem como a continuidade, composição e estrutura da vegetação ribeirinha.

A caracterização da generalidade das variáveis em cada subtroço terá por base avaliações feitas ao longo de transectos representativos (10 a 20), estabelecidos perpendicularmente à direção do escoamento e distribuídos o mais equitativamente possível pelo subtroço fluvial a caracterizar.

Nesta fase do trabalho será também efetuada uma **avaliação da estrutura, composição e fenologia da vegetação ribeirinha** no subtroço. A referida avaliação terá como base a cartografia preliminar da vegetação ribeirinha do subtroço efetuada durante o trabalho de gabinete (separadamente por margem), bem como a delimitação das zonas afetas ao leito menor, leito maior e leito de cheia.

As unidades de mesohabitat existentes ao longo do subtroço de amostragem serão divididas nas suas unidades hidráulicas constituintes (habitats; **Tabela 3.5**), a delimitar individualmente em função da profundidade, velocidade e área inundada, estrutura e sedimentos do leito (**Tabela 3.6**)

**Tabela 3.5 - Unidades hidráulicas (habitats): critério de delimitação, métodos e fontes de informação**

Unidade hidráulica (habitat)	
<b>Descrição</b>	Unidade espacialmente distinta caracterizada por um escoamento superficial e por sedimento relativamente homogéneo. Cada mesohabitat pode incluir uma ou várias unidades hidráulicas.
<b>Critério de delimitação</b>	Áreas de rio com profundidade de escoamento, escoamento, tensão tangencial e sedimento homogéneo.

**Tabela 3.6 – Unidades hidráulicas (habitats) a considerar**

Mesohabitat	Habitat	Descrição
Com maior velocidade média	<i>Riffle</i>	Locais relativamente baixos com velocidade do escoamento moderada a elevada, geralmente com turbulência à superfície, gradiente elevado e sedimento composto por pedras e cascalho. Também designados como rápidos.

Mesohabitat	Habitat	Descrição
	<i>Run</i>	Locais com talvegue bem definido e leito do rio longitudinalmente plano e lateralmente côncavo. escoamento monótono não turbulento, fazendo geralmente a transição entre os <i>riffles</i> e os <i>pools</i> .
Com menor velocidade média	<i>Pool (fundão)</i>	Zonas de água mais profunda sem movimento perceptível ou com baixa velocidade de escoamento, geralmente resultantes da erosão localizada promovida pelo escoamento. Estas zonas podem ocorrer no lado exterior de meandros confinados e a jusante de afloramentos rochosos ou de outros obstáculos ao escoamento.

Nas aléias seguintes são identificados os vários descritores a avaliar no decurso da caracterização de campo dos subtroços.

### 3.4.2 Dimensões e conectividade do leito

Tendo por base o estipulado em Gurnell *et al.* (2014) e MITECO (2019a), são definidas em seguida as áreas em avaliação consideradas para linhas de água com vegetação ribeirinha estabelecida:

**Leito menor** - definido como aquele onde normalmente escoam as águas e o caudal sólido por elas transportado. Este leito apresenta atividade hidromorfológica notória, visível através da abundância de sedimentos móveis e da ausência de vegetação lenhosa de porte elevado.

**Leito maior** - representa o espaço inundável em cheias frequentes (com o período de retorno de 2 anos).

**Leito de cheia** - é delimitado pelo nível de cheia com período de retorno de 100 anos ou pelo limite da máxima cheia conhecida, correspondendo ao espaço ribeirinho potencial que engloba todo o terreno que, com a morfologia atual, poderia ter uma conexão com o ecossistema fluvial.

No **ponto 3.4.5** são apresentados alguns dos indicadores a utilizar no campo para confirmar a delimitação do leito de cheia. Em geral, os leitos maior e de cheia apresentam uma correspondência com o tipo de vale, sendo previamente delimitados em gabinete com base em ortofotomapas e/ou imagens de satélite. Em vales confinados, os dois leitos serão muito semelhantes, enquanto em vales não confinados a extensão de ambos pode ser muito distinta (**Figura 3.4** e **Figura 3.5**).



**Figura 3.4 - Representação esquemática dos leitos menor, maior e de cheia**



**Figura 3.5 - Representação esquemática da delimitação dos leitos menor e maior num curso de água confinado (ribeira da Sertã)**

Em cada transecto será determinada a largura dos leitos menor, maior e de cheia, bem como a profundidade média, de forma a estabelecer posteriormente os valores médios para o subtroço.

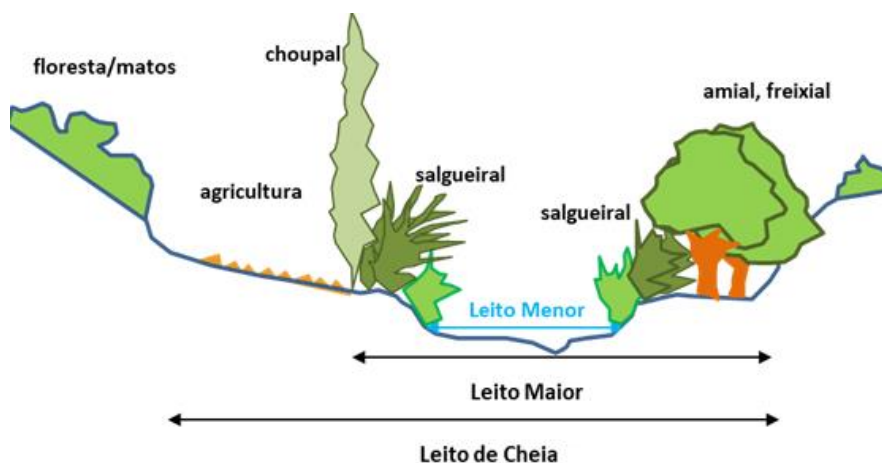
Adicionalmente às dimensões da zona ribeirinha, importa também analisar a sua conectividade e proporcionalidade, tendo em conta as dimensões do leito maior face ao leito de cheia e, ainda, a existência de limites à conectividade transversal por estruturas artificiais. Para tal, serão avaliados os seguintes descritores em cada subtroço:



**Funcionalidade dos cursos de água:** avaliação da percentagem da área do leito maior, em ambas as margens, em relação à área do leito de cheia (**Figura 3.6** e **Figura 3.7**Erro! A origem da referência não foi encontrada.). As medições essenciais são realizadas em gabinete (áreas) e afinadas, se necessário, através de medições nos transectos. Grandes diferenças entre as áreas dos leitos maior e de cheia podem indiciar a existência de pressões (infraestruturas ou utilizações).



**Figura 3.6 - Representação em planta da avaliação da funcionalidade**



**Figura 3.7 - Representação esquemática da avaliação da funcionalidade**

**Limitação da conectividade transversal por estruturas artificiais:** Avaliação da percentagem do leito maior (**Figura 3.8**Erro! A origem da referência não foi encontrada.), em ambas as margens, que apresenta limitações na sua conectividade transversal com o leito de cheia em resultado da existência de estruturas artificiais ou alterações na morfologia ribeirinha associadas a atividades humanas (p.ex., diques, pontões, muros, rede viária, aterros). As

medições essenciais são realizadas em gabinete e afinadas, se necessário, através de medições nos transectos. Na determinação deste indicador não é utilizada a área do leito menor.



**Figura 3.8 - Representação esquemática da limitação da conectividade transversal por estruturas artificiais**

**Limitação da permeabilidade e alteração dos materiais do leito de cheia por atividades humanas:** Avaliação da percentagem da superfície do leito de cheia que regista limitações na sua permeabilidade e alterações nos materiais do sedimento em resultado de atividades humanas, nomeadamente compactação ou desagregação do sedimento, existência de escombrecas e taludes artificiais, edificações e outros tipos de impermeabilizações (como estradas), entre outros. As medições essenciais são realizadas em gabinete e afinadas, se necessário, através de medições nos transectos.

**Extensão das margens alteradas com materiais artificiais:** tendo por base a avaliação conjugada das medições realizadas em gabinete, nos ortofotomapas/fotografia aérea, e no campo, nos transectos, será determinada a extensão longitudinal das duas margens alteradas por materiais artificiais (p.ex. betão, faxinas vivas, geotêxteis, madeira).

### 3.4.3 Composição do substrato e dinâmica sedimentar

Em cada transecto estabelecido no subtroço de amostragem será avaliada a estrutura e sedimentos do leito menor através da metodologia proposta em MITECO (2019a), que considera os seguintes elementos: **tipo de sedimento dominante**, **deposição** e **mobilidade dos sedimentos** e **sintomas de dinâmica vertical acelerada**. Esta avaliação será feita ao longo de cada transecto, sendo no final determinado o valor médio de cada descritor.



### 3.4.3.1 Tipo de sedimento

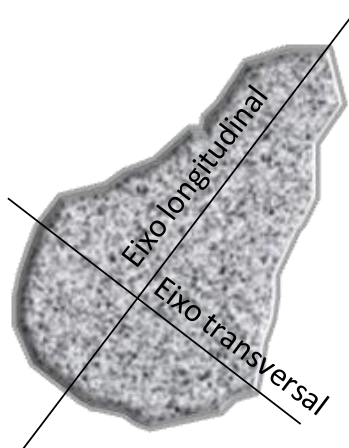
A caracterização do tipo de sedimento é determinada em função da sua dimensão e da forma como se distribui no leito, devendo ser consideradas as classes identificadas na

**Tabela 3.7.**

**Tabela 3.7 - Classes de sedimento (adaptado de Bain e Stevenson, 1999)**

CLASSE	DESCRIÇÃO	DIMENSÕES (mm)
Rochoso	Blocos/lajes/rocha-mãe	>256
Grosso	Seixos ou calhaus	>64-256
	Cascalho	>16-64
	Areão	>2-16
Fino	Areia	0,06-2
	Silte e argila	<0,06

A caracterização da dimensão é feita ao longo dos transectos e deverá basear-se na análise visual da dimensão dos sedimentos dominantes no leito, bem como na análise dos sedimentos existentes em depósitos. O tamanho dos sedimentos é determinado ao longo do maior eixo transversal de cada elemento (definindo a dimensão que caberia na malha de um crivo), de acordo com esquema constante da **Figura 3.9**.



**Figura 3.9 - Esquema a utilizar para avaliar a dimensão do sedimento**

Deve ainda ser registada a extensão do leito menor em que se verifica que o substrato é formado por materiais artificiais. Esta informação deve ser registada em cada um dos transectos.

### 3.4.3.2 Deposição do sedimento

O modo como é feita a deposição dos sedimentos ao longo do leito também deve ser observada, devendo-se classificar a disposição do sedimento a partir dos seguintes descritores:

**Imbricamento** - ocorre quando cada elemento do sedimento está colocado devidamente em resposta às condições de escoamento naturais, com alguma inclinação e sobreposição entre elementos no sentido montante-jusante, à semelhança das telhas num telhado. A ocorrência de imbricamento indica uma boa condição do sedimento e, portanto, um bom funcionamento hidromorfológico (**Figura 3.10**). Um imbricamento ténue ou inexistente pode sinalizar uma redução dos caudais de cheia ou outras alterações de origem antrópica (**Figura 3.11**).

