

MARIA JOÃO FEIO
VERÓNICA FERREIRA
(EDS.)

IMPRESA DA
UNIVERSIDADE
DE COIMBRA
COIMBRA
UNIVERSITY
PRESS

RIOS DE PORTUGAL

COMUNIDADES,
PROCESSOS E ALTERAÇÕES

CAPÍTULO 14
MONITORIZAÇÃO ECOLÓGICA DOS RIOS
PORTUGUESES

**Maria João Feio¹, Salomé F.P. Almeida², Francisca C. Aguiar³, João M. Oliveira⁴
& Samantha J. Hughes⁵**

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

²GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, salmeida@ua.pt

³Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, fraguiar@isa.ulisboa.pt

⁴Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, joliveira@isa.ulisboa.pt

⁵CITAB – Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, shughes@utad.pt

Resumo: A Diretiva Quadro da Água veio obrigar todos os estados membros a procederem a uma monitorização ecológica dos seus rios tendo em vista a avaliação da sua qualidade. Esta classificação deve refletir a qualidade de diversos componentes de um ecossistema ribeirinho, tais como os elementos biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. Com base nesta avaliação deve ser elaborado um plano de medidas para recuperação da qualidade de todas as massas de água que não atinjam o “Bom” estado ou “Bom” potencial ecológico. Neste capítulo descrevem-se os métodos oficiais portugueses (protocolos de amostragem e índices) usados para classificar

os rios, com base nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos, peixes, diatomáceas e macrófitos e bem como nos elementos hidromorfológicos de suporte. Finalmente, é apresentado um panorama das classificações dos rios portugueses com base nos últimos dados disponíveis.

Palavras-chave: diatomáceas, estado ecológico, hidromorfologia, macrófitos, macroinvertebrados, peixes

1. Monitorização ecológica

A monitorização ecológica, de acordo com a Diretiva Quadro da Água¹ (DQA) visa classificar de forma mensurável, sistemática e comparativa, o estado das massas de água nacionais (entre “Excelente” e “Mau”). Os elementos de qualidade que se incluem na monitorização dos rios são os macroinvertebrados bentónicos, peixes e a flora aquática, que inclui os macrófitos e o fitobentos. Deste último, só as diatomáceas são usadas em Portugal e na maioria dos países da Europa por serem o grupo de algas mais diversificado, abundante e ubíquo nos rios temperados europeus.

A classificação ecológica final resulta da combinação das classificações obtidas para os elementos biológicos de qualidade, com a classificação relativa aos elementos de suporte (hidromorfológicos e físico-químicos). O uso simultâneo dos vários grupos biológicos resulta numa avaliação holística dos rios, já que aqueles variam com as características naturais de um rio e também com as alterações que aí ocorrem; de facto, cada elemento reage de forma diferenciada aos fatores de perturbação humana, uma vez que ocupam diferentes habitats, estão em diferentes níveis tróficos, e desempenham diferentes funções no ecossistema. No território continental foi estabelecida uma vasta rede de locais de monitorização de vigilância onde são

avaliados todos estes elementos de qualidade. De acordo com a DQA, as campanhas de monitorização são efetuadas a cada seis anos.

Embora seja um processo complexo, a monitorização ecológica tem como objetivo último melhorar a qualidade dos rios, de forma a que todos atinjam pelo menos uma classificação de “Bom” estado ecológico ou “Bom” potencial ecológico (no caso das massas de água artificiais ou altamente modificadas). Assim, para todas as massas de água que não atinjam um destes estados, devem ser elaborados Planos de Medidas, incluídas nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), com vista à sua implementação no terreno, no sentido de melhorar a sua qualidade. Simultaneamente, esta recuperação deve ser acompanhada por uma monitorização operacional, que pode utilizar só alguns dos elementos anteriores, i.e., os mais sensíveis às pressões que afetam o local. De seguida, são descritos de forma mais detalhada os elementos biológicos e os métodos de avaliação oficiais portugueses.

2. Elementos de avaliação da qualidade ecológica

2.1. Macroinvertebrados bentónicos

Os macroinvertebrados bentónicos (do fundo dos rios; Capítulo 7) são usados em Portugal desde os anos 1980 como bioindicadores^{1,3}. Este elemento biológico é composto por uma grande diversidade de espécies de diferentes grupos taxonómicos, como os insetos, moluscos e crustáceos, entre outros. Alguns destes organismos vivem exclusivamente dentro de água, enquanto outros desenvolvem o seu ciclo de vida entre fases aquáticas e aéreas, só se encontrando dentro de água num determinado período do ano. Inicialmente, utilizaram-se como medidas de avaliação sobretudo

índices de diversidade e índices bióticos desenvolvidos para outros países, como o *Belgium Biotic Index* (BBI), o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) e a versão ibérica deste último (IBMWP)^{4,5}. A partir do final dos anos 1990, surgiram métodos mais complexos baseados em análises estatísticas multivariadas⁶⁻¹², nomeadamente o primeiro modelo preditivo desenvolvido na Península Ibérica para a bacia hidrográfica do Rio Mondego^{7,8}. Estes modelos baseiam a sua avaliação na diferença entre a comunidade observada num local e a comunidade esperada na ausência de perturbação humana (“comunidade de referência”), que é estimada a partir de locais muito semelhantes, considerando as suas características ambientais (p.ex., altitude, geologia, clima). Esta abordagem segue o Conceito de Condição Referência¹³, o qual foi depois também adotado para a DQA.

