

MARIA JOÃO FEIO  
VERÓNICA FERREIRA  
(EDS.)

IMPRESA DA  
UNIVERSIDADE  
DE COIMBRA  
COIMBRA  
UNIVERSITY  
PRESS

# RIOS DE PORTUGAL

COMUNIDADES,  
PROCESSOS E ALTERAÇÕES

## CAPÍTULO 8

### PEIXES

**Pedro R. Almeida<sup>1</sup>, Maria T. Ferreira<sup>2</sup>, Filipe Ribeiro<sup>3</sup>, Bernardo R. Quintella<sup>4</sup>,  
Catarina S. Mateus<sup>5</sup> & Carlos M. Alexandre<sup>6</sup>**

<sup>1</sup>MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente e Departamento de Biologia, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Portugal, pmra@uevora.pt

<sup>2</sup>Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, terferreira@isa.ulisboa.pt

<sup>3</sup>MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, fmvribeiro@gmail.com

<sup>4</sup>MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal e Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, bsquintella@fc.ul.pt

<sup>5</sup>MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal, csmateus@fc.ul.pt

<sup>6</sup>MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal, cmalexandre@fc.ul.pt

**Resumo:** Os peixes são organismos aquáticos que associamos de imediato aos rios, mas sobre os quais existe ainda muito desconhecimento. Neste capítulo damos a conhecer as espécies que existem em Portugal, como estão distribuídas no nosso território, que fatores ambientais determinam a sua ocorrência, que comportamentos exibem, que ameaças pairam sobre as suas populações, ou como podem ser utilizados como sentinelas para monitorizar o estado ecológico dos rios. São ainda descritas as principais características dos habitats dulciaquícolas portugueses e das associações piscícolas que

neles ocorrem, e discutidos quais os principais fatores ambientais que terão contribuído para a distribuição das espécies no nosso território. Face às pressões de natureza antrópica a que estão sujeitos, é dado destaque aos principais fatores de ameaça à conservação dos peixes dulciaquícolos e migradores, e às medidas de mitigação mais adequadas à sua proteção.

**Palavras-chave:** continuidade fluvial, endemismos, fatores de ameaça, migrações, padrões filogeográficos

## **1. Características gerais dos habitats dulciaquícolos portugueses**

### **1.1. Fatores ambientais que condicionam a distribuição dos peixes**

A presença de peixes numa massa de água depende da conjugação de inúmeros fatores ambientais, e não apenas da existência de água no estado líquido. Em primeiro lugar a qualidade da água em termos físico-químicos, ou seja, parâmetros como a quantidade de oxigénio dissolvido, a temperatura, o pH, a condutividade, a turbidez, entre outros, terão de ser compatíveis com a tolerância ambiental de cada espécie nos vários estádios de desenvolvimento do seu ciclo de vida (i.e., ovos, larvas, juvenis e adultos). Assim, focos de poluição orgânica e/ou química que provoquem desequilíbrios neste domínio podem inviabilizar a sobrevivência dos peixes em algumas linhas de água. Há outros fatores ambientais que também são determinantes na distribuição dos peixes numa bacia hidrográfica, designadamente, o escoamento total, o regime de caudais, o gradiente do leito, a granulometria do sedimento e a estrutura da galeria ripária. No fundo estamos a referir-nos a tudo aquilo que modela a estrutura e a complexidade dos habitats dulciaquícolos. A diversidade de habitats é fundamental

na estrutura e composição das diferentes associações piscícolas que encontramos ao longo de uma bacia hidrográfica. Na sua parte superior encontramos os chamados rios de montanha, caracterizados pelos elevados gradientes que promovem a existência de troços onde a velocidade da água é mais elevada e, conseqüentemente, o leito é constituído por blocos de pedra e sedimentos grosseiros, registam-se temperaturas reduzidas e muito boa oxigenação da água. A estes troços convencionou-se designar por “águas salmonícolas”. No outro extremo da bacia hidrográfica encontramos os rios de planície cujos leitos apresentam gradientes muito reduzidos e profundidades mais elevadas, o que associado às baixas velocidades de corrente contribuem para a existência de leitos ricos em sedimentos finos (i.e., areias e vasas). Estes troços de rio são designados por “águas ciprinícolas”. Para além dos fatores ambientais referidos, a distribuição dos peixes responde igualmente a outros fenómenos naturais que resultam da interação com outras espécies, designadamente, a predação e a competição.

Finalmente, as ações de natureza antrópica são também responsáveis pela distribuição atual das espécies piscícolas nas bacias hidrográficas, nomeadamente: (i) a introdução de espécies exóticas; (ii) a poluição de diversas origens (i.e., doméstica, industrial, agrícola); (iii) as obras de regularização (i.e., artificialização de margens, construção de barragens e açudes, dragagens); (iv) a exploração comercial de inertes; e (v) a pesca.

## **1.2. Ambientes lóticos vs ambientes lênticos**

Portugal continental era até ao início do século XIX representado, essencialmente, por corpos de água de natureza lótica, i.e., rios e ribeiros de água corrente. A construção de barragens e açudes promoveu a ocorrência de massas de água lênticas, i.e., de águas paradas. Por este motivo a fauna ictíca nativa é composta por espécies que

não estão adaptadas às condições ambientais das albufeiras, sendo comum a proliferação de espécies não indígenas (p.ex., carpa *Cyprinus carpio*, pimpão *Carassius auratus*, perca-sol *Lepomis gibbosus*, achigã *Micropterus salmoides*) nestes sistemas artificiais.

Do ponto de vista dos peixes, os ambientes lóticos apresentam uma diversidade de habitats que se coaduna com as necessidades ecológicas das várias espécies, permitindo-lhes completarem com sucesso o seu ciclo de vida. Particularmente importante é a existência de conectividade fluvial, que permite a algumas espécies de peixes, p.ex., efetuarem migrações reprodutoras e/ou migrações tróficas<sup>1</sup>.

Em contrapartida, as albufeiras constituem uma massa de água artificial fortemente condicionada pelo regime de exploração, o qual depende do tipo de uso principal da água armazenada (p.ex., abastecimento, agrícola, hidroelétrico). É frequente existirem oscilações acentuadas no volume armazenado, principalmente durante o período estival, e em anos de seca. A variação do nível de água afeta negativamente as plantas colonizadoras das margens, impedindo a constituição de uma mata ribeirinha que promova alguma diversidade de habitat na albufeira<sup>2</sup>. Por outro lado, a profundidade favorece a ocorrência de fenómenos de estratificação, sendo comum a existência de volumes de água fria e/ou com baixas concentrações de oxigénio nas zonas mais profundas das albufeiras<sup>3</sup>. Se a estas características adicionarmos ainda a fraca diversidade estrutural dos habitats existentes nas albufeiras, a ausência de locais de desova e a presença de peixes não indígenas piscívoros, facilmente concluimos que as albufeiras não são favoráveis à sobrevivência de muitas das espécies nativas.

### **1.3. Noção de contínuo ecológico**

O conceito de contínuo ecológico aplicado a um rio foi proposto por Vannote et al.<sup>4</sup>. De acordo com estes autores, a estrutura e o

funcionamento das comunidades biológicas respondem ao gradiente entre as cabeceiras e a foz, sendo influenciadas pela quantidade e tipo da matéria orgânica, ao seu transporte através do ecossistema aquático, à forma como é utilizada e ao seu armazenamento. A distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal de um rio obedece a esta lógica, observando-se um aumento da complexidade das associações piscícolas à medida que vamos progredindo para jusante, coincidindo com a maior produtividade observada nas zonas inferiores das bacias hidrográficas.