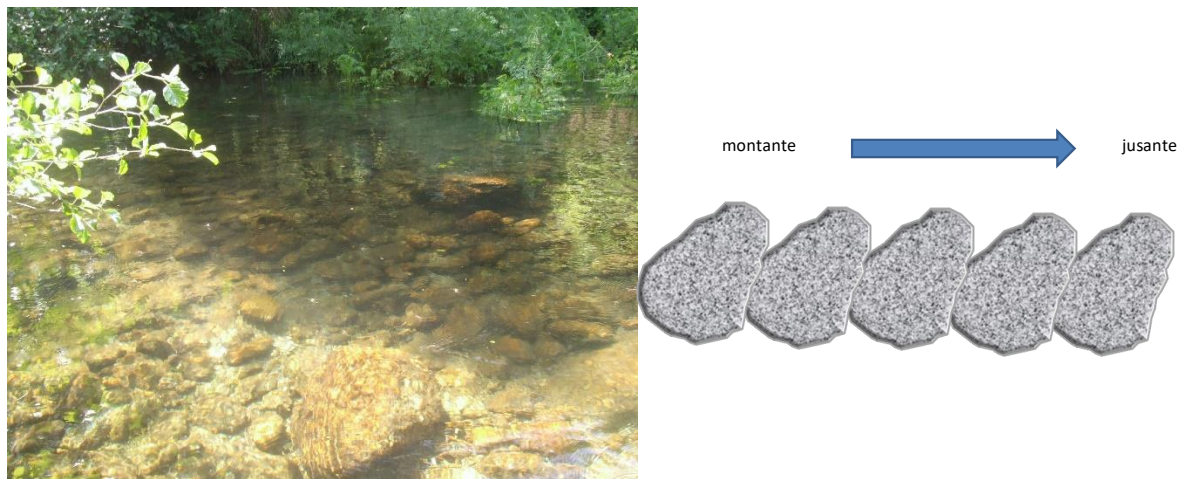


Figura 3.10 - Imbricamento num leito com material grosseiro

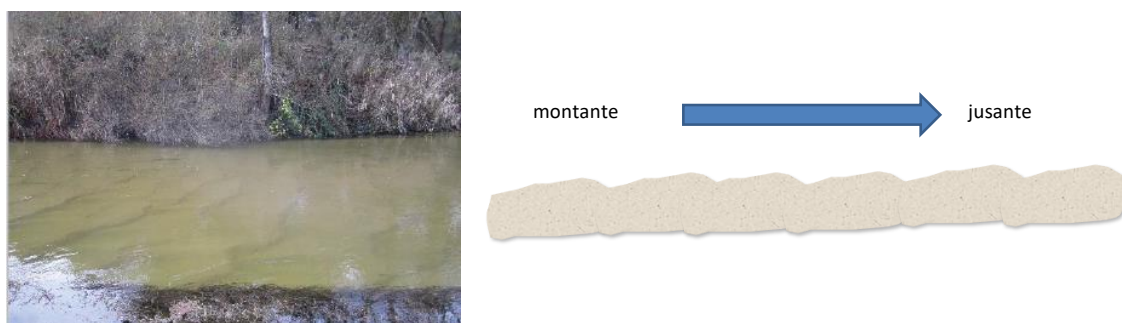


Figura 3.11 - Imbricamento num leito com material arenoso

**Encouraçamento** - ocorre quando o sedimento mais superficial (couraça) é de maior dimensão que o imediatamente abaixo devido aos processos de mobilização condicionados pelo escoamento. Se o encouraçamento é muito marcado (**Figura 3.12**), com partículas superficiais de tamanho muito maior (> 3 ou 4 vezes) que as depositadas abaixo, a couraça é considerada excessiva e reveladora de perturbação. O encouraçamento pode também ser fraco ou inexistente (**Figura 3.13**).

Um sedimento fluvial pouco alterado apresenta uma couraça moderada, com os elementos superficiais com dimensão 1,5 a 3 vezes superior à dos elementos inferiores.



**Figura 3.12 - Encouraçamento excessivo**



**Figura 3.13 - Encouraçamento fraco**

**Formação de depósitos contínuos de sedimento (ou barras)** - ocorre quando a velocidade de transporte se reduz e os sedimentos se depositam. Deve ser observado se estes depósitos estão bem formados (completos, com formas pontiagudas, geralmente apontando para jusante (**Figura 3.14**) ou se, pelo contrário, são incipientes ou mal estruturados (**Figura 3.15**). A formação destes depósitos é rara nos troços de cabeceira dos rios, aumentando nos troços intermédios e finais dos cursos de água.



Se o sedimento dominante é composto por areias ou finos, os dois primeiros indicadores podem não ser observados, devendo ser então dada especial atenção à formação de depósitos, isto é, se o sedimento se apresenta bem distribuído e com aparência natural no leito e nas margens.



**Figura 3.14 - Depósitos bem estruturados de sedimento grosseiro**



**Figura 3.15 - Depósitos de areia mal estruturados (à esquerda) e bem estruturados (à direita, Fonte: *Bing Maps*<sup>TM</sup>)**

Com base na avaliação da forma como o sedimento se deposita no leito (imbricamento, encouraçamento e formação de depósitos) é possível classificá-lo quanto ao seu dinamismo:

- **Dinamismo eficaz:** os elementos do sedimento estão imbricados, há uma couraça moderada e os depósitos de sedimentos estão bem formados.
- **Dinamismo limitado:** alguns dos descritores falham - o imbricamento claro não é observado, a couraça é muito elevada ou muito baixa, ou os depósitos de sedimentos são incipientes.

- **Dinamismo nulo:** todos os descritores falham - nenhum imbricamento é registado, não há encouraçamento ou este é excessivo e não há depósitos sedimentares bem definidos.

### 3.4.3.3 Mobilidade do sedimento

Para a avaliação deste descritor será necessário verificar os seguintes quatro indicadores:

- **Compactação do sedimento** - Se o sedimento do leito ou dos depósitos nas margens está solto e é facilmente removível com a mão, ou então se está compactado ou com uma crosta de sedimento.
- **Existência de camada de finos** - Se o sedimento aparece coberto com uma pátina ou camada de sedimentos finos (**Figura 3.16**), o que pode ser um sintoma de problemas de inatividade nos processos hidrogeomorfológicos.
- **Colonização dos depósitos sedimentares** - está associada à presença de vegetação no interior do leito, o que geralmente indica escassez de cheias e de escoamento. A colonização por plantas enraizadas ou ancoradas ao substrato reduz ou impede a mobilização de sedimentos, que podem gerar défices a jusante, conduzindo a processos de incisão.
- **Presença de madeira morta transportada** (troncos, ramos e outros detritos) - a ocorrência de madeira morta é um bom indicador da dinâmica geomorfológica e eficácia do transporte por caudais de cheia, além de intervir nos processos de sedimentação, gerando efeitos de "armadilha" sobre o sedimento transportado.



**Figura 3.16 - Aspeto da pátina de elementos finos sobre sedimento grosseiro em local situado a jusante de AH com derivação de caudais**

A mobilidade do sedimento é classificada nas seguintes classes:

- **Mobilidade efetiva:** o sedimento está solto e é facilmente mobilizado, não está coberto por uma camada de finos, não há colonização vegetal ou esta é muito débil, há madeira morta transportada como parte integrante do sedimento.
- **Mobilidade limitada:** o sedimento apresenta alguns sintomas de compactação ou apresenta colonização por vegetação moderada.
- **Mobilidade nula:** o sedimento está coberto superficialmente, apresenta uma camada contínua de material fino ou está totalmente colonizado por vegetação.

Esta caracterização incidirá sobretudo na zona central do leito, onde o efeito da velocidade e da profundidade do rio são mais representativos. Não obstante, deve também ser caracterizada a mobilidade nas zonas marginais, sempre que estas forem antigas zonas do leito menor alteradas em resultado da regularização de caudais.

#### **3.4.3.4 Sinais de dinâmica vertical acelerada**

Os movimentos verticais na formação de um rio (dinâmica vertical) serão também analisados no subtroço de amostragem, ao longo dos transectos. Na formação de um curso de água podem ocorrer dois tipos de processos, o de incisão ou aprofundamento do leito e, no sentido contrário, o de acreção, onde se verifica a elevação do leito por deposição de sedimentos.

Importa destacar que é frequente que setores fluviais de leito confinado, e com elevada inclinação, potenciem um processo natural de incisão progressiva, enquanto num leito plano e com pouca inclinação, onde o sedimento se acumula, ocorra um ligeiro alteamento resultado da deposição dos sedimentos (acreção).

A maioria dos cursos de água apresenta situações de equilíbrio, com zonas de incisão e outras de acumulação de sedimentos, sendo estes processos muito lentos, pouco perceptíveis à escala temporal humana. Os problemas surgem quando esta dinâmica vertical é acelerada, isto é, quando ela se manifesta muito rapidamente e é acompanhada de sinais óbvios, por exemplo: i) acumulação excessiva ou extensa de sedimentos devido a processos de acreção e descalçamento das margens; ou ii) nudez de raízes da vegetação ribeirinha por processos acelerados de erosão fluvial e incisão do leito (**Figura 3.17**).

Será necessário observar estes possíveis sintomas de dinâmica vertical acelerada no subtroço de amostragem, sendo de antever que será difícil identificar as causas apenas a partir da observação da ocorrência de acreção ou incisão. No entanto, e em muitas situações, são os fatores antrópicos que promovem a existência de fenómenos de incisão ou acreção muito acentuados e/ou muito rápidos.





**Figura 3.17 - Sinais de dinâmica vertical acelerada**

#### **3.4.4 Micro-habitats disponíveis**

Neste item é considerada a disponibilidade de habitats submersos, que desempenham funções fundamentais para determinados *taxa* (p.ex. peixes, macroinvertebrados), gerando abrigo, proporcionando sombra, alimento, entre outros (**Figura 3.18**). Deve ser determinada a percentagem do leito menor e das margens do subtroço de amostragem ocupada por estes tipos de microhabitats, recorrendo a estimativa da superfície ocupada pelos mesmos. A superfície vegetada nas duas margens será avaliada, considerando toda a vegetação (incluindo raízes) que ocupa o leito menor da massa de água.

Será avaliada a presença de macrófitos no leito do subtroço de estudo, contudo deverá ser tido em consideração que a ocorrência de macrófitos é sazonal e que estes podem não estar naturalmente presentes em todos os tipos de rio, em particular nas zonas de



cabeceira. Também deverá ser determinada, em percentagem de cobertura, a ocupação de macrófitos alóctones invasores<sup>38</sup>.



**Figura 3.18 - Exemplos de microhabitats: detritos vegetais, árvores mortas e folhada – (em cima), margens vegetadas (meio) e macrófitos (em baixo)**

<sup>38</sup> De acordo com Lista Nacional de Espécies Invasoras, integrante do Anexo II do Decreto-Lei n.º 92/2019 de 10 de julho, que estabeleceu o regime jurídico aplicável ao controlo, à detenção, à introdução na natureza e ao repovoamento de espécies exóticas da flora e da fauna.

### 3.4.5 Caracterização da vegetação ribeirinha

Uma das componentes a integrar na caracterização hidromorfológica corresponde à avaliação da estrutura, composição e fenologia da vegetação ribeirinha (também denominada ripária ou ripícola) no subtroço de amostragem. Esta avaliação terá como base a cartografia preliminar da vegetação ribeirinha do subtroço, efetuada durante o trabalho de gabinete, que assim será complementada com a informação recolhida no trabalho de campo, sendo realizada separadamente por margem, bem como para as zonas dos leitos menor, maior e de cheia.

Mais especificamente, proceder-se-á à análise da vegetação da zona ribeirinha associada a cada subtroço de amostragem, incluindo os seguintes aspetos:

- Estrutura;
- Composição específica;
- Dimensões e qualidade do habitat.