A implementação da DQA em Portugal levou a que fosse adotada uma abordagem multimétrica, também usada em muitos países Europeus, tendo sido estabelecidos os Índices Portugueses de Invertebrados do Norte (IPTI_N) e do Sul (IPTI_S)¹⁴:

$$\text{IPTI}_N = \text{N.º Famílias} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Evenness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \text{Log (Sel. ETD} + 1) \times 0,2$$

$$\text{IPTI}_S = \text{N.º Famílias} \times 0,4 + \text{EPT} \times 0,2 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,2 + \text{Log (Sel. EPTCD} + 1) \times 0,2$$

sendo, EPT = nº de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; Evenness = índice de Pielou ou Equitabilidade; IASPT = ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP dividido pelo nº de famílias incluídas no cálculo do IBMWP; ETD = abundância das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae; EPTCD = abundância das famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae,

Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

No seu cálculo são realizados dois passos intermédios (normalizações), com vista a ajustar os índices aos diversos tipos de rios portugueses, que consistem na divisão do valor obtido para cada métrica e do valor final do índice, pelos valores de referência para o tipo de rio estudado (atualmente disponíveis no site da Agência Portuguesa do Ambiente (APA) no Anexo IV dos PGRH – 2º ciclo). Estes valores de referência¹⁴ foram não só ajustados a cada tipo de rio português como também aos rios Mediterrânicos europeus através do processo de Intercalibração¹⁵. O índice final vai assim variar, aproximadamente, entre 0 (muito diferente da referência) e 1 (igual à referência), constituindo o chamado Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). Aos valores de RQE corresponde uma de cinco classes de qualidade que variam entre “Mau” e “Excelente”. Este tipo de resultado e abordagem é comum a todos os outros índices biológicos abaixo descritos. Uma vez que estes valores de referência se basearam em dados recolhidos na Primavera, este método só deve ser aplicado nessa estação do ano, já que a variabilidade natural das comunidades de insetos aquáticos, devido ao seu ciclo de vida, pode fazer variar os valores das métricas ao longo do ano.

A aplicação do IPTI implica o cumprimento do respetivo protocolo oficial de amostragem¹⁶. Esta decorre ao longo de um troço de 50 m de comprimento, representativo da massa de água (secção de um rio com características uniformes e distintivas) a avaliar. É realizada com uma rede de mão (Figura 14.1), com abertura de 0,25 m de largura e malha de 0,5 mm, em 6 sub-unidades de amostragem (arrastos), pelo método de *kick sampling* (pontapear o substrato do fundo do rio) ou *kick and sweep* (“varrer” as zonas de plantas com a rede), de forma a cobrir a diversidade de habitats presentes no curso de água (blocos, pedras, cascalho, areia, macrófitos e algas,

depósitos de matéria orgânica). Em cada sub-unidade, o substrato é revolvido com o pé numa área de 1 m x 0,25 m de largura (largura da rede). Os invertebrados são depois identificados até ao nível da família em laboratório. A chave de identificação online da plataforma AQUAWEB (<http://aquaweb.uc.pt/chavetaxonomica.php>) permite a identificação dos invertebrados até este nível taxonómico com base em fotografias.

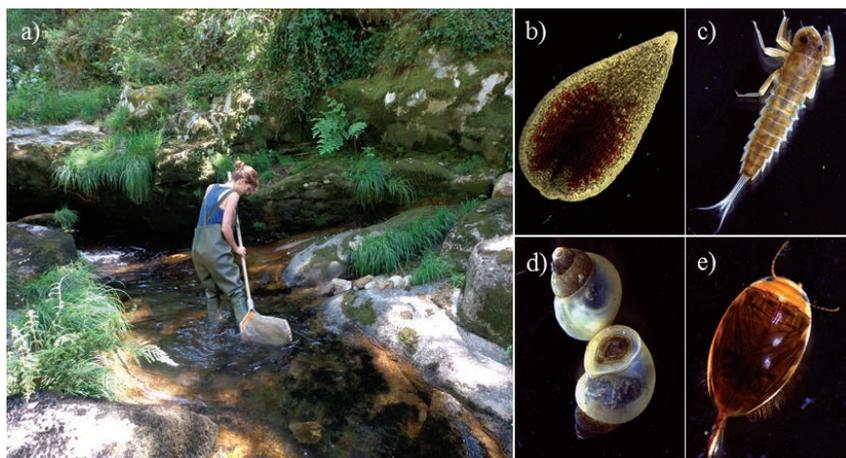


Figura 14.1. Amostragem de macroinvertebrados bentónicos com rede de mão em zona de macrófitos a) e exemplos de diferentes macroinvertebrados existentes nos rios portugueses b) sanguessuga; c) efemeróptero; d) gastrópode; e) coleóptero. Fotografias: Sónia Serra para AQUAWEB (<http://aquaweb.uc.pt>).

2.2. Macrófitos

As plantas aquáticas, também designadas por macrófitos, são elementos basilares dos ecossistemas fluviais¹⁷ (Capítulo 6) uma vez que: (i) estruturam e criam habitats; (ii) participam no intercâmbio ar-água-sedimentos e na regulação da luz e da temperatura; e (iii) contribuem para a sustentabilidade dos outros organismos

aquáticos¹⁸, não só pelas suas relações tróficas, mas também pelo papel de suporte, proteção contra as correntes, refúgio e local de desova¹⁹. Aliada a esta multiplicidade de funções, acresce a elevada biodiversidade de macrófitos que se estabelecem na dependência do regime de caudais, da profundidade e largura do leito, do tipo de substrato, do ensombramento ripária, ou do conteúdo em nutrientes, entre outros fatores²⁰. Assim, reconhecem-se respostas consistentes, em termos de abundância e de espécies de macrófitos presentes²¹, a fatores como o enriquecimento em nutrientes, sedimentação e alterações hidrológicas. Esta capacidade de resposta das comunidades de macrófitos, face à perturbação, permite detetar alterações de origem antrópica nos ecossistemas, conferindo-lhe o estatuto de elemento biológico de qualidade na DQA.