A continuidade fluvial é, porventura, uma das características mais importantes dos ecossistemas aquáticos. É através dela que as comunidades animais conseguem recolonizar uma área afetada por um qualquer fenómeno natural extremo (p.ex., seca prolongada, cheia). Os peixes evoluíram no sentido de otimizar a exploração dos diferentes nichos ecológicos proporcionados por esta continuidade natural, sendo frequente haver uma segregação espacial entre juvenis e adultos no sentido de diminuir a competição intraespecífica. A conetividade apresenta quatro componentes essenciais: longitudinal, lateral, vertical e temporal<sup>5</sup>. A conetividade longitudinal favorece as espécies migradoras diádromas (que para completar o seu ciclo de vida realizam migrações obrigatórias entre o mar e o rio) e potamódromas (que realizam migrações longitudinais e movimentos transversais exclusivamente em água doce, para reprodução, alimentação e refúgio) porque permite que os adultos alcancem os locais de desova que se situam nos troços de rio mais a montante, ou até mesmo em alguns afluentes. Por outro lado, a conetividade lateral, ou seja, a acessibilidade aos terrenos que ficam periodicamente inundados no leito de cheia, permite aos peixes a utilização de recursos tróficos que de outra forma lhes estavam vedados. São igualmente locais de abrigo muito favoráveis durante os períodos em que o rio apresenta um caudal muito forte. Também a conetividade vertical (i.e., ligação à água intersticial no leito do

rio) é importante, porque muitas espécies têm ovos bentônicos cujo desenvolvimento ocorre entre as partículas de sedimentos mais grosseiros, não sendo desejável que nesses locais haja deposição de sedimentos finos (p.ex., vasa). Finalmente, a continuidade temporal é fundamental uma vez que a qualidade ambiental que garante a sobrevivência das diferentes espécies de peixes deve ser perpetuada, para além de que as espécies piscícolas respondem de forma sincronizada ao ciclo natural dos fatores ambientais que caracterizam cada estação do ano. É esta conectividade que permite aos peixes procurar os locais ideais para a sua sobrevivência, particularmente quando sujeitos a situações extremas, quer sejam os períodos de cheias, quer sejam as épocas de secas severas. A diversidade de habitats propicia igualmente a existência de abrigos contra predadores, assim como a abundância de recursos tróficos, minimizando a competição intra e interespecífica.

#### **1.4. Rios permanentes e rios temporários**

Em Portugal, a influência do clima mediterrânico é particularmente evidente, diferenciando o sul do norte, e o interior do litoral, e estando na origem da variabilidade bioclimática e biofísica que habitualmente se observa entre as regiões hidrográficas de influência mais atlântica (i.e., Minho e bacias adjacentes) e aquelas de influência tipicamente mediterrânica (i.e., bacias hidrográficas localizadas na região sul do país). As bacias hidrográficas do centro e norte do país apresentam, no essencial, um regime hidrológico permanente que privilegia a ocorrência de espécies de peixes que não toleram reduções drásticas do escoamento superficial, particularmente quando ocorre a *secura* parcial de alguns troços do leito fluvial. Um exemplo são as lampreias (Família *Petromyzontidae*), pelo facto de a sua fase larvar ter uma duração de 4–5 anos, período

que passam enterradas no leito do rio. Estas bacias hidrográficas apresentam escoamentos muito significativos, sendo normalmente selecionadas pelas espécies migradoras anádromas (espécies que para completar o seu ciclo de vida realizam migrações entre o mar e o rio, reproduzindo-se obrigatoriamente no rio; p.ex., lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*; Figura 8.1a), sável (*Alosa alosa*; Figura 8.1b), truta-marisca (*Salmo trutta*) que aqui encontram as condições ideais para completar o seu ciclo de vida).

A transição biofísica latitudinal que resulta dos diferentes regimes hidrológicos<sup>6</sup> está associada a um dos fenómenos ambientais que mais condiciona as associações piscícolas nas regiões mediterrânicas, i.e., a secura estival dos cursos de água e a consequente degradação das condições ambientais a que as diferentes espécies estão sujeitas durante 3–5 meses por ano<sup>7</sup>. Com a interrupção do escoamento superficial formam-se reservatórios de água nas depressões do leito (“pegos”), transformando um corpo de água de características lóticicas, numa sucessão de pequenas massas de água com características lênticas. Este cenário provoca uma alteração profunda na estrutura e funcionamento do ecossistema fluvial, havendo uma redução do número de espécies à medida que a severidade da intermitência aumenta<sup>8</sup>. Os pegos são considerados como refúgios estivais para os organismos aquáticos que posteriormente colonizam o sistema lótico, ano após ano, quando o rio enche e a continuidade hídrica é restituída.

Nas regiões onde estes fenómenos ocorrem naturalmente, as comunidades biológicas evoluíram de forma a poderem recuperar destes episódios de intermitência de escoamento superficial, beneficiando das oportunidades que o restabelecimento da continuidade oferece através da recolonização de habitats. Contudo, as perturbações de origem antrópica (poluição, fragmentação de habitat, sobrepesca) comprometem a capacidade de recuperação das comunidades, particularmente, das populações piscícolas<sup>8</sup>.



## **2. Caracterização das associações piscícolas**

### **2.1. Aspetos filogeográficos**

A Península Ibérica é um importante reduto de biodiversidade e as muitas espécies de peixes dulciaquícolas são uma prova viva dessa riqueza natural<sup>9</sup>. Em Portugal existem 28 espécies piscícolas endémicas. São várias as causas que contribuem para esta diversidade, influenciando os padrões filogeográficos da ictiofauna dulciaquícola. Fatores relacionados com a geomorfologia dos sistemas de água doce foram determinantes na organização da rede hidrográfica atual, a qual data de um período recente à escala geológica (i.e., Plio-Pleistocénico). O isolamento reprodutor provocado pelas diferentes bacias hidrográficas conduziu a processos de especiação dos quais resultaram um elevado número de endemismos com áreas de distribuição muito restritas. As glaciações foram igualmente determinantes na composição ictiofaunística atual e na existência de linhagens únicas nesta região, uma vez que a permanência em penínsulas do sul durante os longos períodos de tempo das eras glaciares, favoreceu a acumulação de variabilidade genética<sup>10</sup>. Os peixes estritamente dulciaquícolas apresentam uma estrutura filogeográfica complexa, visto não se dispersarem naturalmente entre bacias hidrográficas independentes. Por este motivo a distribuição das linhagens deste grupo tende a refletir a história geológica das próprias bacias, em detrimento de eventuais padrões de dispersão e/ou fatores contemporâneos (p.ex., clima), podendo considerar-se a existência de 11 províncias biogeográficas para os peixes dulciaquícolas ibéricos<sup>11</sup>.

Em Portugal, os ciprinídeos e as lampreias são exemplos de grupos bem estudados ao nível filogeográfico, contribuindo para tal a utilização de ferramentas moleculares e as evidências geológicas. A título de exemplo refira-se a existência de quatro áreas ictio-

geográficas na Península Ibérica para três géneros de ciprinídeos, *Squalius*, *Iberochondrostoma* e *Luciobarbus*<sup>12</sup>; e no caso do género *Lampetra* (Petromyzontidae) a identificação de linhagens evolutivas restritas a Portugal<sup>13,14</sup>, designadamente a lampreia do Nabão (*L. auremensis*<sup>15</sup>), uma espécie descrita recentemente que se distribui apenas na sub-bacia do rio Nabão, afluente da margem direita do rio Tejo, sendo genética e morfológicamente distinta da sua congénere (*L. planeri*) ocorrente nos tributários da margem esquerda.