Embora não funcionando exclusivamente como sistema fluvial, o leito de cheia é caracterizado por apresentar sinais de exposição à dinâmica fluvial (evidência topográfica), que podem ser identificados no terreno por uma combinação dos seguintes indicadores:

- Fisiografia do terreno: nível em relação ao leito menor.
- Presença de espécies freatófitas como *Alnus* spp., *Fraxinus* spp., *Populus* spp., *Salix* spp., *Tamarix* spp., *Corylus* spp. e *Frangula alnus*.
- Aspetos que revelam a ligação ao leito maior, por exemplo a presença de prados (comunidade herbácea dominada por gramíneas) numa matriz de outras culturas intolerantes em relação ao freatismo.
- Presença de indicadores de dinâmica fluvial: por exemplo, acumulação de sedimento ou restos vegetais, vestígios de erosão, presença de canais secundários ou marginais que só funcionam em cheia.

A diferença evidente dos bosques ribeirinhos existentes entre linhas de água com diferentes graus de intermitência, bem como a influência de pressões antrópicas, justifica uma análise diferenciada entre rios com galeria ribeirinha bem definida e aqueles em que esta formação vegetal é naturalmente escassa ou inexistente. Assim, nos subcapítulos seguintes são propostas abordagens distintas a adotar em cada uma destas realidades, muita embora sejam também determinados indicadores comuns a ambos os casos.

De acordo com Aguiar (2004), nas regiões de clima mediterrânico a vegetação ribeirinha, incluindo a sua componente lenhosa, é condicionada por fatores hidrológicos, geológicos, climáticos e de uso do solo, sendo estruturada em faixas de largura reduzida, frequentemente com menos de 10 metros. Nestas regiões, as expressões galeria ribeirinha ou galeria ripícola assumem a sua verdadeira aceção, uma vez que está implícita a maior

importância da dimensão longitudinal face à lateral. Em oposição, as formações ribeirinhas de climas mais temperados apresentam um desenvolvimento lateral superior, podendo configurar verdadeiros bosques ribeirinhos.

As formações lenhosas típicas dos cursos de água temporários, de regime torrencial e sujeitos a acentuada *secura estival*, são dominadas por espécies de folha persistente, como o loendro (*Nerium oleander*), ou com adaptações à *secura*, como o tamujo (*Flueggea tinctoria*) e a tamargueira (*Tamarix africana*).

Em cursos de água de carácter permanente, ou torrencial com menor estiagem, os *taxa* acima referenciados são substituídos por bosques caducifólios, como os amieais, salgueirais arbóreo-arbustivos, freixiais e, mais raramente, olmedos (ulmeiros).

Embora existam formações monoespecíficas – amplamente dominadas por uma dada espécie lenhosa –, nestes bosques é frequente encontrar um zonamento transversal na composição da flora lenhosa, dependente do gradiente de humidade, com espécies adaptadas às condições geomorfológicas e edafo-climáticas.

Num sistema pouco alterado, é frequente ocorrer uma primeira banda de amieiros e/ou salgueiros, seguida de freixos e choupos-negros (*Populus nigra*). São também frequentes no sub-bosque o pilriteiro (*Crataegus monogyna*), o sabugueiro (*Sambucus nigra*), o sanguinho-de-água (*Frangula alnus*) e o loureiro (*Laurus nobilis*). Em contraste, em rios de pequena dimensão e nas zonas montanhosas do Noroeste e Norte-Centro do país (p.ex., serras da Estrela, Peneda e Gerês), surgem sobretudo formações arbustivas dominadas por urze branca (*Erica arborea*) e acompanhadas por sanguinho-de-água.

A componente herbácea sob coberto é muito variada, albergando espécies com vários graus de associação ao meio aquático, desde emergentes (ou helófitas) tolerantes à oscilação do nível de água – p.ex., *taxa* dos géneros *Juncus*, e *Typha* –, passando pelas higrófitas, que têm como habitat preferencial locais com grande humidade, embora se estabeleçam geralmente em substratos não alagados – p.ex., *taxa* dos géneros *Mentha*, *Myosotis*, *Polygonum*, *Lythrum*, para além de várias espécies de briófitos (como musgos e hepáticas) e pteridófitos. Uma característica deste tipo de sistemas é a penetração de espécies terrestres, que dominam o elenco florístico relativamente aos *taxa* aquáticos.

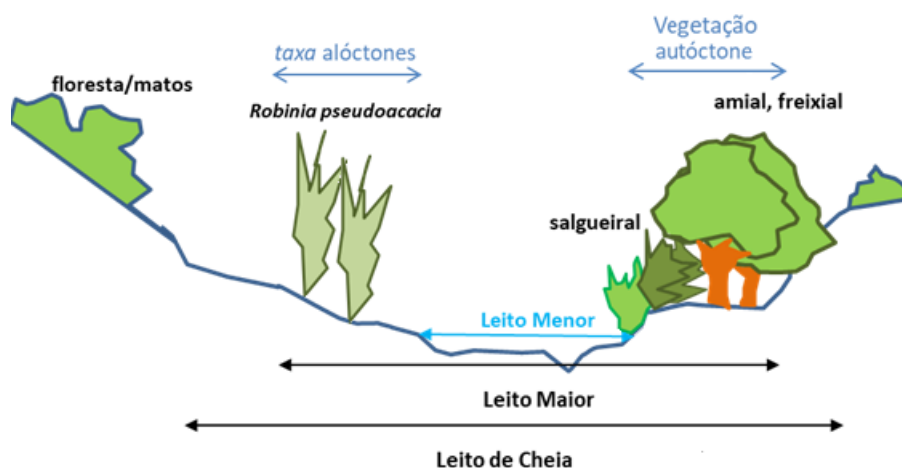
A vegetação ribeirinha varia ainda ao longo do perfil longitudinal dos rios em resultados da variabilidade geográfica (p.ex., altitude, declive, topografia) e local (p.ex., largura do leito, tipo de sedimento). Os setores de cabeceira de vales encaixados e substratos rochosos suportam geralmente comunidades de reduzida complexidade, compostas maioritariamente por estratos arbustivos ou herbáceos. Os troços a jusante, com leitos de cheia frequentemente aluvionares e de solos mais profundos e enriquecidos em nutrientes, permitem o estabelecimento de comunidades de estrutura e composição mais complexa.



A amostragem da galeria ribeirinha utilizará também os transectos estabelecidos para caracterização do subtroço de amostragem. Esta informação será depois conjugada com a obtida em gabinete para avaliar os vários descritores da vegetação ribeirinha em cada subtroço.

Em cada transecto, com o apoio de um GPS, fita métrica/distanciómetro, entre outros, serão georreferenciados os limites da galeria ribeirinha e será efetuada a caracterização das formações ribeirinhas intersetadas ao longo de uma linha ou numa faixa de 1 m, consoante os indicadores requeridos sejam determinados linearmente ou em área. Deve ser recolhida a informação descrita nos pontos seguintes.

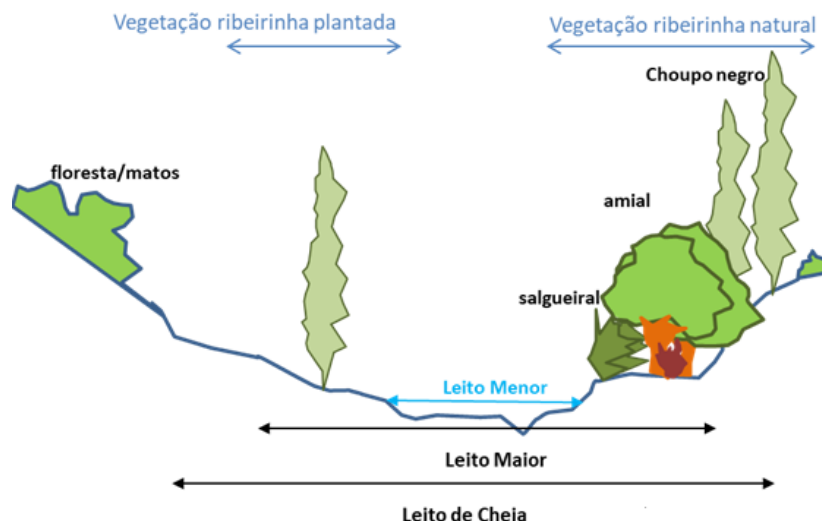
**Naturalidade:** Proporção da superfície do leito maior ocupada por vegetação ribeirinha autóctone (Erro! A origem da referência não foi encontrada. Erro! A origem da referência o foi encontrada.), não sendo considerada a área respeitante ao leito menor. Caso se verifique que os taxa alóctones são menos representativos do que os autóctones, sugere-se que a cobertura destes taxa seja determinada em primeiro lugar e depois subtraída à área vegetada total para determinação da área ocupada por taxa autóctones. Em alternativa, pode ser determinada diretamente a área ocupada por vegetação ribeirinha autóctone. A sua determinação terá início em gabinete, através da interpretação de ortofotomapas/fotografia aérea, sendo posteriormente ajustada com as medições realizadas nos transectos. As determinações são feitas individualmente por transecto e por margem.



**Figura 3.19 - Representação esquemática do grau de naturalidade. Vegetação alóctone numa das margens e vegetação nativa na margem oposta**

**Gestão da vegetação:** Proporção da superfície do leito maior em que se verifica a existência de gestão antrópica da vegetação ribeirinha (e.g. plantações e corte de vegetação) (**Figura 3.20**). Uma primeira estimativa será realizada em gabinete a partir de

ortofotomapas/fotografias aéreas, sendo posteriormente realizados registos individualmente por transecto e por margem, e por fim estabelecidos valores médios para o subtroço.



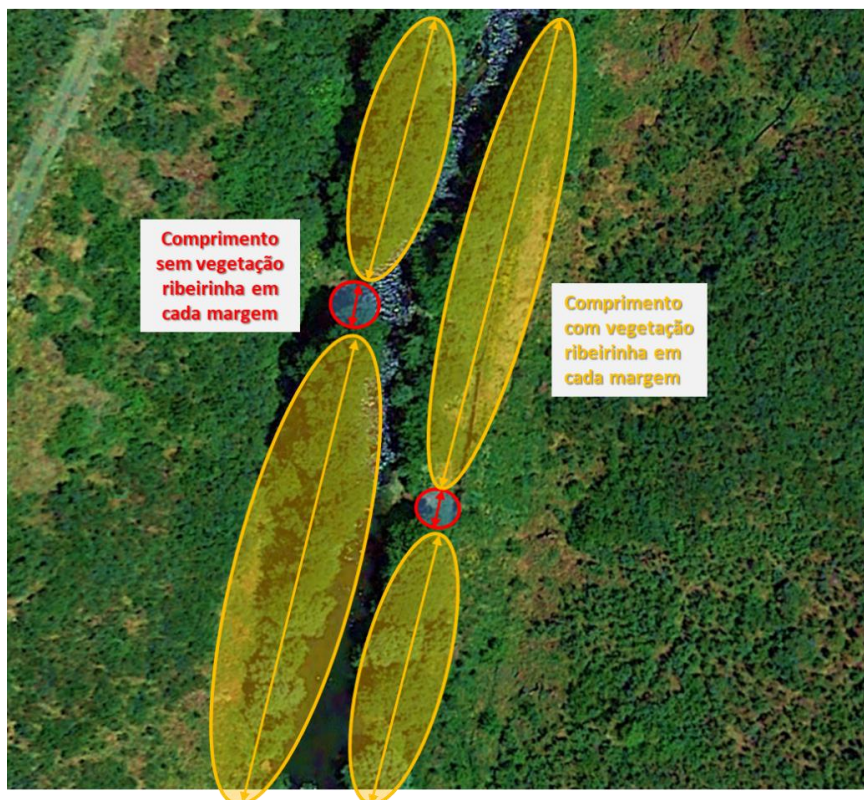
**Figura 3.20 - Representação esquemática da gestão da vegetação. Vegetação plantada (choupal) e bosque ribeirinho natural**