Apesar do grande número de trabalhos publicados em Portugal sobre macrófitos, são relativamente escassos os estudos dedicados à avaliação e monitorização da qualidade de águas interiores, sobretudo antes das campanhas de trabalho de campo para a implementação da DQA, que tiveram lugar em 2004 e 2006. Os primeiros trabalhos nesta temática reportam a meados da década de 1990, com o desenvolvimento do Índice de Valor Macrofítico (IVM)^{5,22}, baseado em ponderações de diversidade, cobertura, grupos funcionais associados a recursos hídricos e espécies com estatutos de conservação. Com o advento da DQA foram propostos vários métodos, como os multivariados²³, multimétricos^{24,25}, preditivos²⁶ e média ponderada²⁷, alguns deles incluindo outros grupos de flora para além das plantas vasculares aquáticas e emergentes, como diatomáceas^{11,28}, briófitos²⁹, e lenhosas ripárias^{30,25}. A maior parte destes índices e modelos incluem os macrófitos recenseados no corredor fluvial, ou seja, para além das plantas aquáticas em sentido estrito (hidrófitos) e das plantas tolerantes a oscilações do nível de água (helófitos ou emergentes), reportam também as que estão associadas a locais húmidos ou sombrios (higrófitos) das zonas marginais e ripárias.

Neste último grupo constam as espécies herbáceas e as árvores, arbustos e lianas. Dada a necessidade de assegurar a conformidade dos índices utilizados para a implementação da DQA a nível dos países mediterrânicos (Exercício de Intercalibração), a amostragem oficial de macrófitos passou a restringir-se ao leito (submerso e emerso) do curso de água, excluindo as zonas emersas dos taludes marginais. Deste modo, são amostrados sobretudo macrófitos com maior associação ao meio aquático, excluindo as plantas lenhosas e herbáceas da zona ripária (Figura 14.2).

Devido às diferenças biogeográficas e conceptuais entre países do Grupo de Intercalibração Mediterrânico e à dificuldade de validação da maior parte dos índices nacionais, foi eleito o Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR) como índice de qualidade biológica oficial de monitorização com recurso a macrófitos para massas de água da categoria rios do Grupo Mediterrânico (com exceção da Eslovénia)³¹. O IBMR baseia-se na cobertura de espécies ou géneros indicadores existentes na comunidade amostrada, abrangendo sobretudo angiospérmicas, briófitos, macroalgas e pteridófitos³², de acordo com o definido no Protocolo de Amostragem para macrófitos³³. Este índice foi originalmente desenvolvido para o território francês³⁴ com o objetivo de detetar a poluição orgânica, bem como de caracterizar e monitorizar o estado trófico de massas de água superficiais. O IBMR é calculado com recurso a três métricas relativas a espécies ou géneros de plantas indicadoras (abundância, valor trófico e coeficiente de Estenoecidade), de acordo com a equação:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$$

em que K_i é a abundância da espécie ou género i (percentagem de cobertura no troço de amostragem, traduzida numa

escala de 0–100), CS_i é o valor trófico (valor indicador da espécie ou género i ; valores entre 0 e 20) e E_i é o coeficiente de Estenoeicidade (valor indicador da amplitude ecológica da espécie ou género i ; valores entre 1 (reduzida amplitude) e 3 (elevada amplitude)).

Os valores absolutos do IBMR variam entre 0 a 20, em que os valores mais elevados correspondem a situações de oligotrofia (superior a 14) e os valores mais baixos (inferiores a 8) a águas muito eutrofizadas. No Exercício de Intercalibração, as fronteiras das classes de qualidade do índice foram ajustadas às dos restantes índices Mediterrânicos para macrófitos³⁰.

É possível recorrer a uma plataforma informática em ambiente web (<http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibmr/>) para obter de forma célere o valor do índice normativo IBMR e a respetiva classe de qualidade ecológica, contando que se disponha dos resultados obtidos na inventariação base de macrófitos, e desde que esta tenha sido realizada de acordo com o Protocolo de Amostragem. Sublinha-se a importância da amostragem de todos os grupos de plantas, incluindo briófitos e macroalgas, de modo a obter um nível de confiança adequado do valor do índice calculado.



Figura 14.2. a) Amostragem de macrófitos na Ribeira de São Pedro de Moel e b) local de amostragem com diversos grupos de macrófitos na Ribeira de São Mamede. Fotografias: António Albuquerque e Francisca C. Aguiar.

2.3. Fitobentos (diatomáceas)

As diatomáceas são algas unicelulares ou coloniais de cor acastanhada-dourada (Capítulo 4) que são usadas como indicadores biológicos da qualidade dos rios desde o início do século XX³⁵. Em Portugal foi a partir da década de 1980 que começaram a surgir estudos com diatomáceas para avaliação da qualidade da água³⁶.

As diatomáceas são amostradas por raspagem do substrato rochoso natural presente no local utilizando uma escova (Figura 14.3). O número de pedras a raspar deve perfazer uma área total de pelo menos 100 cm² ³⁷. A amostra de epilítton é de seguida fixada com solução de Lugol até atingir uma cor de chá preto forte. A identificação e contagem das diatomáceas em microscopia ótica baseia-se na morfologia e ornamentação das suas paredes celulares de natureza siliciosa (Figura 14.3). Para isso é necessário proceder ao tratamento das amostras por oxidação química para remoção do conteúdo celular e montar preparações definitivas com uma resina especial Naphrax[®] (índice de refração superior ao do vidro).

Aquando da implementação da DQA foram selecionados dois índices bióticos, o Índice de Polluossensibilidade Específica (IPS)³⁸ para os rios do norte de Portugal, e o índice proposto à Comunidade Económica Europeia (CEE)³⁹ para os rios do sul de Portugal¹⁴. Mais recentemente, na sequência da elaboração dos PGRH, o IPS viria a ser o índice adotado para todas as tipologias de rios de Portugal continental para o período 2016–2021.