## 2.2. Águas salmonícolas vs águas ciprinícolas

Tal como a restante fauna aquática, os peixes encontram-se distribuídos pelos diversos habitats consoante as suas características hidrogeomorfológicas e ecológicas procurando as condições adequadas à sua sobrevivência. Tendo em conta a composição e abundância piscícola existente nos cursos de água nacionais, bem como a relação entre os requisitos e tolerâncias ambientais das diferentes espécies de peixes<sup>16</sup>, é possível classificar os diferentes cursos de água em:

1. *Águas salmonícolas*: as águas onde habitam ou poderão habitar, de forma predominante, espécies piscícolas da família Salmonidae (i.e., trutas e salmões), que se localizam sobretudo nas regiões hidrográficas mais a norte do país (p.ex., Minho, Lima, Cávado) e nas regiões montanhosas do norte e centro do país (i.e., Douro, Vouga, Mondego e Tejo). São caracterizadas por um gradiente fluvial mais elevado, regime de caudal permanente, águas límpidas, frias e muito oxigenadas, e substrato composto por uma granulometria mais grosseira;
2. *Águas ciprinícolas*: as águas onde predominantemente habitam, ou têm capacidade para habitar, espécies piscícolas da família Cyprinidae (p.ex., escalos, bogas, barbos, bordalos), que se lo-

- calizam sobretudo nas bacias hidrográficas a sul do país (p.ex., Tejo, Sado e Guadiana), em cursos de água de menor declive, com um regime hidrológico frequentemente intermitente, águas mais turvas, de temperatura mais elevada e menor oxigenação;
3. *Águas de transição*: águas onde habitam ou podem habitar, simultânea e equitativamente, espécies de salmonídeos e ciprinídeos. Estes cursos de água apresentam geralmente características biofísicas mais diversificadas e intermédias às descritas para as outras duas tipologias, localizando-se sobretudo na região Centro de Portugal (i.e., zona norte das bacias do Tejo, Mondego, Vouga e Douro).

Apesar das nítidas diferenças abióticas e biológicas entre as diferentes regiões hidrográficas, a atribuição desta classificação, em termos legais, às diferentes massas de água lóticolas nem sempre é simples. Em Portugal esta tarefa é da responsabilidade do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). A classificação legal das massas de água piscícolas numa das três tipologias descritas tem uma ampla aplicação no ordenamento e gestão da pesca recreativa e desportiva nas águas interiores. Até ao momento estão classificados em Portugal 81 segmentos de rio para monitorização piscícola: 35 correspondem a “Águas Salmonícolas” (extensão total de 1133,5 km) e 46 relativos a “Águas Ciprinícolas” (extensão total de 3036,5 km) (Diretiva 2006/44/CE, de 6 de setembro de 2006).

### **2.3. Principais famílias de peixes ocorrentes em água doce**

Os peixes são um grupo complexo pela diversidade de espécies que apresenta, uma fração das quais possui um estatuto de ameaça relevante, enquanto um pequeno grupo é alvo de intensa exploração comercial. De facto, a par do seu inquestionável contributo para a biodiversidade dos

ecossistemas aquáticos, os peixes sustentam uma importante atividade económica associada à pesca recreativa e profissional.

Os rios portugueses são povoados por cerca de 64 espécies de peixes, com representantes de 21 famílias distintas. A família Cyprinidae é aquela que apresenta um maior número de representantes, com 29 espécies repartidas por barbos, bogas, escalos, bordalo, carpa e alborno, entre outras. A segunda família mais representada nos nossos rios é a família das lampreias, Petromyzontidae, com seis espécies, sendo a mais emblemática e conhecida a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*; Figura 8.1a). Com três espécies cada, outras duas famílias destacam-se neste contexto: os verdemãs (Cobitidae) e as trutas e salmões (Salmonidae). Existem ainda outras 17 famílias de peixes que ocorrem nos rios de Portugal, cinco das quais com duas espécies cada (i.e., Mugilidae, Centrarchidae, Clupeidae, Ictaluridae e Percidae), e as restantes 12 apresentam uma única espécie em território nacional (Figura 8.1).

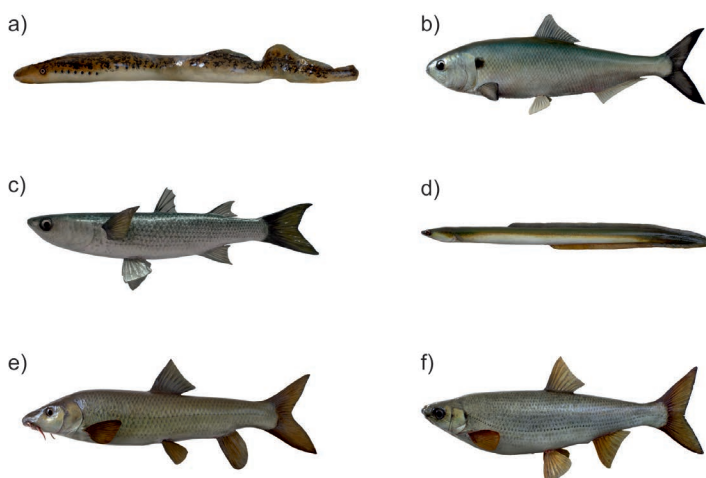


Figura 8.1. Exemplos de famílias de peixes ocorrentes nos nossos rios a) Petromyzontidae (lampreia-marinha *Petromyzon marinus*); b) Clupeidae (sável *Alosa alosa*); c) Mugilidae (muge *Chelon ramada*); d) Anguillidae (enguia-europeia *Anguilla anguilla*); Cyprinidae; e) barbo-comum *Luciobarbus bocagei*, f) boga-comum *Pseudochondrostoma polylepis*.

Fotografias: Luísa Baeta/Widegris. Os peixes não estão à escala.

### 2.3.1. Espécies nativas

Os ecossistemas dulciaquícolas europeus albergam cerca de 600 diferentes espécies de peixes<sup>17</sup>. Os rios das penínsulas meridionais da Europa apresentam uma elevada riqueza piscícola, contendo mais de 80 espécies nativas (p.ex., Smith & Darwall<sup>9</sup>). Estas penínsulas do sul da Europa contêm igualmente um elevado número de espécies endémicas e, considerando a sua pequena área relativa ao continente europeu, são classificadas como *hotspots* de biodiversidade<sup>9,18</sup>. Em Portugal, existem 45 espécies de peixes nativos, sendo que 28 espécies são endémicas da Península Ibérica e destas, 10 espécies ocorrem exclusivamente em Portugal (endemismos lusitânicos). As restantes 17 são espécies residentes com uma distribuição mais alargada, como por exemplo o caboz-de-água doce, *Salaria fluviatilis*, que ocorre exclusivamente nos rios que drenam para o Mediterrâneo; ou são espécies migradoras cuja distribuição natural é continental, como o caso do sável. Dos 10 endemismos lusitânicos, sete são ciprinídeos pertencentes a diferentes grupos: os ruivacos pertencentes ao género *Achondrostoma* (2 espécies), as bogas-de-boca-curva do género *Iberochondrostoma* (3 espécies), e os escalos do género *Squalius* (2 espécies). Os restantes três endemismos nacionais são três espécies de lampreias pertencentes ao género *Lampetra*, que foram recentemente descritas por Mateus et al.<sup>15</sup> (*L. alavariensis*, *L. auremensis* e *L. lusitanica*) e que apresentam uma distribuição restrita a pequenas áreas de quatro bacias hidrográficas portuguesas. De uma forma geral, quase todas estas espécies endémicas de Portugal apresentam uma distribuição muito restrita em termos espaciais, como são os casos da boga-de-boca-arqueada de Lisboa (*Iberochondrostoma olisiponensis*)<sup>19</sup>, da lampreia do Nabão (*L. auremensis*)<sup>15</sup> ou do escalo do Arade (*S. aradensis*)<sup>20</sup>.