#### 3.4.5.1 Rios com galeria ribeirinha bem definida

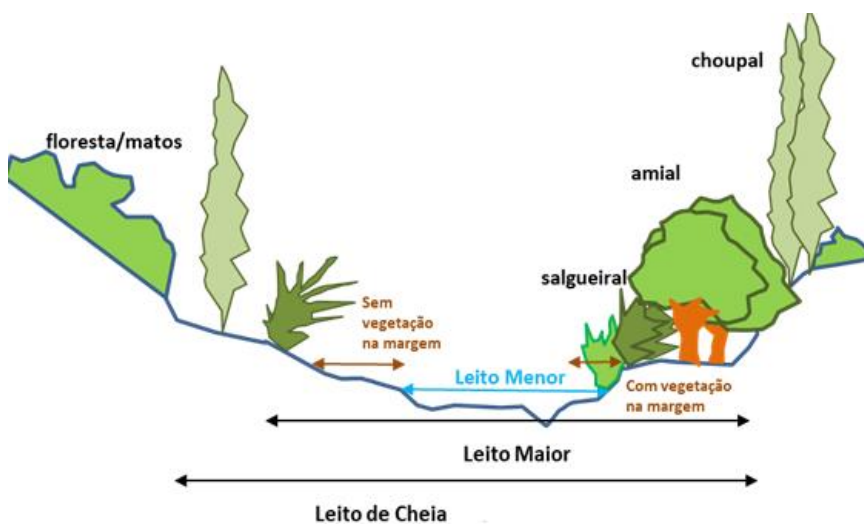
Nos rios com galeria ribeirinha ou bosque ribeirinho bem definidos a **estrutura** e **composição** da vegetação ribeirinha é ainda avaliada segundo os seguintes indicadores:

##### **Estrutura**

**Conectividade ecológica longitudinal:** Cálculo da percentagem do comprimento do leito maior com vegetação lenhosa ribeirinha (**Figura 3.21** e **Figura 3.22**). Será avaliada no subtroço, ao longo das duas margens, considerando a extensão de cada uma das margens que se encontra coberta por vegetação ribeirinha (ponderada em cada caso pela extensão total do subtroço). Uma primeira estimativa será realizada em gabinete a partir de ortofotomapas/fotografias aéreas, sendo posteriormente confirmada/afinada durante os trabalhos de campo.



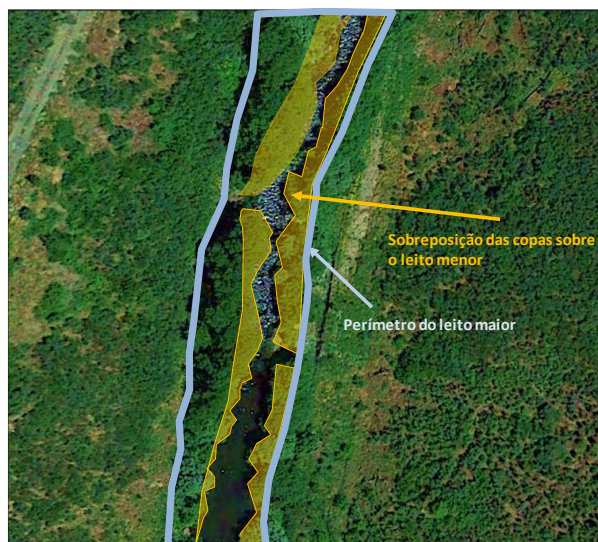
**Figura 3.21 – Representação em planta da conectividade ecológica longitudinal**



**Figura 3.22 - Representação esquemática da conectividade ecológica longitudinal**



**Ensombramento do leito menor:** Cálculo da percentagem da superfície do leito menor que é sujeito a ensombramento pela vegetação ribeirinha (**Figura 3.23**). A sua determinação terá início em gabinete (ortofotomapas/fotografia aérea), sendo posteriormente confirmada e ajustada durante as medições realizadas nos transectos.



**Figura 3.23 - Representação em planta do ensombramento do leito menor**

**Conexão entre estratos** (arbóreo, arbustivo, não lenhoso): Avaliação da conexão entre os estratos da vegetação autóctone (lenhosa e não lenhosa) ao longo dos transectos.

A conexão será avaliada mediante a valoração do grau de contacto entre os diferentes estratos de vegetação (**Figura 3.24** e **Figura 3.25**) e será incluída, para cada margem, nas seguintes categorias:

- **Imbricada:** A vegetação lenhosa e não lenhosa forma um conjunto contínuo e ligado ao longo do subtroço de amostragem;
- **Ligada:** A vegetação lenhosa e não lenhosa está em contacto na fração maioritária dos transectos;
- **Moderada:** A vegetação lenhosa e não lenhosa está em contacto em vários pontos dos transectos;
- **Escassa ou desligada:** A vegetação lenhosa e não lenhosa não se contacta, ou fá-lo de forma esporádica.



***Imbricada***



***Ligada***



***Moderada***

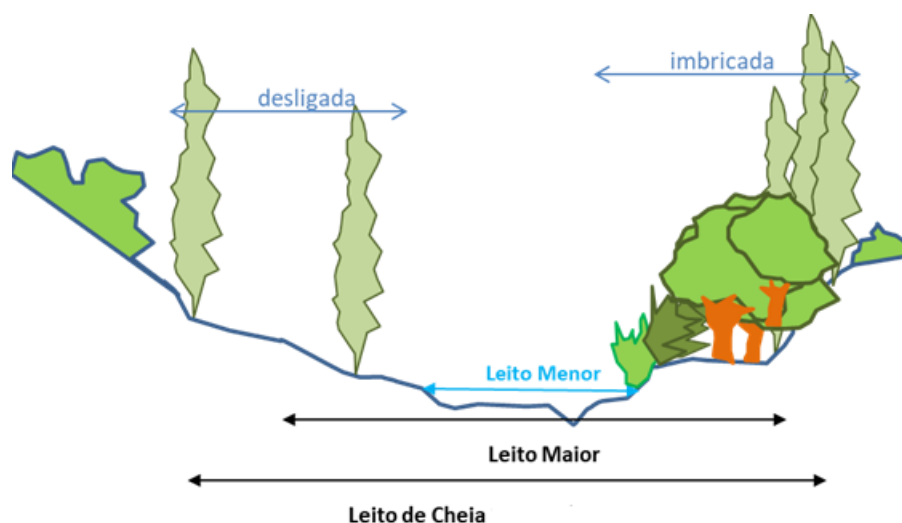


***Escassa***



***Sem ligação (numa das margens)***

**Figura 3.24 - Exemplos da conexão entre estratos da vegetação**



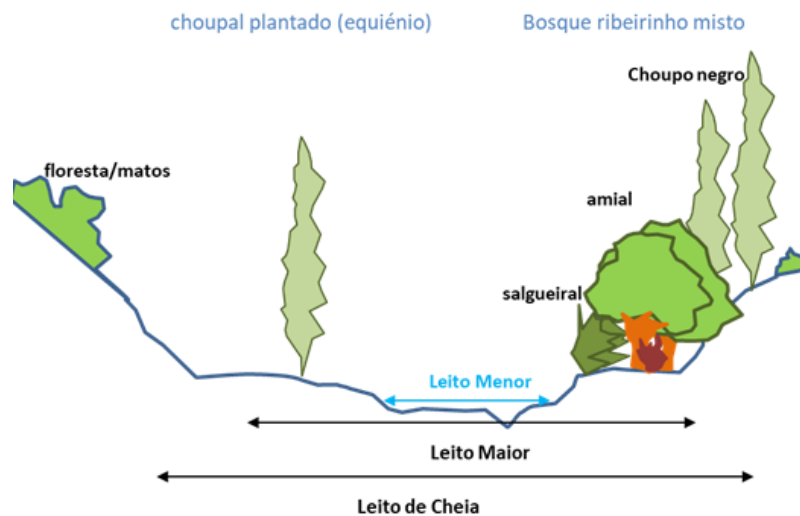
**Figura 3.25 - Representação esquemática de tipos de conexão entre estratos**

### Composição específica

**Equilíbrio etário:** avaliação da distribuição por estratos etários/classes de idade da vegetação ribeirinha autóctone, incluindo regeneração, exemplares jovens, adultos e senescentes (**Figura 3.26**). A presente métrica deve ser determinada em cada um dos transectos, com base nas seguintes quatro classes:

- Equilíbrio elevado: Estão representados todos os estratos/classes de idade.
- Equilíbrio moderado: Estão representados a maior parte dos estratos/classes de idade.
- Equilíbrio baixo: Estão representados poucos estratos/classes de idade, integrando geralmente árvores adultas e senescentes.
- Equilíbrio muito baixo: Está representado um único estrato ou classe de idade, em geral de árvores adultas ou senescentes.

Devem ser identificadas as situações em que a limitação da diversidade de estratos/classes de idade resulta de causas naturais (p.ex., falta de luz, tipo de sedimento, tipo de vale) e não de pressões de origem antrópica.



**Figura 3.26 - Representação esquemática da presença de diferentes classes de idade [povoamento florestal equiénio<sup>39</sup> (choupal plantado) e bosque ribeirinho misto]**

**Indicadores de etapas de regressão:** Esta métrica avalia a percentagem da superfície do leito maior ocupado por espécies indicadoras de etapas regressivas na formação vegetal (espécies nitrófilas<sup>40</sup>, ruderais<sup>41</sup>, arvenses<sup>42</sup>, adventícias<sup>43</sup>), incluindo *taxa* autóctones e alóctones (**Figura 3.27 e Figura 3.28**).

As etapas regressivas da vegetação ribeirinha surgem em resposta a pressões antrópicas como a alteração dos regimes hidrológicos naturais, a exploração de inertes e a mobilização agrícola de solos até à margem das linhas de água (Aguiar, 2010).

<sup>39</sup> Povoamento florestal com a mesma idade, também designado por povoamento regular.

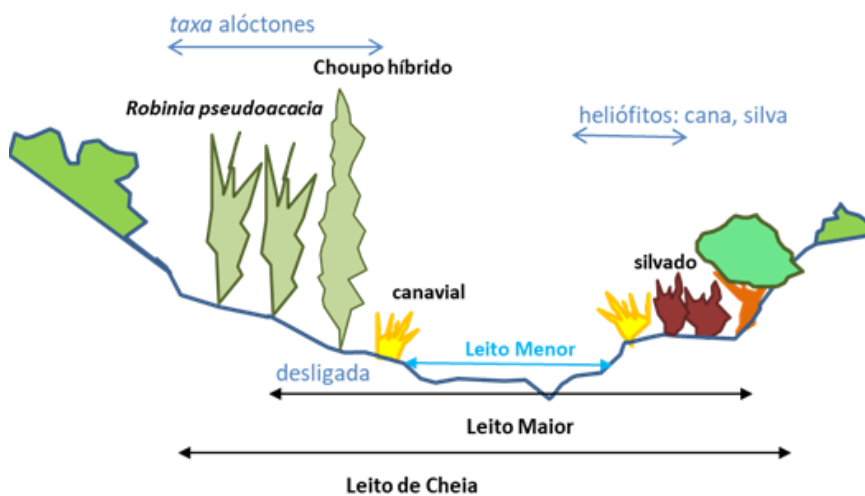
<sup>40</sup> Espécies próprias de solos ricos em matéria orgânica, com elevados teores de nutrientes.