O IPS é um índice baseado na autoecologia (média ponderada de sensibilidades e valores indicadores das espécies presentes) das diatomáceas e que tem em consideração a composição taxonómica e a abundância relativa das espécies presentes, cumprindo assim os requisitos impostos pela DQA. Na sua escala original o IPS varia de 1 (má qualidade) a 20 (qualidade excelente), escala em que são dados os valores de referência por tipologia. A partir destes valores

são calculados RQE e podem ser atribuídas uma das cinco classes de qualidade da água cujas fronteiras estão definidas no PGRH:

$$\text{IPS} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

em que A_i é a abundância relativa da espécie i , i_i é o «índice de sensibilidade» da espécie i (varia de 1 a 5) e v_i é o «valor indicador» da espécie i (varia de 1 a 3).

Como alternativa a estes índices foram também construídos modelos preditivos para a determinação da qualidade biológica dos rios portugueses com base em diatomáceas, numa primeira fase para a região centro de Portugal⁴⁰ e depois para Portugal continental⁴¹. Estas abordagens permitiram um estudo mais alargado das comunidades de diatomáceas, e os modelos obtidos mostraram-se mais sensíveis às alterações ambientais associadas ao excesso de nutrientes, contaminação orgânica, e alterações da morfologia do canal e margens, quando comparados com índices baseados em autoecologia.

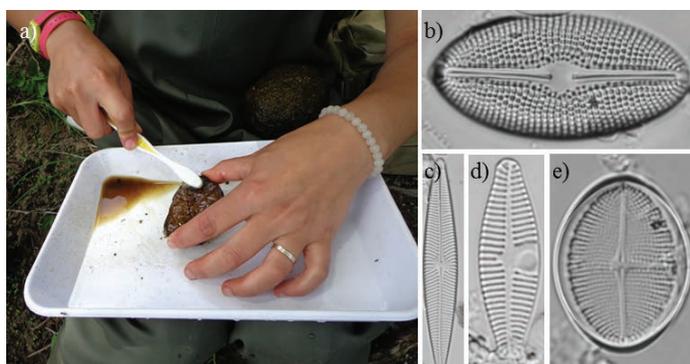


Figura 14.3. a) Amostragem de fitobentos por raspagem de pedras. Exemplos de diatomáceas: b) *Diploneis ovalis*; c) *Navicula radiosa*; d) *Planothidium lanceolatum*, valva sem rafe; e) *Cocconeis pediculus*, valva com rafe. Fotografias: Carmen L. Elias.

2.4. Peixes

A utilidade dos peixes como indicadores de qualidade biológica é reconhecida há muito tempo pela comunidade científica, nomeadamente desde que foi apresentado o primeiro índice biótico com peixes – *Index of Biotic Integrity* (IBI) – nos anos 1980⁴². Esta ferramenta tem conhecido muita aceitação, vindo a ser adaptada um pouco por todo o globo^{43–45}, incluindo Portugal, onde foram propostos IBI para diferentes bacias hidrográficas^{46,47}. Por outro lado, é reconhecido que o público em geral apresenta uma maior sensibilidade relativamente a este elemento, pela importância que muitas espécies têm do ponto de vista socioeconómico, ou pelos efeitos facilmente detetáveis que a degradação dos sistemas (nomeadamente ao nível da qualidade da água) podem ter sobre as comunidades piscícolas. Devido a esta maior percepção da sociedade, os peixes podem também desempenhar um papel fundamental na promoção de políticas da água.

Recentemente, no âmbito da DQA, foi desenvolvido exclusivamente para Portugal um índice com base nas comunidades piscícolas, que respondesse às exigências da DQA – o Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal continental (F-IBIP)^{48,49}. O F-IBIP foi também sujeito ao Exercício de Intercalibração, promovido pela Comissão Europeia. A base conceptual do F-IBIP assenta no estabelecimento de uma tipologia piscícola para Portugal continental, com distintos agrupamentos piscícolas, e num conjunto de métricas ecológicas, baseadas no conceito de guilda ecológica/funcional, adaptadas a cada um desses grupos^{48,49}. Os agrupamentos diferenciam-se quer ao nível dos fatores abióticos, que determinam as suas características (p.ex., altitude, declive, clima), quer ao nível da estrutura e composição das suas comunidades de peixes. As métricas ecológicas refletem características estruturais e funcionais básicas dessas ictiocomunidades (p.ex., riqueza de espécies, número de indivíduos com alimentação invertívora) e podem variar com o grupo

piscícola. O resultado numérico do índice obtém-se pela média aritmética da soma de todas as métricas e reflete o desvio de determinada estação relativamente às condições de referência, dando, desta forma, uma avaliação da qualidade biológica⁴⁹. O resultado final do F-IBIP é mais uma vez, expresso sob a forma de RQE ao qual se atribui uma de cinco classes de qualidade. Neste caso, os valores de variação de cada classe são iguais para todos os agrupamentos piscícolas.

$$F-IBIP = \frac{\sum_{i=1}^n M_i}{n}$$

em que as métricas (M_i) por grupo piscícola são as seguintes (ver grupos abaixo): Grupo 1: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes, % indivíduos omnívoros; Grupo 2: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes), % indivíduos potamódromos (espécies nativas); Grupo 3: % indivíduos exóticos, nº espécies nativas, nº espécies intolerantes+intermédias; Grupo 4: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos com reprodução generalista+indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola; Grupo 5: % indivíduos exóticos, % espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias, % indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes), % indivíduos litofílicos; Grupo 6: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos pelágicos (espécies nativas).