### 2.3.2. Espécies não indígenas

Nos ecossistemas dulciaquícolas de Portugal foram introduzidas 21 espécies piscícolas que neste momento apresentam populações estabelecidas, sendo duas delas nativas em Portugal mas introduzidas em regiões do país onde não ocorrem naturalmente, como é o caso da boga-comum (*Pseudochondrostoma polylepis*; Figura 8.1f) que foi introduzida na bacia do Arade<sup>21</sup>, e o ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*) introduzido nas lagoas vulcânicas de São Miguel (Açores) no século XIX<sup>22</sup>. Dezanove espécies são provenientes de outras regiões, da Europa (10 espécies), da América do Norte (7 espécies), da Ásia e da América do Sul (uma espécie cada). A grande maioria são ciprinídeos, porém existem outras famílias com espécies maioritariamente predadoras<sup>23</sup>. Atualmente, assiste-se a uma taxa de estabelecimento de uma nova espécie não indígena a cada dois anos, ou seja, na última década foram confirmadas cinco novas espécies de peixes introduzidos em Portugal: o siluro (*Silurus glanis*) cerca de 2006, o gardon (*Rutilus rutilus*) cerca de 2007, o pimpão-cinzento (*Carassius gibelio*) cerca de 2012, o peixe-gato-moteado (*Ictalurus punctatus*) cerca de 2012, e a perca-europeia (*Perca fluviatilis*) cerca de 2013<sup>24-27</sup>. As espécies de maior carácter invasor, isto é, espécies com uma distribuição mais ampla e maior abundância nos ecossistemas dulciaquícolas, são a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), a perca-sol, o góbio (*Gobio lozanoi*) e o alburno (*Alburnus alburnus*). Porém, existem outras espécies que poderão causar reduções consideráveis no efetivo populacional dos restantes peixes através da predação, como são os casos do lucioperca (*Sander lucioperca*), do achigã e do lúcio (*Esox lucius*)<sup>28</sup>.

### 2.3.3. Espécies migradoras (diádromas e potamódromas)

Os peixes migradores deslocam-se entre ambientes aquáticos distintos para completarem o seu ciclo de vida. Estas migrações podem ser

realizadas para locais de reprodução, de alimentação ou de refúgio. As espécies migradoras que ocorrem nos ecossistemas dulciaquícolas dividem-se em dois grandes grupos: (i) os migradores potamódromos que realizam deslocações longitudinais e laterais exclusivamente em água doce, e (ii) os migradores diádromos que migram entre ambientes com características distintas, designadamente, o rio e o mar. Em Portugal existem nove espécies de migradores potamódromos, oito da família Cyprinidae, nomeadamente os barbos (*Luciobarbus bocagei* - Figura 8.1e, *L. comizo*, *L. microcephalus*, *L. sclateri*, *L. steindachneri*) e as bogas (*Pseudochondrostoma duriense*, *P. polylepis* e *P. willkommii*), e uma da família Salmonidae, a truta-de-rio (*Salmo trutta*).

Os migradores diádromos têm duas fenologias distintas, as espécies que se reproduzem no rio (i.e., anádromas) e as que se reproduzem no mar (i.e., catádromas). Em Portugal existem seis espécies anádromas, duas da família Petromyzontidae, a lampreia-de-rio *Lampetra fluviatilis* e a lampreia-marinha, duas da família Clupeidae, o sável e a savelha (*Alosa fallax*), e duas da família Salmonidae, a truta-marisca e o salmão do Atlântico (*Salmo salar*). As três espécies catádromas que ocorrem em Portugal são a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*; Figura 8.1d) da família Anguillidae, o muge (*Chelon ramada*; Figura 8.1c) da família Mugilidae e a solha-das-pedras (*Platichthys flesus*) da família Pleuronectidae.

### **3. Ameaças à conservação dos peixes nativos e medidas de mitigação**

#### **3.1. Perda de habitat**

A biodiversidade ictiofaunística dos rios europeus está a diminuir consideravelmente, sendo os peixes classificados atualmente como o

grupo de vertebrados mais ameaçado deste continente. Das cerca de 522 espécies descritas, 200 estão ameaçadas de extinção e 12 estão extintas de acordo com os critérios definidos pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN)<sup>17</sup>. Em Portugal, os peixes continentais enfrentam uma situação preocupante. Das 35 espécies avaliadas pela última revisão do Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal, 63% foram classificadas numa das três categorias de ameaça<sup>29</sup>, com destaque para os endemismos ibéricos. Os critérios que mais contribuíram para esta classificação estão relacionados, sobretudo, com a progressiva redução do efetivo populacional e a exígua área de distribuição geográfica.

Ao longo do século XX foram construídas em Portugal inúmeras infraestruturas hidráulicas como barragens (cerca de 250) e açudes (muitos não estão cadastrados; estima-se que serão na ordem dos milhares) que constituem, muito provavelmente, o impacto antrópico que mais contribuiu para o empobrecimento piscícola dos nossos rios. Estes impactos podem resultar na diminuição da abundância ou no desaparecimento e, em casos extremos, até na extinção de espécies e/ou populações<sup>30</sup>.

A presença de açudes e barragens constitui um obstáculo à livre circulação piscícola. É sabido que algumas espécies de peixes efetuam migrações entre o mar e o rio (i.e., espécies diádromas) ou apenas em ambiente dulciaquícola (i.e., espécies potamódromas), e que por isso dependem da continuidade longitudinal dos sistemas fluviais para completarem os seus ciclos de vida. Estes obstáculos podem ter um efeito particularmente nocivo para as espécies diádromas ao promoverem uma perda direta de habitat disponível e impedirem o acesso a áreas de alimentação e/ou reprodução que são essenciais para a manutenção das populações piscícolas. Estima-se que a perda de habitat para a lampreia-marinha na Península Ibérica durante o último século foi de, aproximadamente, 80% do habitat historicamente disponível<sup>31</sup>. O mesmo sucedeu com a



enguia-europeia que ocupa atualmente apenas 20% da sua área de distribuição geográfica cientificamente documentada<sup>32</sup>.

As passagens para peixes têm sido utilizadas como uma medida de mitigação do efeito barreira, devendo para tal garantir a passagem das espécies migradoras para montante e/ou jusante de forma eficiente. Em Portugal, a grande maioria dos obstáculos não está dotado de uma passagem para peixes, para além de que muitos dos dispositivos construídos, ou não estão em funcionamento, ou não se adequam às espécies-alvo<sup>33</sup>. A passagem para peixes construída no Açude-Ponte de Coimbra, inaugurada em 2011, é considerada um exemplo do que pode ser feito para mitigar o efeito de barreira provocado por infraestruturas hidráulicas<sup>34</sup>, sendo utilizada anualmente por cerca de 1,5 milhões de peixes. A monitorização das passagens para peixes é crucial para otimizar a sua eficiência para todas as espécies-alvo.

Nos rios mediterrânicos, designadamente nos cursos de água do sul de Portugal, a construção de barragens para aproveitamento hidroelétrico, controlo de cheias e derivação ou abastecimento são responsáveis pela regularização do regime natural de caudais, o que faz com que a variação do caudal perca, em parte, o seu típico carácter sazonal e, por vezes, torrencial. Em barragens destinadas à produção hidroelétrica, existe uma variação diária do caudal associada aos períodos de turbinagem, o chamado *hydropeaking*. Esta forma extrema de alteração do regime natural de caudais é mais prevalente em rios de carácter atlântico, localizados principalmente no norte e centro do país. O *hydropeaking* provoca constantes e irregulares flutuações do nível da água do rio, promovendo uma exposição acrescida do leito do rio, alterações constantes na profundidade, na velocidade de corrente e modificações no grau de arrastamento de sedimentos e vegetação<sup>35</sup>. No caso dos peixes, em particular, estas rápidas e frequentes variações no escoamento podem reduzir a quantida-

de e qualidade do habitat disponível<sup>36,37</sup> e, em casos extremos, mortalidade por dessecação ou asfixia quando a área molhada diminui rapidamente<sup>38</sup>. A previsibilidade dos caudais é crítica do ponto de vista ecológico, uma vez que os ciclos de vida dos organismos aquáticos estão preparados para evitar, ou explorar, cheias de magnitude variada.