<sup>41</sup> Espécies próprias de sítios artificializados, como margens de caminhos, zonas de entulho, etc.

<sup>42</sup> Espécies com ciclos de vida curtos (anuais e bianuais) ou estruturas perenes enterradas (criptófitos), conseguindo desenvolver-se em situações de pressão ambiental intensa.

<sup>43</sup> Espécies dispersas a partir de culturas e plantações.





**Figura 3.27 - Representação esquemática de indicadores de etapas de regressão. Choupal plantado e bosque com pastoreio excessivo (freixial vestigial)**



**Progressão de espécies invasoras (canavial, *Arundo donax*)**



**Progressão de silvados (*Rubus spp.*)**



**Perda do espaço fluvial devido a atividade humana (muros)**



**Figura 3.28 - Exemplos de degradação de galeria/bosque ribeirinho**



***Perda do espaço fluvial devido a atividade humana (acessos)***



***Degradação de vegetação ribeirinha por plantações florestais (choupal)***



***Degradação da vegetação por influência da atividade agropecuária***



***Degradação da vegetação por influência da atividade agropecuária e construção de acessos***



***Degradação da vegetação por influência da atividade agrícola (estabelecimento de canais de drenagem utilizando linhas de água)***

**Figura 3.26 (continuação) - Exemplos de degradação de galeria/bosque ribeirinho**



A alteração da vegetação ribeirinha é traduzida em:

- Perda de espaço fluvial;
- Perda da estrutura das formações ribeirinhas (perda das conectividades longitudinal e transversal);
- Perda das orlas da vegetação ribeirinha;
- Maior pobreza florística, com intrusão de *taxa* exóticos, como acácias (*Acacia dealbata*, *Robinia pseudoacacia*), cana (*Arundo donax*), ailanto (*Ailanthus altissima*), e/ou espécies de cariz infestante como as silvas – sobretudo a espécie *Rubus ulmifolius*;
- Colonização por espécies heliófitas: por exemplo caniço (*Phragmites australis*);
- Presença na zona ribeirinha de alguns *taxa* que, embora autóctones, não apresentam carácter ribeirinho;
- Presença de espécies lenhosas associadas com atividade humana, nomeadamente espécies ornamentais e agrícolas/silvícolas.

Durante a amostragem de campo poderá não ser possível identificar a origem das pressões antrópicas que deram origem à degradação da vegetação ribeirinha, mas será necessário avaliar se a condição da vegetação ribeirinha é representativa de condições naturais ou se resulta de pressões.

### **3.4.5.2 Rios sem galeria ribeirinha bem definida**

Esta categoria inclui os leitos em que as condições hidrometeorológicas e hidromorfológicas do sistema fluvial não permitem naturalmente o desenvolvimento de uma galeria/bosque ribeirinho bem definido ou estável, ou por não ter caudal todos os anos, ou por ser tão escasso que corresponde à categoria efémero. Esta situação está na generalidade das situações associada à variabilidade extrema do regime hidrológico.

Um regime hidrológico fortemente torrencial define, no entanto, uma zona geomorfologicamente ativa que é facilmente identificável em relação ao ambiente geral, e que é sempre muito superior ao leito por onde se escoia o caudal. Os barrancos e alguns leitos do tipo entrancado e anastomosado podem ser enquadrados nesta definição, que integra no geral todos os rios com regime hidrológico efémero.

Pelas características especiais deste tipo de sistema fluvial, que se refletem na baixa cobertura da vegetação ribeirinha, é possível fazer a seleção dos subtroços de amostragem apenas em gabinete. Será também estimada, em gabinete, a largura dos leitos menor, maior e de cheia, a caracterizar em detalhe a partir do levantamento, no campo, de vários transectos equidistantes, perpendiculares ao leito do rio.

A caracterização da estrutura da vegetação ribeirinha será realizada a partir das pressões que limitam a qualidade do espaço fluvial (leito e margens) incluindo em específico os aspetos referidos de seguida.

**Alteração da estrutura do leito de cheia devido a estruturas artificiais:** Deverá ser feita uma avaliação do grau de alteração do espaço fluvial devido à existência de vias de comunicação, estruturas artificiais ou usos humanos do solo (p.ex., agropecuários, florestais, urbanísticos), que limitem ou alterem a estrutura e dinâmica vegetal. Será efetuada uma interpretação qualitativa das seguintes categorias:

- Alteração elevada: leito de cheia alterado em grande parte da sua superfície (>90%) por elementos impermeáveis ou usos humanos.
- Alteração moderada: leito de cheia alterado numa parte significativa da sua superfície (90-60%) por elementos impermeáveis ou usos humanos.
- Alteração reduzida: leito de cheia alterado numa percentagem pouco significativa da sua superfície (60-30%) por elementos impermeáveis ou usos humanos.
- Alteração muito reduzida: leito de cheia com poucas zonas impermeáveis ou usos humanos (<30% da sua superfície).

Tal como preconizado para os troços em que a galeria ribeirinha característica é bem definida, também neste caso deve ser efetuada uma avaliação, no campo, da proporção da superfície do leito maior ocupada por vegetação ribeirinha autóctone (i.e., naturalidade).

### **3.4.6 Caracterização de secções representativas**

Em cada subtroço de amostragem serão identificadas algumas secções transversais representativas. Serão selecionadas secções com relevância ecológica que demonstrem capacidade para apoiar a avaliação da eficácia/adequação do RCE. As secções representativas serão caracterizadas morfológicamente de forma detalhada, através da realização de levantamentos topográficos e medições de caudal. É de perspetivar que as referidas secções representativas se centrem em zonas de *riffles*<sup>44</sup>, por corresponderem a habitats relevantes para muitas espécies aquáticas, além de serem dos mais influenciados pela redução de caudais registada a jusante de AH.

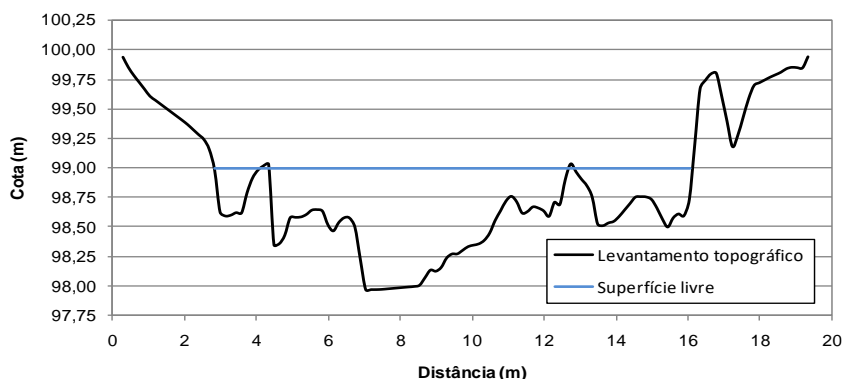
Em cada subtroço serão levantados por um topógrafo entre 3 e 6 secções transversais representativas (**Figura 3.29**). O topógrafo deverá ser acompanhado por um técnico com experiência em ecohidráulica, garantindo a medição precisa das variáveis habitacionais

---

<sup>44</sup> Caso não existam habitats deste tipo no subtroço a avaliar deverão ser escolhidos habitats alternativos, devendo ser privilegiados aqueles com maior velocidade de escoamento e menor profundidade.

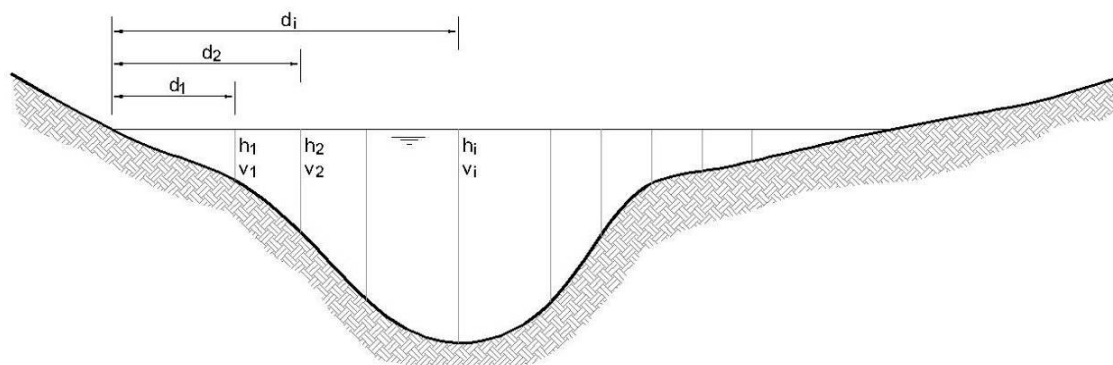
fluviais: largura do leito menor e maior, profundidade, velocidade do escoamento e dimensão do sedimento.

Em alternativa aos perfis transversais, poderá ser efetuado o levantamento da totalidade do subtroço de amostragem, que inclua além de habitats do tipo *riffle* os outros habitats presentes.



**Figura 3.29 - Ilustração dos trabalhos de topografia e respetivos resultados**

Deve ainda ser efetuada a medição do caudal, podendo recorrer-se à determinação com base na velocidade e área da secção (método secção-velocidade) ou à medição com aparelhos tipo ADCP (*acoustic Doppler current profiler*). Para aplicação do método secção-velocidade será escolhida uma secção perpendicular ao escoamento com o menor número possível de obstáculos e irregularidades que induzam variações na velocidade do escoamento. A secção transversal será dividida de acordo com as irregularidades da secção, colocando um maior número de perfis nas zonas com maiores variações, quer de velocidade, quer de profundidade, conforme exemplo da **Figura 3.30**.



**Figura 3.30 - Exemplo de secção transversal da linha de água e medições a realizar para determinação do caudal com base no método secção-velocidade**

São registados os valores da velocidade e respetiva profundidade em cada ponto do perfil ( $h_i$ ). Se a profundidade  $h$  for inferior a 0,75 m, deve ser executada a medição de velocidade a 0,6  $h$ ; caso contrário, devem ser executadas duas medições, a 0,2  $h$  e a 0,8  $h$ , sendo depois adotado o valor médio.

A profundidade é medida com uma régua graduada e a velocidade com um molinete (**Figura 3.31**), mantendo o eixo na direção do escoamento e respeitando um tempo de espera não inferior a 30-50 segundos, dependendo das características do equipamento utilizado.



**Figura 3.31 - Procedimento de medição de caudal**

Para a determinação do caudal poderá recorrer-se à seguinte expressão (Lencastre e Franco, 1984):

$$Q = \sum_{i=0}^{n-1} \left( \frac{\bar{V}_i + \bar{V}_{i+1}}{2} \right) \left( \frac{h_i + h_{i+1}}{2} \right) (l_{i+1} - l_i)$$

Em que:

$\bar{V}_i$  – velocidade média na vertical  $i$ ;

$h_i$  – profundidade na vertical  $i$ ;

$l_i$  – distância da vertical  $i$  à margem direita.

Detalhes adicionais sobre o método secção-velocidade e outras abordagens podem ser consultados no “Manual para a avaliação hidromorfológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água” disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/hidromorfologia.html>

A análise comparativa da informação obtida (p.ex., caudal, cotas) em cada secção representativa, previamente e durante a libertação/alteração do RCE, servirá para perceber em levantamentos futuros (ou através de modelação) a evolução habitacional registada com a implementação do RCE, sendo por isso importante a repetição dos levantamentos topográficos nos mesmos locais e épocas caracterizados em ocasiões anteriores.