O cálculo do F-IBIP implica, por isso, a prévia identificação para cada estação de amostragem do correspondente agrupamento piscícola. Para este índice foram definidos seis grupos piscícolas: Grupo 1, Salmonícola da Região Norte, dominado pela truta-de-rio (*Salmo trutta*); Grupo 2, Transição Salmonícola-Ciprinícola da Região Norte, com dominância de bogas de boca recta (*Pseudochondrostoma* spp.) e escalos e bordalo (*Squalius* spp.); Grupo 3, Ciprinícola de Média Dimensão da Região

Norte, com comunidades dominadas por barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), bogas de boca recta e ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*); Grupo 4, Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte-Centro Interior e Sul, com predomínio do grupo funcional de escalos e bordalo; Grupo 5, Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul, com comunidades dominadas por barbos (*Luciobarbus* spp.), escalos e bordalo; Grupo 6, Ciprinícola da Região Norte Litoral, onde predomina o ruivaco.

O F-IBIP é calculado com base nos resultados da amostragem com pesca elétrica (Figura 14.4), de acordo com o protocolo oficial estabelecido para Portugal pela Agência Portuguesa do Ambiente⁵⁰. O F-IBIP é aplicável em rios vadeáveis, isto é, em troços cuja pesca elétrica é realizada a pé ao longo do rio. De facto, esta ferramenta não foi validada para amostragens em troços fluviais cuja profundidade obrigue à pesca de barco. Também em massas de água cuja ictiofauna seja naturalmente dominada por espécies diádromas (p.ex., enguia, mugilídeos) é aconselhável a utilização de outras ferramentas de avaliação da qualidade. Embora já parcialmente disponível, encontra-se em fase de finalização a aplicação *web* para o cálculo do F-IBIP⁵¹. Esta aplicação é expedita e interativa, sendo apenas necessário para o cálculo do índice a introdução de algumas variáveis ambientais (incluindo o tipo de rio) e os dados das capturas resultantes da amostragem piscícola.



Figura 14.4. a) Pesca elétrica no rio Balsemão. b) Medição de peixes (na foto, truta-de-rio) durante uma amostragem piscícola. Fotografias: João M. Oliveira e R. Rivaes.

2.5. Hidromorfologia e o River Habitat Survey

A palavra “hidromorfologia” descreve um conjunto de características físicas – na sua vasta maioria abióticas – que determinam a forma, conteúdo e processos de um determinado tipo de rio. O carácter hidromorfológico de um rio exerce uma influência decisiva sobre a estrutura, função, complexidade e resiliência do seu próprio ecossistema. Segundo a Norma Europeia *European Committee for Standardization 2004*, desenvolvida para a avaliação das características hidromorfológicas dos sistemas fluviais, qualquer protocolo de avaliação deve contemplar as características do leito, margens, zona ripária e zona de inundação circundante. A DQA obriga também os estados membros a contemplar uma avaliação dos elementos hidromorfológicos de suporte.

O papel da hidromorfologia na avaliação e caracterização dos ecossistemas fluviais tem sido alvo de vários estudos em Portugal. Entre estes, incluem-se estudos com uma abordagem integradora, onde se analisam diversos fatores que influenciam, direta ou indiretamente, a estrutura e função dos ecossistemas fluviais (p.ex., parâmetros físico químicos, alterações no uso do solo e hidromorfológicos). Por exemplo, Hughes et al.⁵² avaliaram a resposta de potenciais bioindicadores face às alterações de fatores seminaturais, como o caudal e o substrato, bem como às pressões relacionadas com a construção de uma barragem na Ribeira de Odelouca (Algarve, Portugal). Coelho et al.⁵³ avaliaram o efeito de alterações nas galerias ripárias sobre as comunidades piscícolas do rio Corgo na região do Trás-os-Montes e Alto Douro.

Em Portugal, o método adotado para a avaliação da hidromorfologia no contexto da DQA foi o *River Habitat Survey* (RHS). Esta metodologia acreditada foi desenvolvida no Reino Unido pela Agência do Ambiente e é aplicada no recenseamento semi-quantitativo da estrutura, diversidade e qualidade do habitat

fluvial. No entanto, a adaptação do RHS para Portugal implicou algumas alterações do índice, de forma a assegurar o devido re-censeamento dos rios mediterrânicos, uma vez que a sua dinâmica anual e interanual é bem distinta dos rios perenes do norte da Europa onde a metodologia RHS foi desenvolvida⁵⁴.

A metodologia RHS regista, ao longo de um troço de 500 m, mais de 120 variáveis, como o tipo de substrato e caudal, o perfil e modificações das margens, os principais usos do solo nas zonas adjacentes, a presença e complexidade da vegetação ripária e outras modificações do meio fluvial. A metodologia RHS compreende (i) o levantamento pontual das características hidromorfológicas principais do troço em 10 *spot checks*, realizados a intervalos de 50 m, seguido por (ii) uma avaliação qualitativa das características e modificações predominantes, ao longo de todo o troço, juntamente com medições das suas dimensões^{55,56}.