A poluição aquática é um dos fatores de ameaça à ictiofauna dos rios portugueses. Alმაça<sup>39</sup> destacou o rio Tejo como sendo um dos sistemas mais poluídos a nível nacional, situação que não se alterou desde então. Nos últimos 30 anos foi realizado um investimento considerável em Portugal no tratamento de águas residuais domésticas e industriais (poluição pontual). De fato, em 2009 cerca de 74% da população portuguesa estava coberta por sistemas de tratamento de águas residuais (Fonte: PORDATA). A desindustrialização do país durante o período pós 25 de abril, sobretudo na região norte, levou a uma estabilização dos níveis de poluição, ou até mesmo a uma diminuição da carga poluente introduzida nas linhas de água, situação verificada nos rios Ave e Cávado. Por outro lado, o abandono gradual da agricultura na sequência da entrada de Portugal para a União Europeia, permitiu uma redução da poluição difusa que acabaria por atingir os rios por fenómenos de escorrência. No entanto, a redução da disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas portuguesas, em particular a sul do Tejo, pode conduzir a situações críticas durante o período de estiagem fruto da redução da capacidade de diluição do meio aquático. As alterações globais, e a redução da pluviosidade, têm contribuído para o agravamento dos níveis de poluição no troço português do rio Tejo, bem como a retenção de caudais em Espanha. A informação disponível relativamente à qualidade físico-química da água apresenta lacunas, e urge garantir sistemas de monitorização que permitam um acompanhamento eficaz da qualidade da água dos nossos rios.

### 3.2. Sobrepesca e furtivismo

A pesca profissional nos rios portugueses é sobretudo dirigida aos peixes diádromos porque são aqueles que possuem um valor comercial mais elevado. Dentro deste grupo de peixes, destaca-se a pesca das espécies anádromas como a lampreia-marinha e o sável que têm sido pescados ao longo de séculos durante a migração reprodutora para montante, sobretudo pela sua importância gastronómica. A atividade pesqueira dirigida às espécies anádromas é concentrada entre os meses de janeiro a maio, com particular intensidade entre fevereiro e abril, período que abrange os picos de atividade migratória destas espécies<sup>40</sup>. Esta concentração no tempo e no espaço dos reprodutores ao entrarem nas principais bacias hidrográficas nacionais, faz com que a atividade pesqueira, quando desenvolvida de forma desregrada, tenha um impacto significativo na sustentabilidade das populações destas espécies piscícolas.

A gestão sustentável da pesca dirigida aos diádromos, de forma a compatibilizar a conservação de espécies consideradas ameaçadas com a sua exploração económica, depende necessariamente de uma boa base de informação da atividade pesqueira e de monitorizações biológicas regulares que garantam o acompanhamento da evolução dos *stocks*. É sabido que as estatísticas oficiais de pesca referentes a estas espécies não refletem a realidade, com registos de capturas que correspondem apenas uma quota-parte do manancial que é desembarcado. Para além da pesca profissional, as atividades furtivas podem atingir uma expressão muito significativa no que respeita ao número de efetivos capturados de forma ilegal. Em anos hidrológicos secos estimou-se que no rio Vouga o furtivismo dirigido à lampreia-marinha era responsável pela captura de 76% dos animais<sup>41</sup>.

Desde 2011 que tem sido desenvolvido nas zonas de pesca profissional do rio Mondego um projeto piloto que procura potenciar o investimento que foi efetuado nos últimos anos o qual visou a recu-

peração de habitat para as espécies diádromas. Este projeto alicerçado no restabelecimento da continuidade longitudinal com a construção de várias passagens para peixes, procura implementar um modelo de gestão que visa a exploração sustentável destes recursos haliêuticos. Pela primeira vez em Portugal, foram harmonizados os regulamentos da pesca profissional nas jurisdições marítima e dulciaquícola. O sucesso desta medida assenta numa política participada que envolveu os pescadores e as suas associações profissionais, e a administração responsável pela regulamentação desta atividade profissional. Espera-se que no futuro esta iniciativa possa evoluir para um modelo de cogestão. A interrupção da atividade da pesca com a introdução de um defeso intercalar no pico de migração destas espécies, demonstrou ser uma medida que garante a chegada de uma fração importante da população de reprodutores às áreas de desova. Esta abordagem integrada no rio Mondego tem tido uma elevada eficácia ao nível da recuperação das populações piscícolas que se materializa, por exemplo, num aumento de aproximadamente 100 vezes, entre 2011 e 2017 na abundância de larvas de lampreia-marinha em troços que passaram a estar disponíveis a partir da construção da passagem para peixes do Açude-Ponte de Coimbra em 2011.

No que respeita ao furtivismo, talvez a situação mais problemática a este nível nos rios portugueses seja a pesca ilegal de enguia de vidro com redes de meixão (botirões, i.e., panos de rede com malha muito fina em forma de saco) que os pescadores atravessam de um lado ao outro do rio nos troços inferiores onde ainda se faz sentir o efeito da maré. A pesca dirigida, a esta fase do ciclo de vida da enguia, só é permitida no rio Minho e utilizando outra arte de pesca, i.e., a tela e a rapeta. No entanto, e apesar de ilegal, é praticada de forma recorrente em vários rios nacionais com particular incidência nos rios Mondego e Tejo. Os impactos deste tipo de atividade ultrapassam em muito a mortalidade direta sobre as enguias, uma vez que são capturados juvenis de inúmeras espécies

marinhas que utilizam os estuários como áreas de viveiro, assim como juvenis de espécies diádromas (p.ex., lampreia-marinha, sável).

### 3.3. Processos de introdução e dispersão de espécies não indígenas

Os peixes não indígenas têm sido introduzidos nas águas ibéricas desde o século XVIII, sendo muito provável que a carpa corresponda à primeira introdução em Portugal. Esta espécie foi inicialmente trazida para a Península como espécie ornamental, mas era simultaneamente usada como fonte de alimento pelas ordens religiosas, para suprir as necessidades alimentares dos monges durante os períodos de jejum<sup>42,43</sup>.

A pesca recreativa é o principal motivo para a introdução e dispersão das espécies não indígenas em Portugal, sendo seguido por espécies usadas para fins ornamentais<sup>23</sup>. A introdução de novas espécies para o desenvolvimento da pesca recreativa, começou no final do século XIX na Estação Aquícola Nacional de Vila do Conde, onde foram introduzidas espécies como a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) e a truta-de-riacho (*Salvelinus fontinalis*), esta última sem sucesso<sup>44</sup>. Outras espécies foram introduzidas oficialmente noutras bacias hidrográficas para o desenvolvimento da pesca recreativa, como foi o caso do achigã ou da tenca (*Tinca tinca*)<sup>44</sup>. Nos dias de hoje, apenas se fazem repovoamentos oficiais (pelas autoridades competentes, i.e., ICNF) de espécies já existentes no território nacional e, na sua larga maioria, a truta-de-rio, a truta-arco-íris e a carpa. Porém, na última década foram detetados cinco novos peixes não indígenas em Portugal, introduzidos ilegalmente e com interesse piscatório, comprovando que estas introduções são realizadas *ad hoc* por pescadores lúdicos, sem qualquer controlo.

Em Portugal continental foram introduzidas sete espécies piscícolas por motivos ornamentais, especificamente o pimpão, o fundulo

(*Fundulus heteroclitus*), a perca-sol, o chanchito (*Australoheros facetus*), o barbo-prateado (*Barbonymus schwanenfeldii*), o pacu (*Piaractus* sp.) e o pangasio (*Pangasius* sp.); a presença destas três últimas espécies foi detetada uma única vez. Porém é previsível, que num futuro próximo alguma espécie vendida em lojas de aquarofilia possa ocorrer nos rios de Portugal devido à crescente popularidade desta atividade<sup>45,46</sup>.