# 4. AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA E DOS EFEITOS DO RCE

O objetivo final da caracterização hidromorfológica a realizar nos troços delimitados na MA e, em particular, nos subtroços de amostragem, será o de avaliar os efeitos resultantes da presença e funcionamento do AH nas condições hidromorfológicas existentes, bem como a capacidade do RCE descarregado para as melhorar.

Além do contraste dos valores obtidos para os vários descritores hidromorfológicos entre períodos distintos (p.ex., comparando o regime de caudais naturais com o regime modificado, ou comparando as condições do substrato antes e depois de implementar o RCE), os métodos de caracterização hidromorfológica existentes, nomeadamente os constantes das normas CEN e os resultantes do projeto REFORM, integram algumas ferramentas para avaliar o grau de alteração hidromorfológica da MA. No âmbito do presente documento é proposto avaliar o grau global de alteração hidromorfológica através da aplicação da Norma EN 15843:2010, que estabeleceu um protocolo para avaliação das modificações hidromorfológicas de sistemas fluviais (incluindo o leito, margens, zona ribeirinha e leito de cheia).

Na **Tabela 5.5** são apresentados os descritores considerados na avaliação da alteração hidromorfológica e a sua forma de pontuação, considerando uma escala de três valores (1, 3 e 5), com a seguinte correspondência: 1) condições hidromorfológicas quase naturais a ligeiramente modificadas; 3) condições hidromorfológicas ligeiramente a moderadamente modificadas; e 5) condições hidromorfológicas extensivamente a severamente modificadas.

O grau de alteração hidromorfológica de cada troço pode ser determinado como a média das pontuações dos vários descritores avaliados (**Tabela 4.2**). De acordo com a norma EN 15843:2010 poderá avaliar-se a degradação hidromorfológica considerando o valor médio global para as pontuações atribuídas a cada um dos 16 indicadores (1a, 1b, 2a, 2b, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 5c, 6, 7, 8, 9, 10a e 10b) ou podem ser realizadas médias separadamente para as seguintes zonas: leito menor (média dos descritores 1a, 1b, 2a, 2b, 5a, 5b, 5c e



6); leito maior (média dos descritores 7 e 8); e leito de cheia (média dos descritores 9, 10a e 10b).

**Tabela 4.1 – Indicadores de alteração hidromorfológica (adaptado da Norma EN 15843)**

Elemento hidromorfológico		Características avaliadas	Classificação
1. Geometria do leito	1a. Forma do rio (em planta)	Alterações ao desenvolvimento planimétrico do leito (p.ex. transformação de leito único em leito múltiplo por deposição de substrato, transformação de leito meandriforme em leito retilíneo por eliminação de meandros)	1) Desenvolvimento planimétrico do leito sem alterações; 3) Desenvolvimento planimétrico do leito moderadamente alterado; 5) Desenvolvimento planimétrico do leito alterado na maior parte da sua extensão.
	1b. Perfil longitudinal e transversal do leito	Alterações existentes no leito, com reflexos na sua secção transversal e no perfil longitudinal (p.ex. indícios de dinâmica vertical acelerada, alteração dos ciclos de erosão/deposição, dragagens, reforço do leito com material artificial, presença de açudes, pontes, pontões e outras infraestruturas hidráulicas)	1) Leito sem ou com alterações mínimas; 3) Leito moderadamente alterado; 5) Leito alterado na maior parte da sua extensão.
2. Substrato <sup>45</sup>	2a.	Extensão da área artificializada no leito do rio	1) Ausência ou presença mínima de substrato artificial; 3) Presença pequena a moderada de substrato artificial; 5) Presença extensiva de substrato artificial.
	2b. Naturalidade do substrato	Composição, dinamismo e mobilidade do substrato	1) Características do substrato natural com alterações mínimas; 3) Características do substrato natural moderadamente alteradas; 5) Características do substrato natural extensivamente alteradas.
3. Vegetação aquática e	3a. Gestão/alteração da vegetação	Gestão/alteração antrópica da vegetação aquática e ribeirinha (p.ex. plantações e corte de vegetação)	1) Vegetação sem gestão/alteração antrópica, ou com gestão/alteração muito reduzida (< 10% da extensão do troço);

<sup>45</sup> Avaliado com base nos elementos obtidos na caracterização dos subtroços de amostragem.

Elemento hidromorfológico		Características avaliadas	Classificação
ribeirinha e detritos lenhosos			3) Nível moderado de gestão/alteração (10-50% do troço); 5) Nível elevado de gestão/alteração (>50% do troço);
	3b. Presença de detritos lenhosos	Presença de detritos lenhosos no leito	1) Quantidade e dimensão expectável de detritos lenhosos no leito; 3) Alteração ligeira a moderada da dimensão e quantidade de detritos lenhosos (adição ou remoção ocasional de detritos); 5) Alteração elevada da dimensão e quantidade dos detritos lenhosos (adição ou remoção regular de detritos).
4. Balanço erosão/deposição		Mobilidade do substrato	1) Mobilidade efetiva; 3) Mobilidade limitada; 5) Mobilidade nula.
5. Escoamento	5a. Impactes de estruturas artificiais no leito do sector	Efeitos de estruturas artificiais existentes no leito (p.ex. açudes, pontes, deflectores) na diversidade de escoamento e transporte de sedimentos	1) Características do escoamento naturais ou com alterações mínimas; 3) Características do escoamento moderadamente alteradas; 5) Características do escoamento extensivamente alteradas.
	5b. Regime escoamento	Alterações ao regime natural de escoamento ao nível da bacia de drenagem (ex.: captações, armazenamento em albufeiras)	1) Regime de caudais natural ou quase natural; 3) Regime de caudais moderadamente alterado; 5) Regime de caudais muito alterado.
	5c. Alterações no regime de escoamento	Variação acentuada de caudal ( <i>hydropeaking</i> )	1) Aumentos acentuados de caudal: quase inexistentes (<5% do tempo); 3) Aumentos acentuados de caudal: ocasionais ou raros (5-20% do tempo); 5) Aumentos acentuados de caudal: frequentes (>20% do tempo).
6. Continuidade longitudinal		Ao nível dos troços em análise: avaliação de impactes de infraestruturas transversais na mobilidade de espécies aquáticas e transporte sedimentos	1) Ausência de efeito de barreira; 3) Presença de estruturas com efeito reduzido a moderado na mobilidade de espécies e transporte de sedimentos; 5) Estruturas que geralmente constituem barreiras à mobilidade de todas as espécies e transporte de sedimentos.
7. Estrutura e modificação nas margens		Extensão das margens alteradas com materiais artificiais (p.ex. betão, faxinas vivas, geotêxteis, madeira)	1) Margens naturais ou minimamente alteradas; 3) Margens alteradas ligeiramente a moderadamente por materiais impermeáveis, ou maioritariamente por materiais permeáveis;

Elemento hidromorfológico		Características avaliadas	Classificação
			5) Margens maioritariamente alteradas por materiais impermeáveis.
8. Galeria ribeirinha		Avaliação do uso do solo na zona ribeirinha	1) Uso do solo maioritariamente natural ou semi-natural; 3) Uso do solo não natural numa extensão moderada da galeria ribeirinha; 5) Uso do solo não natural dominante.
9. Uso do solo		Avaliação do uso do solo na área do leito de cheia	1) Uso do solo maioritariamente natural ou semi-natural; 3) Uso do solo não natural numa extensão moderada do troço; 5) Uso do solo não natural dominante.
10. Interação leito maior-leito de cheia	10a. Conectividade lateral	Avaliação de estruturas ou medidas que impedem a inundação do leito de cheia	1) Estruturas ou medidas ausentes ou presentes numa extensão reduzida do troço; 3) Estruturas presentes numa extensão moderada do troço; 5) Estruturas presentes na maior parte do troço.
	10b. Deslocação lateral	Avaliação de constrangimentos ao movimento lateral natural do rio em situação de cheia <sup>46</sup>	1) Ausência de constrangimentos; 3) Movimento parcialmente constrangido; 5) Movimento totalmente constrangido.

**Tabela 4.2 – Intervalos e classes de classificação de qualidade hidromorfológica de acordo com a norma EN 15843**

Pontuação média do troço	Descrição
1 a <2,5	Estado quase natural a ligeiramente modificado
2,5 a <3,5	Ligeiramente a moderadamente modificado
3,5 a 5	Extensivamente a severamente modificado

<sup>46</sup> Se o rio naturalmente não inundava o vale (e.g. rios em vales confinados) este indicador não é considerado.

Na **Tabela 4.3** é apresentado um exemplo de uma avaliação do grau de alteração hidromorfológica de dois troços fluviais.

**Tabela 4.3 – Exemplo de avaliação do grau de alteração hidromorfológica de dois troços com base na norma EN 15843**

Elemento hidromorfológico	Troço 1	Troço 2
1a. Forma do rio (em planta)	1	1
1b. Perfil longitudinal e transversal do leito	1	3
2a. Extensão de material artificial no leito do rio	1	1
2b. Naturalidade do substrato	3	3
3a. Gestão da vegetação	1	1
3b. Presença de detritos lenhosos	1	3
4. Balanço erosão/deposição	3	3
5a. Impactes de estruturas artificiais no leito	1	1
5b. Regime escoamento	5	5
5c. Alterações diárias	1	5
6. Continuidade longitudinal	5	5
7. Estrutura e modificação nas margens	1	1
8. Galeria ribeirinha	1	3
9. Uso do solo	1	3
10a. Conectividade lateral	1	1
<b>Média total (todos os descritores)</b>	1,8	2,6
<b>Classificação</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>	<b>Ligeiramente a moderadamente modificado</b>
<b>Média do leito menor (descritores 1a, 1b, 2a, 2b, 5a, 5b, 5c e 6)</b>	2,3	3,0
<b>Classificação</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>	<b>Ligeiramente a moderadamente modificado</b>
<b>Média do leito maior (descritores 7 e 8)</b>	1,0	2,0
<b>Classificação</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>
<b>Média do leito de cheia (descritores 9, 10a e 10b)</b>	1,0	2,0
<b>Classificação</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>	<b>Quase natural a ligeiramente modificado</b>

Paralelamente, para sistematização e apresentação dos resultados decorrentes da caracterização hidromorfológica realizada, é recomendada a produção de elementos cartográficos ilustrativos da localização espacial e das características das principais componentes (incluindo secções críticas e respetiva transponibilidade, usos do solo, mesohabitats, pressões, galeria ribeirinha, sedimentos e perfis das secções

representativas, entre outros aplicáveis aos casos em apreço), bem como tabelas-síntese dos resultados obtidos e registos fotográficos representativos das principais características identificadas.



# 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, F. (2004). *Vegetação ripícola em sistemas fluviais mediterrânicos. Influência dos ecossistemas envolventes*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Florestal. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Amaral, S., Franco, A. C. e M. T. Ferreira (2015). Moderate biomanipulation for eutrophication control in reservoirs using fish captured in angling competitions. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **416**: 14.

Bain, M. B., e N. J. Stevenson (editores). 1999. *Aquatic habitat assessment: common methods*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Bochechas, J. (2014). *Avaliação da continuidade fluvial em Portugal. Criação de bases para a inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água*. Relatório 25155/2014/DRNCN/DCB. Instituto de Conservação da Natureza.