Os dados recolhidos são utilizados para calcular (i) o Índice de Avaliação da Qualidade do Habitat (*Habitat Quality Assessment*, HQA) e (ii) o Índice de Modificação do Habitat (*Habitat Modification Score*, HMS). O HQA é composto por 9 sub-índices referentes a diferentes aspetos da qualidade do habitat fluvial. O valor do índice HQA indica o grau de diversidade de características naturais ao longo do troço (capazes de suportar uma comunidade diversa e resiliente), nomeadamente: (i) tipo de escoamento; (ii) substrato do leito; (iii) atributos do leito; (iv) atributos das margens; (v) estrutura da vegetação marginal; (vi) vegetação aquática; (vii) ocupação do solo numa faixa de largura de 50 m ao longo das margens; (viii) presença e distribuição das árvores ao longo das margens e características associadas; e (ix) características de especial interesse (adicionais). O HMS também é composto por 9 sub-índices referentes a categorias de artificialização do troço fluvial. O valor do índice HMS indica o grau de modificação, incluindo a presença de estruturas artificiais no troço (p.ex., pontes, açudes), tais como: (i) valas subterrâneas de

drenagem; (ii) artificialização das margens e do leito; (iii) reseccionamento das margens e do leito; (iv) presença de bermas artificiais e margens “sobre-elevadas”; (v) açudes, barragens e dispositivos para desvio de água; (vi) pontes; (vii) pisoteio das margens e leito; (viii) passagens a vau; e (xix) descarga direta e deflectores. A DQA exige que os elementos hidromorfológicos sejam apenas utilizados para a definição da fronteira entre o “Excelente” e “Bom” estado Ecológico, sendo por isso estas as únicas classes que foram definidas para estes índices.

Numa análise aprofundada da relação entre os parâmetros recenseados pelo RHS e a resposta dos elementos de qualidade biológica, Cortes et al.⁵⁷ identificaram uma maior separação entre locais de referência e locais altamente degradados e fortes padrões de distribuição associados a variáveis de RHS associadas ao corredor ripária. A presença, estrutura e grau de complexidade do corredor ripária, incluindo a presença de raízes nas margens e o ensombramento do leito, foram fatores que exerceram uma forte influência sobre os padrões de distribuição dos macroinvertebrados. Por outro lado, as variáveis de pressão que mais influenciaram a mesma comunidade foram a presença de espécies de plantas exóticas, níveis baixos de diversidade florística e a presença de urbanização. No conjunto de variáveis e aspetos cobertos pelo RHS, os macrófitos foram o elemento que demonstrou uma associação mais forte à hidromorfologia.

2.6. Panorama nacional: resultados de monitorização

Em 2004–2006, o ex-Instituto da Água (INAG, I.P, agora Agência Portuguesa do Ambiente) lançou o primeiro programa de monitorização ecológica para todo o território de Portugal continental, de forma a implementar a DQA no país. Os dados obtidos em cerca

de 400 locais serviram para o desenvolvimento de valores de referência dos índices nacionais e foram a base para a subsequente elaboração dos primeiros PGRH, publicados em 2009. Essa monitorização contemplou todos os elementos biológicos obrigatórios, bem como os elementos hidromorfológicos e físico-químicos de suporte. O resultado das classificações biológicas e hidromorfológicas (através de qualidade de habitat, HQA) encontram-se na Figura 14.5 e mostram, de uma forma geral, uma melhor qualidade dos rios do norte e interior do país, e uma maior degradação dos ecossistemas no litoral centro. O panorama geográfico de degradação parece, contudo, ser mais alargado quando se consideram as comunidades de invertebrados e peixes. A pior qualidade no litoral está muito associada à presença dos maiores aglomerados urbanos, indústria e estradas, que alteraram consideravelmente a paisagem e os rios, e levaram ao aumento do número de pressões e da sua intensidade. As classificações com base nos peixes estão não só relacionadas com as alterações hidromorfológicas causadas pelas barragens e grandes açudes, muitos deles presentes em troços de rio no interior de Portugal, mas também com usos agrícolas intensivos nalgumas regiões do centro e sul, que provocam alterações significativas na qualidade da água, no regime de caudais e nos habitats fluviais.

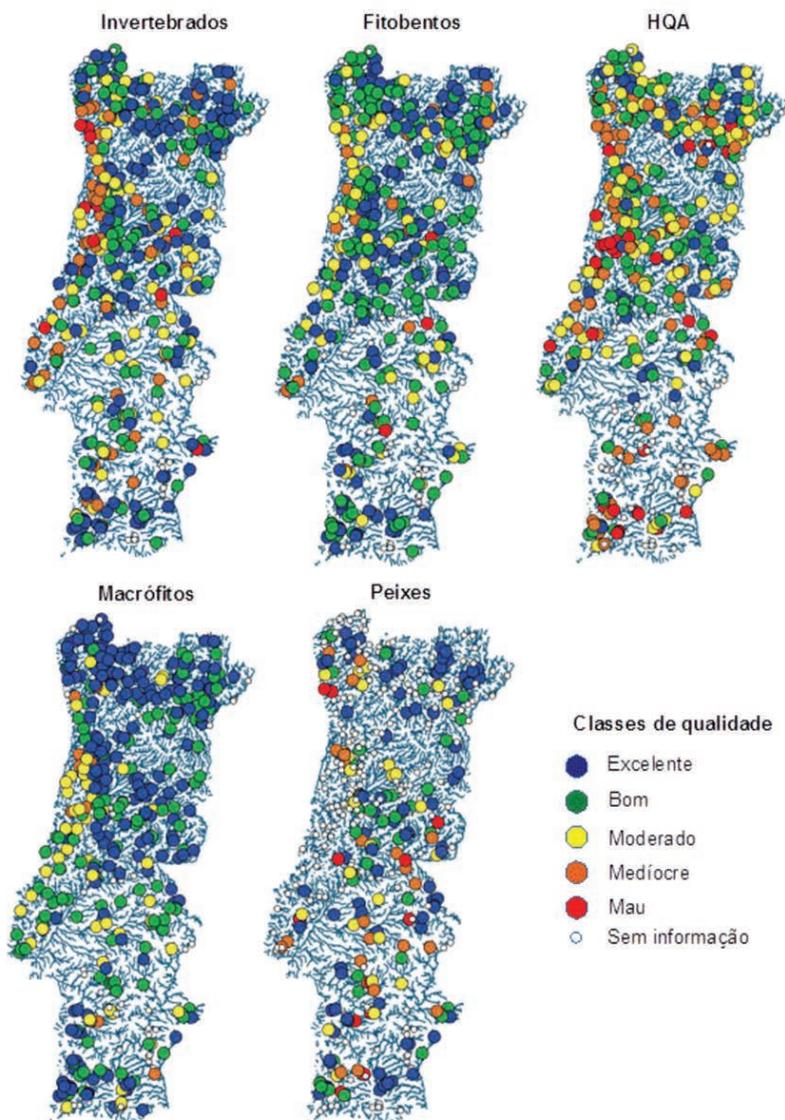


Figura 14.5. Mapas de qualidade biológica e hidromorfológica dos rios portugueses (continente) com base nos dados da monitorização realizada em 2004–2006.