Uma das espécies mais amplamente distribuída em Portugal continental é a gambúsia. Este peixe de pequenas dimensões tem sido utilizado mundialmente para o combate ao paludismo, através da predação de larvas de mosquito. A gambúsia foi primeiramente detetada em Portugal no Baixo Tejo, numa região de incidência de malária na década de 1930<sup>47</sup>, tendo sido posteriormente dispersa pelos serviços oficiais na década de 1940<sup>44</sup> e atualmente ocorre em todas as bacias hidrográficas.

Os impactos dos peixes não indígenas podem fazer-se sentir a diferentes níveis organizacionais dos ecossistemas, desde os genes (p.ex., hibridação), passando pelos indivíduos (p.ex., competição), ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos (p.ex., qualidade ecológica dos rios)<sup>28</sup>.

Hibridação entre espécies não indígenas e nativas, tem ocorrido principalmente entre o alburno e o escalo do Sul (*Squalius pyrenaicus*), ou entre o alburno e o bordalo (*S. alburnoides*)<sup>48</sup>, sendo comum encontrarem-se híbridos nos rios do sul. São muito raros os exemplos de transmissão de doenças e parasitas, sendo o único exemplo documentado o nemátode não-nativo (*Anguillicola crassus*) que ocorre em populações portuguesas de enguia-europeia. Este nemátode foi transmitido através de stocks de aquacultura de enguia-japonesa (*A. japonica*) na Europa Central e compromete a capacidade natatória da enguia<sup>49</sup> e o sucesso reprodutor associado com a longa migração para o Mar dos Sargaços. Um estudo recente mostra que a perca-sol e o chanchito conseguem competir melhor e

mais eficientemente pelos recursos tróficos relativamente ao escalão do Sul<sup>50</sup>. Em contrapartida, os efeitos da predação do achigã sobre as espécies de peixes nativos não são conclusivos<sup>51,52</sup>. Atualmente, não existem estudos sobre os efeitos dos peixes não indígenas sobre os bens e serviços dos ecossistemas. Porém, em Espanha, está demonstrado que algumas espécies não indígenas como a carpa e o alburno diminuem a qualidade de água das barragens, bem como afetam a composição da comunidade de zooplâncton<sup>53,54</sup>.

### **3.4. Aquecimento global**

O aquecimento global irá aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos aos fatores de ameaça já existentes, podendo ser particularmente exacerbados nos rios inseridos nas regiões de clima mediterrânico. Em 2013, Filipe et al.<sup>55</sup> referem que possivelmente haverá uma menor disponibilidade hídrica, devido ao aumento da temperatura do ar e à diminuição da precipitação anual média, conduzindo a alterações hidrológicas de âmbito extremo (i.e., prolongamento de seca extrema ou ocorrência de cheias). Estes eventos climáticos poderão mudar a composição e a estrutura das comunidades piscícolas como resposta ao aquecimento da água, à redução da disponibilidade hídrica e, conseqüentemente, à perda do seu habitat. Segurado et al.<sup>56</sup> estimam que, no rio Tâmega, as alterações climáticas poderão levar a uma grande contração da área de distribuição da truta-de-rio, e alterar a distribuição de várias outras espécies podendo haver reduções no número de espécies das comunidades piscícolas, sobretudo no troço principal.

De uma forma geral, as espécies mais características de rios salmonícolas poderão apresentar maiores contrações da sua área de distribuição e diminuições do seu efetivo populacional. A truta-de-rio é uma destas espécies e, de facto, Clavero et al.<sup>57</sup> consideram que as

alterações climáticas poderão levar a uma redução em cerca de 40% da área de distribuição desta espécie em Espanha até ao ano de 2050. Outras espécies poderão ver diminuída a sua área de distribuição, uma vez que estão associadas a águas mais frias, como a verdemã do Norte (*Cobitis calderoni*) ou como o esgana-gata (*Gasterosteus aculeatus*). Por outro lado, algumas das espécies não indígenas poderão ver a sua área de distribuição ampliada uma vez que apresentam maiores tolerâncias a elevadas temperaturas, como é o caso do chanchito<sup>50</sup>.

#### **4. Utilização dos peixes como indicadores de qualidade ecológica**

##### **4.1. Resposta dos peixes à degradação do ambiente aquático**

No último século, a intensificação das atividades de origem antrópica nos ecossistemas aquáticos tem exercido uma influência negativa nas comunidades de peixes dulciaquícolas. Alguns dos efeitos nocivos, visíveis nas alterações da composição, abundância e estrutura das comunidades, relacionam-se com descargas poluentes enquanto outros estão associados a alterações na hidrologia, modificações do mosaico de habitats e degradação das fontes de alimento e energia das quais dependem estas populações de peixes. É esta relação causa-efeito que suporta a utilização deste grupo como indicador biológico<sup>58</sup>. No âmbito da implementação da DQA em Portugal<sup>59</sup>, a ictiofauna é um dos elementos de qualidade requerido para a determinação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos continentais (Capítulo 14).

Com um grande desenvolvimento nos últimos 30 anos, o estudo das características das comunidades de peixes dulciaquícolas tem sido frequentemente utilizado para medir o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos<sup>60</sup>. A utilização dos peixes como organismos indicadores de qualidade ecológica em programas de monitorização



apresenta numerosas vantagens<sup>60-62</sup>, tais como: (i) ubiquidade; (ii) persistência e rápida recuperação face a perturbações naturais; (iii) representatividade em habitats muito distintos e de diferente hidrogeomorfologia; (iv) comportamento migratório de algumas espécies, que as torna boas indicadoras da conectividade fluvial; (v) ocupação de uma grande variedade de níveis tróficos, refletindo os efeitos ambientais a todos os níveis da cadeia alimentar; (vi) longevidade (algumas espécies podem viver durante 10 ou mais anos), que permite integrar alterações que se desenvolvem em períodos de tempo relativamente extensos; (vii) possibilidade de patologias anatómicas externas como resultado da ação de agentes poluentes; (viii) elevado conhecimento da sua taxonomia, ecologia e ciclos de vida; (ix) identificação e medição dos indivíduos podem ser realizadas no campo, devolvendo-se de seguida os animais à água, o que resulta numa elevado custo-benefício como bioindicadores; e (x) valor económico de algumas espécies que são consideradas importantes recursos pelas populações humanas.

No entanto, apesar de ser reconhecido na generalidade como um grupo biológico bastante sensível na determinação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, o estudo dos agrupamentos ictiofaunísticos com este propósito só é realmente eficiente quando realizado de modo conjunto e complementar, em estudos de monitorização que contemplem a avaliação de outros indicadores biológicos, químicos e físicos<sup>60</sup>. Tendo em conta a complexidade das associações piscícolas dulciaquícolas e a variabilidade em termos dos seus ciclos de vida, existem várias características responsivas (i.e., métricas) que podem ser tidas em conta para determinação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos com base neste grupo biológico. No entanto, e de acordo com o Anexo V da DQA, são três os atributos principais destas comunidades que devem ser tidos em conta nos respetivos programas de monitorização: (i) a composição, (ii) a abundância e (iii) a estrutura etária.

## 4.2. Índices de integridade piscícola

O primeiro índice de integridade biótica (IIB), baseado na ictiofauna, foi proposto em 1981 por James Karr e inclui 12 métricas que avaliam as associações piscícolas em cursos de água temperados a dois níveis distintos, nomeadamente, em termos de composição e riqueza de espécies, e relativamente a diversos fatores ecológicos que lhes estão associados (p.ex., o nível trófico dos peixes presentes em determinado local, a presença de indícios de stresse fisiológico)<sup>61</sup>.