Bochechas, J. (2015). *Avaliação da continuidade na ribeira do Vascão, Aplicação de critérios desenvolvidos para inventariação e caracterização de obstáculos em linhas de água*. Relatório não publicado. Instituto de Conservação da Natureza.

Collares-Pereira, M. J., Aves, M. J., Ribeiro, F., Domingos, I., Almeida, P. R., Costa, L., Gante, H., Filipe, A. F., Aboim, M. A., Rodrigues, P. M. e M. F. Magalhães (2021). *Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental*. Edições Afrontamento

EC (2015). *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. Guidance Document No. 31 European Commission.

Ferreira, M. T., Franco, A., Amaral, S., Albuquerque, A., Neves, R. e D. Brito (2010). *Pesca desportiva em albufeiras do centro e sul de Portugal: contribuição para a redução da eutrofização por biomanipulação*. Protocolo de Investigação, Relatório Não Publicado, Instituto Superior de Agronomia, Outubro de 2010.

Ginneken, V.J. e G.E., Maes (2005). The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **15**: 367-398.

Gurnell, A.M., Bussetini, M., Camenen, B., González Del Tánago, M., Grabowski, R.C., Hendriks, D., Henshaw, A., Latapie, A., Rinaldi, M. e N. Surian, (2014). *A hierarchical multi-scale framework and indicators of hydromorphological processes and forms*. Deliverable 2.1, Part 1, of REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), a Collaborative project (large-scale integrating project)

funded by the European Commission within the 7<sup>th</sup> Framework Programme under Grant Agreement 282656.

INAG, I. P. (2008a). Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2008b). *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2008c). *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. e AFN (2012). *Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.

Jungwirth M. (1998). River continuum and fish migration – going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. In M. Jungwirth; S. Schmutz e S. Weiss (Edts.), *Fish migration and fish bypasses*. Vienna, Austria. pp 19-32.

Kondolf, G.M. e outros autores (2000). *Flow regime requirements for habitat restoration along the Sacramento River between Colusa and Red Bluff*. Report submitted by CH2M Hill to the Calfed Bay-Delta Program, Integrated Storage Investigation.

Larinier, M. (2008). Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* **609**:97-108.

Larinier, M. e F. Travade (2002). Downstream migration; problems and facilities. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **364**: 181-207.

Lencastre, A., Franco, F. M. (1984). Lições de Hidrologia. Universidade Nova Lisboa.

Magdaleno, F. e R. Martínez (2014). Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the riparian forest evaluation index. *Forest Systems* **23**(2): 259-272.

MITECO (2019a). *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. Código: M-R-HMF-2019. Disponível em [https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo-caracterizacion-hmf-abril-2019\\_tcm30-496596.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo-caracterizacion-hmf-abril-2019_tcm30-496596.pdf) e consultado em janeiro de 2023.

MITECO (2019b). *Guía de interpretación del Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. Disponível em

[https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo\\_hmf\\_2017-05-17-guia-interpretacion\\_tcm30-379846.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo_hmf_2017-05-17-guia-interpretacion_tcm30-379846.pdf) e consultado em janeiro de 2023.

Marmulla, G. (Edt.) (2001). *Dams, fish and fisheries - opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO Fisheries Technical Paper nº. 419. Rome, FAO.

Northcote, T. G. (1998). Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish facilities. In M. Jungwirth; S. Schmutz, S. Weiss (Edts.), *Fish migration and fish bypasses*. Vienna, Austria, pp 3-18.

Odeh, M. (1999). *A summary of environmentally Friendly turbine design concepts*. U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office, DOE/ID -13741.

Pedersen, M.I., Jepsen, N., Aarestrup, K., Koed, A., Pedersen, S. e F. Okland (2012). Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology* **28**: 189-193.

Portela, M. M. (2000). Chapter 4: Hydrology. In H. Ramos, (ed.) *Guidelines for the design of small hydropower plants*, CEHIDRO/WREAN/DED, pp. 21-38.

Robalo, J. I., V. C. Almada, Levy, A. e I. Doadrio (2007). Re-examination and phylogeny of the genus *Chondrostoma* based on mitochondrial and nuclear data and the definition of 5 new genera. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **422**: 362-372.

Solá, C., Ordeix, M., Pou-Rovira, Q., Sellarés, N., Queralt, A., Bardina, M., Casamitjana, A. e A. Munné (2011). Longitudinal connectivity in hidromorphological quality assessments of rivers. The ICF index: A river connectivity index and its application to Catalan rivers. *Limnetica* **30**(2): 273-292.

Therrien, J. e G. Bourgeois (2000). *Fish passage at small hydro sites*. Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa.

Travade, F. e M. Larinier (2011). *Downstream bypass facilities for salmon and eel at small hydro power plants in France*. International Fish Screening Conference. Southampton 29-30 March 2011.

## 6. ANEXOS


### **ANEXO 2.A -** Ficha de caracterização hidromorfológica

A ficha de caracterização hidromorfológica é composta por quatro blocos, de acordo com o indicado abaixo, e ainda pelas notas de apoio ao preenchimento do bloco A3.1.

- Bloco A1 - Caracterização hidromorfológica da massa de água
- Bloco A2 - Caracterização hidromorfológica do troço
- Bloco A3.1 - Caracterização hidromorfológica dos subtroços
- Bloco A3.2 - Caracterização hidromorfológica de secções representativas

**FICHA DE CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA - BLOCO A1**

Preencher 1 por massa de água








Caracterização hidromorfológica da massa de água		 <b>apa</b> agência portuguesa do ambiente
Técnicos:	Entidade:	<b>Descrição do acesso:</b>
Curso de água:	Código da MA:	
Bacia hidrográfica:	Fotografias n.º:	
Data:	Hora início/fim: /	
CONDIÇÕES ATMOSFÉRICAS		
<b>Temperatura do ar</b> (°C):	<b>Nebulosidade:</b> Céu limpo <input type="checkbox"/> Ligeiramente encoberto <input type="checkbox"/>	
<b>Precipitação:</b> nula <input type="checkbox"/> muito fraca <input type="checkbox"/>	Medianamente encoberto <input type="checkbox"/> Totalmente encoberto <input type="checkbox"/>	
REGIME HIDROLÓGICO		
REGIME NATURAL		REGIME MODIFICADO
Permanente ou perene <input type="checkbox"/> Intermitente ou fortemente sazonal <input type="checkbox"/>		<b>Sujeito a <i>hydropeaking</i></b>
Temporário ou sazonal <input type="checkbox"/> Efémero <input type="checkbox"/>		Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/>
SECÇÕES CRÍTICAS		
<b>N.º secções críticas artificiais:</b> ____		<b>N.º secções críticas naturais:</b> ____
Artificiais		Naturais
<i>Preencher também fichas de campo ICF (Bochechas, 2014)</i>		
<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84)		<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84)
Material da estrutura artificial: _____		Tipo: _____
Tipo de obstáculo		Largura: ____m
Vertical <input type="checkbox"/> PH <input type="checkbox"/>	Passagem para peixes	Extensão: ____m
Inclinado <input type="checkbox"/>	Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/>	Profundidade máxima: ____m
	Tipo: _____	Velocidade do caudal: ____m/s
Cota altimétrica do topo: ____m		Cota da altura de água a montante: ____m
Extensão: ____m		Cota da altura de água a jusante: ____m
Altura do salto: ____m		<i>Classificação (Adaptado de Steinbach, 2010)</i>
Altura de água sobre o coroamento: ____m		<input type="checkbox"/> 0 – Ausência de obstáculo
Altura de água sobre o paramento: ____m		<input type="checkbox"/> 1 – Transponível sem dificuldade
Altura de água na PH: ____m		<input type="checkbox"/> 2 – Transponível
Altura de água a jusante: ____m		<input type="checkbox"/> 3 – Dificilmente transponível
		<input type="checkbox"/> 4 – Muito dificilmente transponível
		<input type="checkbox"/> 5 – Intransponível

<b>Artificiais</b>	<b>Naturais</b>
<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Material da estrutura artificial: _____ <hr/> Tipo de obstáculo: _____ Passagem para peixes: _____ Vertical <input type="checkbox"/> PH <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Inclinado <input type="checkbox"/> Tipo: _____ <hr/> Cota altimétrica do topo: _____m Extensão: _____m Altura do salto: _____m Altura de água sobre o coroamento: _____m Altura de água sobre o paramento: _____m Altura de água na PH: _____m Altura de água a jusante: _____m	<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Tipo: _____ Largura: _____m Extensão: _____m Profundidade máxima: _____m Velocidade do caudal: _____m/s Cota da altura de água a montante: _____m Cota da altura de água a jusante: _____m <hr/> Classificação <input type="checkbox"/> 0 – Ausência de obstáculo <input type="checkbox"/> 1 – Transponível sem dificuldade <input type="checkbox"/> 2 – Transponível <input type="checkbox"/> 3 – Difícilmente transponível <input type="checkbox"/> 4 – Muito dificilmente transponível <input type="checkbox"/> 5 – Intransponível
<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Material da estrutura artificial: _____ <hr/> Tipo de obstáculo: _____ Passagem para peixes: _____ Vertical <input type="checkbox"/> PH <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Inclinado <input type="checkbox"/> Tipo: _____ <hr/> Cota altimétrica do topo: _____m Extensão: _____m Altura do salto: _____m Altura de água sobre o coroamento: _____m Altura de água sobre o paramento: _____m Altura de água na PH: _____m Altura de água a jusante: _____m	<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Tipo: _____ Largura: _____m Extensão: _____m Profundidade máxima: _____m Velocidade do caudal: _____m/s Cota da altura de água a montante: _____m Cota da altura de água a jusante: _____m <hr/> Classificação <input type="checkbox"/> 0 – Ausência de obstáculo <input type="checkbox"/> 1 – Transponível sem dificuldade <input type="checkbox"/> 2 – Transponível <input type="checkbox"/> 3 – Difícilmente transponível <input type="checkbox"/> 4 – Muito dificilmente transponível <input type="checkbox"/> 5 – Intransponível
<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Material da estrutura artificial: _____ <hr/> Tipo de obstáculo: _____ Passagem para peixes: _____ Vertical <input type="checkbox"/> PH <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Inclinado <input type="checkbox"/> Tipo: _____ <hr/> Cota altimétrica do topo: _____m Extensão: _____m Altura do salto: _____m Altura de água sobre o coroamento: _____m Altura de água sobre o paramento: _____m Altura de água na PH: _____m Altura de água a jusante: _____m	<b>Lat.</b> _____; <b>Long.</b> _____ (WGS84) Tipo: _____ Largura: _____m Extensão: _____m Profundidade máxima: _____m Velocidade do caudal: _____m/s Cota da altura de água a montante: _____m Cota da altura de água a jusante: _____m <hr/> Classificação <input type="checkbox"/> 0 – Ausência de obstáculo <input type="checkbox"/> 1 – Transponível sem dificuldade <input type="checkbox"/> 2 – Transponível <input type="checkbox"/> 3 – Difícilmente transponível <input type="checkbox"/> 4 – Muito dificilmente transponível <input type="checkbox"/> 5 – Intransponível