No ano de 2017 foi novamente realizada a monitorização nacional dos rios portugueses, cobrindo uma rede mais alargada de locais (cerca de 700 massas de água) mas que não incluiu a monitorização de peixes. Estes dados estarão disponíveis para a elaboração dos terceiros Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica que deverão surgir em 2021. Com base nas classificações obtidas e nas análises de pressões, serão indicadas medidas de recuperação dos ecossistemas com vista a atingirem o “Bom” estado ou “Bom” potencial ecológico.

3. Outras leituras

Aplicação para cálculo do Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR): <http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibmr/>

AQUAWEB: <http://aquaweb.uc.pt/>, Feio M.J. (ed.). Plataforma online para a avaliação da qualidade das águas dos rios com base nas suas comunidades e chave digital para famílias de invertebrados.

4. Referências bibliográficas

- ¹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ²Fontoura A. & de Pauw N. 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River basin (northern Portugal). *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1353–1359
- ³Fontoura P. & Moura A.M. 1984. Effects of some industrial effluents in the biological quality of the water of the river Lima. *Publ. Inst. Zool. Fac. Ciênc. Porto* 184: 1–21
- ⁴Graça M.A.S. & Coimbra C.N. 1998. Water quality assessment based on macroinvertebrate structure: a comparison between methods. *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2362–2366
- ⁵Ferreira M.T., Aguiar F. & Moreira I. 2004. Macrófitos fluviais. Padrões espaciais de distribuição e factores ambientais determinantes. In: I. Moreira, M.G. Saraiva, F. Nunes Correia (eds.) *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa, pp. 247–264
- ⁶Cortes R.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V. & Oliveira D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *Riv. Res. Appl.* 18: 367–382

- ⁷Feio M.J., Reynoldson T.B. & Graça M.A.S. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 367–376.
- ⁸Feio M.J., Reynoldson T.B., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2007a. A predictive model for the water quality bioassessment of the Mondego catchment, central Portugal. *Hydrobiologia* 589: 55–68
- ⁹Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2009a. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecol. Indic.* 9: 497–507
- ¹⁰Feio M.J., Norris R.H., Graça M.A.S. & Nichols S. 2009b. Water quality assessment of Portuguese streams: regional or national predictive models? *Ecol. Indic.* 9: 791–806
- ¹¹Feio M.J., Aguiar F.C., Almeida S.F.P. & Ferreira M.T. 2012. AQUAFLORA: a predictive model based on diatoms and macrophytes for streams water quality assessment. *Ecol. Indic.* 18: 586–598
- ¹²Feio M.J., Viana-Ferreira C. & Costa C. 2014a. Combining multiple machine learning algorithms to predict taxa under reference conditions for streams bioassessment. *Riv. Res. Appl.* 30: 1157–1165
- ¹³Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water—quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. North. Am. Benthol.* 16: 833–852
- ¹⁴INAG, I.P. 2009. *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais: rios e albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Portugal, Lisboa
- ¹⁵Feio M.J., Ferreira J., Buffagni A., Erba S., Dörflinger G., Ferréol M., Munné A., Prat N., Tziortzis I. & Urbanic G. 2014b. Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. Statistical options and implications. *Sci. Total Environ.* 476–477: 777–784
- ¹⁶INAG I.P. 2008a. *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 bentónicos*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. INAG, I.P. Portugal, Lisboa
- ¹⁷Sculthorpe C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold Publishers. U.K., London
- ¹⁸Haslam S.M. 1987. *River plants of Western Europe*. Cambridge University Press. U.K., Cambridge
- ¹⁹Feio M.J., Almeida S.F.P. & Aguiar F.A. 2017. Functional associations between microalgae, macrophytes and invertebrates distinguish river types. *Aquat. Sci.* 79: 909–923
- ²⁰Chambers P.A., Lacoul P., Murphy K.J. & Thomaz S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 9–26
- ²¹Bornette G. & Puijalon S. 2010. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquat. Sci.* 73: 1–14
- ²²Ferreira M.T. 1994. Criação de um índice de avaliação do valor conservacionista de locais dulciaquícolas com base em características habitacionais e macrófitos aquáticos. *Actas da 4ª Conferência Nacional do Ambiente* 3: 71–80