A generalidade dos índices biológicos atualmente utilizados e baseados nas associações piscícolas apresentam uma natureza multimétrica, considerando uma série de parâmetros representativos das características estruturais e funcionais dessas associações piscícolas<sup>61,63</sup>. Estas métricas agrupam-se, regra geral, em dois grandes conjuntos: (i) abundância de espécies indicadoras, quer pela sua existência quer pela sua tolerância/intolerância específica; e (ii) grupos de espécies com características próximas em termos de ecologia funcional (i.e., alimentação, reprodução e habitat)<sup>63</sup>.

O cálculo dos vários índices e a subsequente determinação e classificação do estado ecológico dos locais avaliados segue, de uma maneira geral, um procedimento semelhante, comparando-se, para cada local a avaliar, o valor obtido em cada uma das métricas com o seu valor estabelecido *a priori* como referência.

A aplicação de um qualquer índice de qualidade ecológica pressupõe: (i) a definição dos tipos fluviais existentes (com diferente composição piscícola) e da sua comunidade piscícola de referência; (ii) a existência de um gradiente de perturbação que permita selecionar as métricas mais responsivas para cada caso; e (iii) a definição de fronteiras de classe (subjetivas) baseadas na distribuição dos valores do índice. Quando os índices são usados

a um nível internacional, é ainda necessário um exercício de intercalibração, para que os resultados obtidos sejam comparáveis para os diferentes países/regiões.

Ao longo dos últimos anos, sobretudo após a implementação da DQA, são vários os índices multimétricos baseados na comunidade piscícola que têm vindo a ser desenvolvidos com o intuito de classificar o estado ecológico das linhas de água, atendendo às especificidades das respetivas ecorregiões, designadamente:

1. Índice de Integridade Biológica IIB: adaptações para as bacias do Guadiana e Tejo<sup>63,64</sup>;
2. EFI – *European Fish Index*<sup>65</sup>;
3. IPP – Índice Piscícola Português<sup>66</sup>;
4. F-IBIP – Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental<sup>67</sup>

Para efeitos da aplicação da DQA, o F-IBIP (Capítulo 14) é o índice oficial português, tendo sido intercalibrado para a região mediterrânea em 2013.

## 5. Outras leituras

Reabilitação dos habitats de peixes diádromos na bacia hidrográfica do Mondego, Portugal: [http://www.rhpdm.uevora.pt/index\\_pt.html](http://www.rhpdm.uevora.pt/index_pt.html)

Life Águeda: [www.life-agueda.uevora.pt](http://www.life-agueda.uevora.pt)

GameFish – Gestão e promoção da pesca recreativa em Albufeiras da Região Mediterrânica: <http://www.gamefish.uevora.pt/>

Reabilitação do Mondego para peixes diádromos: <https://www.youtube.com/watch?v=LMNK-Omzom4>

Fish Atlas: <https://www.fishatlas.net/>

Life Saramugo: [www.lifesaramugo.lpn.pt/](http://www.lifesaramugo.lpn.pt/)

F-IBIP – índice piscícola de integridade biótica para rios vadeáveis de Portugal continental: <http://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/>

## 6. Referências bibliográficas

- <sup>1</sup>Lucas M.C. & Baras E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science, Ltd. UK, Bodmin
- <sup>2</sup>Ferreira M.T. & Godinho F. 2002. Comunidades biológicas de albufeiras. In: Moreira I., Ferreira M.T., Corte, R., Pinto P. & Almeida P.R. (eds.) *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos – ecologia, gestão e conservação*. Instituto Nacional da Água I. P. Portugal, Lisboa, pp. 10.3–10.25
- <sup>3</sup>Wetzel R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems* 3<sup>rd</sup> ed. Academic Press. USA, New York
- <sup>4</sup>Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 37: 130–137
- <sup>5</sup>Ward J.V. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystems. *J. North Am. Benthol. Soc.* 8: 2–8
- <sup>6</sup>Gasith A. & Resh V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 30: 51–81
- <sup>7</sup>Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J., Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwat. Biol.* 52: 1494–1510.
- <sup>8</sup>Datry T., Larned S.T. & Tockner K. 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64: 229–235
- <sup>9</sup>Smith K.G. & Darwall W.R.T. (eds). 2006. *The status and distribution of freshwater fish endemic to the Mediterranean Basin*. Vol. 1. The World Conservation Union (IUCN). UK, Cambridge
- <sup>10</sup>Hewitt G.M. 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biol. J. Linnean Soc.* 58: 247–276.
- <sup>11</sup>Filipe A.F., Araújo M.B., Doadrio I., Angermeier P.L. & Collares-Pereira M.J. 2009. Biogeography of Iberian freshwater fishes revisited: the roles of historical versus contemporary constraints. *J. Biogeog.* 36: 2096–2110
- <sup>12</sup>Mesquita N., Cunha C., Carvalho G.R., Coelho M.M. 2007. Comparative phylogeography of endemic cyprinids in the south-west Iberian Peninsula: evidence for a new ichthyogeographic area. *J. Fish Biol.* 71: 45–75
- <sup>13</sup>Mateus C.S., Almeida P.R., Quintella B.R. & Alves M.J. 2011. MtDNA markers reveal the existence of allopatric evolutionary lineages in the threatened lampreys *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch) in the Iberian glacial refugium. *Conserv. Genet.* 12: 1061–1074
- <sup>14</sup>Mateus C.S., Almeida P.R., Mesquita N., Quintella B.R. & Alves M.J. 2016. European lampreys: new insights on postglacial colonization, gene flow and speciation. *PLoS ONE* 11: e0148107
- <sup>15</sup>Mateus C.S., Alves M.J., Quintella B.R. & Almeida P.R. 2013. Three new cryptic species of the lamprey genus *Lampetra* Bonnaterre, 1788 (Petromyzontiformes: Petromyzontidae) from the Iberian Peninsula. *Contr. Zool.* 82: 37–53

- <sup>16</sup>Pont 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
- <sup>17</sup>Kottelat M. & Freyhof J. 2007. *Handbook of european freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof. Germany, Berlin
- <sup>18</sup>Reyjol Y., Hugueny B., Pont D., Bianco P.G., Beier U., Caiola N., Casals F., Cowx I., Economou A., Ferreira T. & Haidvogel G. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 65–75
- <sup>19</sup>Gante H.F., Santos C.D. & Alves M.J. 2007. A new species of *Chondrostoma* Agassiz, 1832 (Cypriniformes: Cyprinidae) with sexual dimorphism from the lower Rio Tejo Basin, Portugal. *Zootaxa* 1616: 23–35.
- <sup>20</sup>Coelho M.M., Bogutskaya N.G., Rodrigues J.A., Collares-Pereira M.J. 1998. *Leuciscus torgalensis* and *L. aradensis*, two new cyprinids for Portuguese fresh waters. *J. Fish Biol.* 52: 937–950.
- <sup>21</sup>Pires D.F., Pires A.M., Collares-Pereira M.J. & Magalhães M.F. 2010. Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecol. Freshwat. Fish* 19: 74–86
- <sup>22</sup>Goubier J., Hoestland H. & Goubier M. 1983. Recherches biologiques sur la perche (*Perca fluviatilis* L.) de Sao Miguel (Açores). *Cybium* 7: 25–49
- <sup>23</sup>Ribeiro F., Collares-Pereira M.J. & Moyle P.B. 2009. Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fish. Manag. Ecol.* 16: 255–264
- <sup>24</sup>Banha F., Ilhéu M. & Anastácio P.M. 2015. Angling web forums as an additional tool for detection of new fish introductions: the first record of *Perca fluviatilis* in continental Portugal. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 416: 03
- <sup>25</sup>Gkenas C., Gago J., Mesquita N., Alves M.J. & Ribeiro F. 2015. First record of *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in Portugal (Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 31: 756–758
- <sup>26</sup>Ribeiro F., Rylková K., Moreno-Valcárcel R., Carrapato C. & Kalous L. 2015. Prussian carp *Carassius gibelio*: a silent invader arriving to the Iberian Peninsula. *Aq. Ecol.* 49: 99–104
- <sup>27</sup>Ribeiro F. & Veríssimo A. 2014. Full westward expansion of *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) in the Iberian Peninsula. *J. Appl. Ichthyol.* 30: 540–542
- <sup>28</sup>Ribeiro F. & Leunda P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fish. Manag. Ecol.* 19: 142–156
- <sup>29</sup>Cabral M.J. (coord), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. & Santos-Reis M. (eds.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza. Portugal, Lisboa
- <sup>30</sup>Petts G.E. 1988. *Impounded rivers*. John Wiley & Sons Ltd Publishers. UK, Chichester