**FICHA DE CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA - BLOCO A2**


Preencher 1 por troço

<b>Caracterização hidromorfológica do troço</b>		 <b>apa</b> agência portuguesa do ambiente	
TROÇO N.º _____		COORDENADAS GEOGRÁFICAS (WGS84)	
Data:	LATITUDE	LONGITUDE	
Hora início/fim: /	Início:	Início:	
Extensão (km):	Fim:	Fim:	
GEOLOGIA		ALTITUDE/DECLIVE DO LEITO	
Silicioso <input type="checkbox"/>	Calcário <input type="checkbox"/>	Orgânico <input type="checkbox"/>	Declive (%):
Cota início:	Cota fim:		
AFLUENTES			
Margem direita	N.º de afluentes:	Margem esquerda	N.º de afluentes:
Designações:		Designações:	
TIPO DE VALE PREDOMINANTE			
Confinado <input type="checkbox"/>		Planície aluvial estreita e contínua <input type="checkbox"/>	
		Planície aluvial extensa <input type="checkbox"/>	
TIPOS MORFOLÓGICOS		ÍNDICE DE CONFINAMENTO: _____	
 RETILÍNEO <input type="checkbox"/>		 SINUOSO <input type="checkbox"/>	
 MEANDRIFORME <input type="checkbox"/>		 DIVAGANTE <input type="checkbox"/>	
 ENTRANÇADO <input type="checkbox"/>		 ANASTOMOSADO <input type="checkbox"/>	
ALTERAÇÕES NA FORMA DO LEITO			
Desvio <input type="checkbox"/>			
Estreitamento <input type="checkbox"/>			
Regularização <input type="checkbox"/>			
Canalização <input type="checkbox"/>			
Encurtamento <input type="checkbox"/>			
Estrangulamento <input type="checkbox"/>			
Outro <input type="checkbox"/> _____			

<b>POTENCIAIS PRESSÕES IDENTIFICADAS</b>			
Pontuais: <i>(quantitativas/qualitativas)</i>			
Difusas:			
Hidromorfológicas: <i>(excluindo barreiras caracterizadas no bloco A1)</i>			
Biológicas: <i>(espécies exóticas invasoras/zonas de pesca desportiva e/ou profissional)</i>			
<b>USO DO SOLO E ALTERAÇÕES NA ENVOLVENTE</b>			
<b>Uso do solo no leito de cheia</b>			
Margem direita	Zonas urbanas: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não ___% área impermeabilizada	Margem esquerda	Zonas urbanas: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não ___% área impermeabilizada
	Zonas agrícolas: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%		Zonas agrícolas: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%
	Zona florestal: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%		Zona florestal: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%
	Incultos: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%		Incultos: <input type="checkbox"/> sim <input type="checkbox"/> não    ___%
<b>MESOHABITATS DOMINANTES</b>			
Cascata <input type="checkbox"/> Fundões e quedas <input type="checkbox"/> Fundões e rápidos <input type="checkbox"/> Fundo plano <input type="checkbox"/>			
<b>OBSERVAÇÕES</b>			

**FICHA DE CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA - BLOCO A3.1**

Preencher 1 por cada subtroço - Consultar notas de apoio ao preenchimento do bloco A3.1

<b>Caracterização hidromorfológica dos subtroços</b>																						
<b>SUBTROÇO N.º ____</b>										<b>COORDENADAS GEOGRÁFICAS (WGS84)</b>												
Data:										LATITUDE						LONGITUDE						
Hora início:										Início:						Início:						
Hora fim:										Fim:						Fim:						
Extensão (km):										Fotografias n.º:												
<b>DIMENSÕES E CONECTIVIDADE DO LEITO</b>																						
Transecto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Subtroço	
Largura leito menor (m)																						
Largura leito maior (m)																						
Largura leito cheia (m)																						
Profundidade média (m)																						
<b>Funcionalidade dos cursos de água</b>																						
<b>(% área leito maior/área leito de cheia)</b>										Estimativa (gabinete)						→						
Valores por transecto (m <sup>2</sup> )	Leito maior																					
	Leito cheia																					
<b>Limitação da conectividade transversal por estruturas artificiais</b>																						
<b>(% leito maior &lt;-&gt; leito de cheia)</b>										Estimativa por margem (gabinete)						→						
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																					Margem direita:
	Mrg.Esq.																					Margem esquerda:
<b>Limitação da permeabilidade e alteração dos materiais do leito de cheia</b>																						
<b>(% da superfície do leito de cheia)</b>										Estimativa por margem (gabinete)						→						
Valores por transecto (m)	Mrg.Dir.																					Margem direita:
	Mrg.Esq.																					Margem esquerda:
<b>Extensão das margens alteradas com materiais artificiais (m)</b>																						
<b>(m)</b>										Estimativa por margem (gabinete)						→						
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																					Margem direita:
	Mrg.Esq.																					Margem esquerda:

COMPOSIÇÃO DO SUBSTRATO E DINÂMICA SEDIMENTAR																						
Transecto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Subtroço	
Sedimento dominante (BO, CO, CG, FG, SA, SI)																						
Extensão de material artificial (leito menor; m)																						
<b>Deposição do sedimento</b>																						
Imbricamento (EX, IN)																						
Encouraçamento (CE, CF, IN)																						
Depósitos (DG, DM, DB)																						
↓	<b>SUBTROÇO</b>										CLASSIFICAÇÃO DA DEPOSIÇÃO DO SEDIMENTO										<input type="checkbox"/> Dinamismo eficaz <input type="checkbox"/> Dinamismo limitado <input type="checkbox"/> Dinamismo nulo	
Mobilidade do sedimento (SC, EX, FN, IN, MD, TT, MT)																						
↓	<b>SUBTROÇO</b>										CLASSIFICAÇÃO DA MOBILIDADE DO SEDIMENTO										<input type="checkbox"/> Mobilidade efetiva <input type="checkbox"/> Mobilidade limitada <input type="checkbox"/> Mobilidade nula	
Dinâmica vertical acelerada (IN, ES, IC, AC)																						
<b>MICRO-HABITATS</b>																						
% leito menor ocupado por macrófitos (total)																						
% margens vegetadas																						
% leito menor ocupado por árvores mortas, ramos, raízes e folhas																						
% leito menor ocupado por macrófitos invasores																						
<b>VEGETAÇÃO RIBEIRINHA</b>																						
<b>Formação/vegetação ribeirinha dominante</b> (p.e. amial, freixial, choupal; loendro, tamujo, tamargueira)							Margem direita:							Margem esquerda:								
<b>Naturalidade</b> (% do leito maior)							Estimativa por margem (gabinete)							→ Margem direita: Margem esquerda:								
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																					
	Mrg.Esq.																					
<b>Gestão da vegetação</b> (% do leito maior)							Estimativa por margem (gabinete)							→ Margem direita: Margem esquerda:								
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																					
	Mrg.Esq.																					

**Rios com galeria ribeirinha bem definida**

<b>Conectividade ecológica longitudinal</b> (% do leito maior)		Estimativa por margem (gabinete)														→ Margem direita:		→ Margem esquerda:						
<b>Transecto</b>		<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	<b>Subtroço</b>		
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																							
	Mrg.Esq.																							

<b>Ensombramento</b> (% do leito menor)		Estimativa por margem (gabinete)														→ Margem direita:		→ Margem esquerda:						
Valores por transecto (%)	Mrg.Dir.																							
	Mrg.Esq.																							

Conexão entre estratos (IM, LG, MD, ES)	Mrg.Dir.																						
	Mrg.Esq.																						
Equilíbrio etário* (EV, MD, BX, MB)	Mrg.Dir.																						
	Mrg.Esq.																						

\* Assinalar com um círculo as situações em que a limitação da diversidade de estratos/classes de idade resulta de causas naturais.

Etapas de regressão* (% do leito maior)	Mrg.Dir.																						
	Mrg.Esq.																						

\* Assinalar com um círculo as situações em que a presença de espécies indicadoras de etapas regressivas resulta de causas naturais.

**Rios sem galeria ribeirinha bem definida**

Alteração da estrutura (% leito de cheia)	Mrg.Dir.																					
	Mrg.Esq.																					

↓		Mrg.Dir.	Mrg.Esq.	
<b>SUBTROÇO</b>	CLASSIFICAÇÃO DA ALTERAÇÃO DA ESTRUTURA DO LEITO DE CHEIA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alteração elevada
		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alteração moderada
		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alteração reduzida
		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alteração muito reduzida





## NOTAS DE APOIO AO PREENCHIMENTO DO BLOCO A3.1

- Nos indicadores cuja designação se encontra sublinhada ao longo do Bloco A3.1 podem ser selecionadas várias opções de resposta por célula; nos restantes apenas deve ser selecionada uma opção de resposta ou inserido um valor por célula.
- Os indicadores avaliados em transectos considerarão uma linha ou uma faixa, consoante sejam determinados linearmente ou em área. A faixa a considerar, centrada na linha do transecto, terá 1 m de largura.
- Os indicadores categóricos devem ser preenchidos considerando a seguinte correspondência entre opções de resposta e respetiva sigla:

<b>Indicador</b>	<b>Opções</b>	<b>Sigla</b>	
Sedimento dominante	Blocos/lajes/rocha-mãe	<b>BO</b>	
	Seixos ou calhaus	<b>CO</b>	
	Cascalho	<b>CG</b>	
	Areão	<b>FG</b>	
	Areia	<b>SA</b>	
	Silte e argila	<b>SI</b>	
Imbricamento	Imbricamento existente	<b>EX</b>	
	Imbricamento inexistente	<b>IN</b>	
Encouraçamento	Encouraçamento excessivo	<b>CE</b>	
	Encouraçamento fraco	<b>CF</b>	
	Encouraçamento inexistente	<b>IN</b>	
Depósitos (formação de depósitos contínuos de sedimentos)	Depósitos bem estruturados de substrato grosseiro	<b>DG</b>	
	Depósitos mal estruturados de areia	<b>DM</b>	
	Depósitos bem estruturados de areia	<b>DB</b>	
Mobilidade do sedimento	Compactação do sedimento	Sem compactação	<b>SC</b>
		Compactação existente	<b>EX</b>
	Existência de camada de finos		<b>FN</b>
	Colonização de depósitos	Inexistente ou débil	<b>IN</b>
		Moderada	<b>MD</b>
		Colonização total dos depósitos	<b>TT</b>
Presença de material vegetal transportado		<b>MT</b>	
Dinâmica vertical acelerada	Inexistente	<b>IN</b>	
	Sinais escassos de dinâmica vertical acelerada	<b>ES</b>	
	Incisão/aprofundamento relevante	<b>IC</b>	
	Acreção relevante	<b>AC</b>	
Conexão entre estratos	Imbricada	<b>IM</b>	
	Ligada	<b>LG</b>	
	Moderada	<b>MD</b>	
	Escassa ou desligada	<b>ES</b>	
Equilíbrio etário	Equilíbrio elevado	<b>EV</b>	
	Equilíbrio moderado	<b>MD</b>	
	Equilíbrio baixo	<b>BX</b>	
	Equilíbrio muito baixo	<b>MB</b>	

- Os resultados obtidos ao longo dos transectos transversais devem depois ser convertidos em resultados por subtroço. No caso da maioria dos indicadores de natureza categórica, utilizar-se-á a classe modal para seleccionar o resultado por subtroço; contudo, no caso dos indicadores de deposição do sedimento, mobilidade do sedimento e alteração da estrutura do leito de cheia deverá ser seleccionada uma das classes aplicáveis por subtroço. No caso dos indicadores de natureza contínua será aplicada a média ao conjunto de resultados. Relativamente aos indicadores a analisar em gabinete e no terreno, a informação recolhida no campo deve ser utilizada para validar/ajustar os valores estimados em gabinete.



Rua da Murgueira, 9  
Zambujal - Alfragide  
2610-124 Amadora

geral@apambiente.pt  
T. (+351) 21 472 82 00

**apambiente.pt**