- ²³Ferreira M.T., Albuquerque A., Aguiar F.C. & Sidorkewicz N. 2002. Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Arch. für Hydrob.* 155: 121–145
- ²⁴Ferreira M.T., Rodríguez-González P., Aguiar F.C. & Albuquerque A. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development of a multimetric plant index. *Ecol. Indic.* 5: 137–149
- ²⁵Aguiar F., Ferreira M.T., Albuquerque A. & Rodríguez-González P. 2009. Avaliação da qualidade ecológica de rios: macrófitos e vegetação ribeirinha. *Rec. Hídricos* 30: 47–54
- ²⁶Aguiar F.C., Feio M.J. & Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: indices and predictive models. *Ecol. Indic.* 11: 379–388
- ²⁷Dodkins I., Aguiar F.C., Rivaes R., Rodríguez-González P., Albuquerque A. & Ferreira M.T. 2012a. Measuring ecological change of aquatic macrophytes in Mediterranean Rivers. *Limnologica* 42: 95–107
- ²⁸Dodkins I., Aguiar F. & Ferreira M.T. 2012b. Can Mediterranean river plants translate into quality assessment systems? Venturing into unexplored territories. In: Boon P.J. & Raven P.J. (eds.) *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd. U.K., Chichester, pp. 135–142
- ²⁹Vieira C., Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2014. The relevance of bryophytes in the macrophyte-based reference conditions in Portuguese rivers. *Hydrobiologia* 737: 245–264
- ³⁰Aguiar F., Costa J.C., Lousã M. & Moreira I. 2004. Vegetação aquática e ribeirinha da bacia do Sado. Em: I. Moreira, M.G. Saraiva, F. Nunes Correia (eds.) *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa, pp. 227–246
- ³¹Aguiar F.C., Segurado P., Urbanic G., Cambra J., Chauvin C., Ciadamidaro S., Dörflinger G., Ferreira J., Germ M., Manolaki P., Minciardi M.R., Munné A., Papastergiadou E. & Ferreira M.T. 2014a. Comparability of river quality assessment using macrophytes: a multi-step procedure to overcome biogeographical differences. *Sci. Total Environ.* 476–477: 757–767
- ³²Aguiar F.C., Fernandes M.R. & Ferreira M.T. 2014b. *Manual para Aplicação do IBMR (Índice Biológico de Macrófitos de Rio) no âmbito da Monitorização para a Diretiva Quadro da Água*. Instituto Superior de Agronomia (ISA), Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ³³APA, I.P. [in press]. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem para macrófitos*. Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água, Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. Portugal, Lisboa
- ³⁴Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I. Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S. & Dutartre A. 2006. A new method for assess water trophy and organic pollution – The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of rivers and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153–58
- ³⁵Kolkwitz R. & Marsson M. 1908. Ökologie der pflanzliche Saprobien. *Ber. Deutsche Botan. Gesellsch.* 26: 505–519

- ³⁶Gil M.C.P., Rino J.A. & Nicolau F.C. 1989–90. Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro. *Flora primavera. Rev. Biol. U. Aveiro* 3: 97–13
- ³⁷INAG, 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 o fitobentos diatomáceas*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. INAG, I.P. Portugal, Lisboa
- ³⁸CEMAGREF. 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref. France, Lyon, pp. 305–323
- ³⁹Descy J.P. & Coste M. 1991. Methods for assessing water quality based in diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112–2116
- ⁴⁰Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2007b. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fund. Appl. Limnol.* 1689: 247–258
- ⁴¹Almeida S.F.P. & Feio M.J. 2012. DIATMOD: Diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. *Hydrobiologia* 695: 185–197
- ⁴²Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27
- ⁴³Pont D., Hugueny B., Beier U., Goffaux D., Melcher A., Noble R., Rogers C., Roset N. & Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *J. Appl. Ecol.* 43: 70–80
- ⁴⁴Ruaro R. & Gubiani É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecol. Indic.* 29: 105–110
- ⁴⁵Carvalho D.R., Leal C.G., Junqueira N.T., de Castro M.A., Fagundes D.C., Alves C.B.M., Hughes R.M. & Pompeu P.S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecol. Indic.* 77: 386–396
- ⁴⁶Oliveira J.M. & Ferreira M.T. 2002. Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas. *Rev. Ciên. Ag.* 25:198–210
- ⁴⁷Magalhães M.F., Ramalho C.E. & Collares-Pereira M.J. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fish. Manag. Ecol.* 15: 273–289
- ⁴⁸Oliveira J.M., Cortes R.M.V., Teixeira A., Santos J.M., Pinheiro P.J., Ferreira M.T., Bochechas J., Ferreira J. & Pádua J. 2010. A qualidade das bases de dados como factor crucial em estudos ambientais: condições de referência e tipologia com base piscícola para rios portugueses. *10º Congresso da Água: XX–XX*
- ⁴⁹INAG & AFN. 2012. Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Portugal, Lisboa
- ⁵⁰INAG 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 a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Portugal, Lisboa

- ⁵¹Oliveira J.M., Ferreira M.T., Duarte G., Santos J.M., Mariano A., Ferreira J., Martins J. & Bochechas J. 2016. Apresentação da aplicação web para o cálculo do índice piscícola para rios vadeáveis portugueses (F-IBIP). *13º Congresso da Água*: 82
- ⁵²Hughes S.J., Ferreira T. & Cortes R.M.V. 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquat. Cons.: Mar. Fresh. Ecos.* 18: 742–760
- ⁵³Coelho D., Hughes S.J., Varandas S. & Cortes R.M.V. 2014. Conservation benefits of riparian buffers in urban areas: the case of the Rio Corgo (north Portugal). *Fund. Appl. Limnol.* 185: 55–70
- ⁵⁴Ferreira J., Pádua J., Hughes S.J., Cortes R.M.V., Varandas S., Holmes N. & Raven P. 2011. Adapting and adopting River Habitat Survey: problems and solutions for fluvial hydromorphological assessment in Portugal. *Limnetica* 30: 263–272
- ⁵⁵Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H. & Everard M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquat. Cons.: Mar. Fresh. Ecos.* 8: 477–499
- ⁵⁶Raven P.J., Holmes N., Pádua J., Ferreira J., Hughes S., Baker L., Taylor L. & Seager K. 2009. River Habitat Survey. In: *Southern Portugal, Results From 2009*, Environment Agency, Bristol
- ⁵⁷Cortes R.M.V., Oliveira S.V., Hughes S.J. & Ferreira M.T. 2008. Combining habitat and biological characterization: ecological validation of the River Habitat Survey. *Limnetica* 27: 39–56