- <sup>31</sup>Mateus C.S., Rodríguez-Muñoz R., Quintella B.R., Alves M.J. & Almeida P.R. 2012. Lampreys of the Iberian Peninsula: distribution, population status and conservation. *Endanger. Species Res.* 16: 183–198
- <sup>32</sup>Clavero M. & Hermoso V. 2015. Historical data to plan the recovery of the European eel. *J. Appl. Ecol.* 52: 960–968
- <sup>33</sup>Santo M. 2005. *Dispositivos de passagens para peixes em Portugal*. Direcção-Geral dos recursos Florestais. Portugal, Lisboa
- <sup>34</sup>Pereira E., Quintella B.R., Mateus C.S., Alexandre C.M., Belo A.F., Telhado A., Quadrado M.F. & Almeida P.R. 2016. Performance of a vertical slot fish pass for the sea lamprey *Petromyzon marinus* L. and habitat recolonization. *River Res. Appl.* 33: 16–26
- <sup>35</sup>Jones N.E. 2014. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Res. Appl.* 30: 521–526
- <sup>36</sup>Alexandre C.M., Almeida P.R., Neves T., Mateus C.S., Costa J.L. & Quintella B.R. 2015. Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology* 9: 326–340
- <sup>37</sup>Scruton D.A., Ollerhead L.M.N., Clarke K.D., Pennell C., Alfredsen K., Harby A. & Kelley D. 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic salmon (*Salmon salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. *River Res. Appl.* 19: 577–587
- <sup>38</sup>Schmutz S., Bakken T.H., Friedrich T., Greimel F., Harby A., Jungwrth M., Melcher A., Unfer G. & Zeiringer B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Res. Appl.* 31: 919–930
- <sup>39</sup>Almaça C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biol. Cons.* 72: 125–127
- <sup>40</sup>Stratoudakis Y., Mateus C.S., Quintella B.R., Antunes C. & Almeida P.R. 2016. Exploited anadromous fish in Portugal: Suggested direction for conservation and management. *Mar. Pol.* 73: 92–99
- <sup>41</sup>Andrade N.O., Quintella B.R., Ferreira J., Pinela S., Póvoa I., Pedro S. & Almeida P.R. 2007. Sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) spawning migration in the Vouga river basin (Portugal): poaching impact, preferential resting sites and spawning grounds. *Hydrobiologia* 582: 121–132
- <sup>42</sup>Balon E.K. 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* 129: 3–48
- <sup>43</sup>Clavero M. & Villero D. 2013. Historical ecology and invasion biology: long-term distribution changes of introduced freshwater species. *BioScience* 64: 145–153
- <sup>44</sup>Lourenço R.M.V. 2004. *Repovoamentos piscícolas em Portugal continental desde o século XIX*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, Lisboa
- <sup>45</sup>Maceda-Veiga A., Escribano-Alacid J., Sostoa A. & García-Berthou E. 2013. The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biol. Inv.* 15: 2707–2716

- <sup>46</sup>Padilla D.K & Williams S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Fron. Ecol. Environ.* 2: 131–138
- <sup>47</sup>Boto R. 1932. Distribuição da «Gambusia» em Benavente e Salvaterra de Magos. *Trav. Sta. BioL. Mar. Lisbonne.* 30: 245–249
- <sup>48</sup>Almodóvar A., Nicola G.G., Leal S., Torralva M. & Elvira B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biol. Inv.* 14: 2237–2242
- <sup>49</sup>Costa-Dias S., Dias E., Lobón-Cerviá J., Antunes C. & Coimbra J. 2010. Infection by *Anguillicoloides crassus* in a riverine stock of European eel, *Anguilla anguilla*. *Fish. Manag. Ecol.* 17: 485–492
- <sup>50</sup>Kodde A., Gkenas C., Cheo G., Ribeiro F. & Magalhães M.F. 2016. Uninvited dinner guests: the effect of invasive fish and temperature on the foraging efficiency of southern Iberian chub. *FISHMED Fishes in Mediterranean Environments 2016*.011
- <sup>51</sup>Godinho F.N. & Ferreira M.T. 1994 Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. *Fish. Manag. Ecol.* 1: 129–137
- <sup>52</sup>Godinho F.N., Ferreira M.T. & Cortes R.V. 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environ. Biol. Fishes* 50: 105–115
- <sup>53</sup>Angeler D.G., Álvarez-Cobelas M., Sánchez-Carrillo S. & Rodrigo M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aq. Sci. – Res. Across Bound.* 64: 76–86
- <sup>54</sup>Ordóñez J., Armengol J., Moreno-Ostos E., Caputo L., García J. & Marcé R. 2010. On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clearwater phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia* 653: 119–129
- <sup>55</sup>Filipe A.F., Lawrence J.E. & Bonada N. 2013. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: a synthesis of ecological responses and conservation challenges. *Hydrobiologia* 719: 331–351
- <sup>56</sup>Segurado P., Branco P., Jauch E., Neves R. & Ferreira M.T. 2016. Sensitivity of river fishes to climate change: the role of hydrological stressors on habitat range shifts. *Sci. Total Environ.* 562: 435–445
- <sup>57</sup>Clavero M., Ninyerola M., Hermoso V., Filipe A.F., Pla M., Villero D., Brotons L. & Delibes M. 2017. Historical citizen science to understand and predict climate-driven trout decline. *Proc. R. Soc. B* 284: 1846
- <sup>58</sup>Hughes R.M. & Oberdorff T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Simon T.P. (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. USA, Boca Raton, pp. 79–93
- <sup>59</sup>Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. J. Oficial Com. Europeias L327: 1–72

- <sup>60</sup>Simon T.P. 1999. Biological integrity and use of ecological health concepts for application to water resource characterization. In: Simon T.P. (ed). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press LLC. USA, Boca Raton, pp. 3–16
- <sup>61</sup>Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27
- <sup>62</sup>Oliveira J.M. (coord.), Santos J.M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Galdes A. & Bochechas J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: programa nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais. Portugal, Lisboa
- <sup>63</sup>Oliveira J.M. & Ferreira M.T. 2001. Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas. Aplicação à bacia hidrográfica do Tejo. *Revista de Ciências Agrárias* 25: 198–210
- <sup>64</sup>Ferreira M.T., Cortes R.M.V., Godinho F. & Oliveira J.M. 1996. Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. *Recursos Hídricos* 17: 9–20
- <sup>65</sup>FAME. 2004. *Development, evaluation & implementation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of european rivers – a contribution to the Water Framework Directive*. Final Report, scientific achievements (Sections 5 & 6) (Coordinator: Stefan Schmutz). Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences. Austria, Vienna
- <sup>66</sup>Matono P., Ilhéu M., Formigo N., Ferreira M.T., Almeida P.R., Cortes R.M.V & Bernardo J.M. 2009. Desenvolvimento de um índice piscícola para os rios de Portugal Continental. *Recursos Hídricos* 30: 77–84
- <sup>67</sup>INAG & AFN. 2012. Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Portugal, Lisboa