

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

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

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

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

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

<sup>2</sup> Investigadora Auxiliar

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 44, N.º 1, 13-25 - março de 2023.

© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh44n1-cti1

## 1. INTRODUÇÃO

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

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

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

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

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

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

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

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

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

## 2. INDICADORES FUNCIONAIS

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

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

## 3. DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA VEGETAL

### 3.1 O processo

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

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

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

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

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

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

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

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



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

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

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

### 3.2 O método

O método frequentemente usado para o estudo da decomposição de matéria vegetal em ribeiros é o dos sacos de rede (Figura 2). Uma quantidade conhecida de matéria vegetal (geralmente folhas) é colocada em sacos de rede, e estes são incubados nos ribeiros por um tempo definido após o qual são recolhidos e a massa remanescente da matéria vegetal é determinada (Figura 2). O substrato (*e.g.*, diferentes espécies de folhas, folhas ou madeira, folhas verdes ou folhas senescentes) a usar depende dos objetivos do estudo e deve ter em conta as alterações ambientais que mais provavelmente estão a afetar os ribeiros. Por exemplo, folhada com baixa concentração de nutrientes e alta concentração de carbono de boa qualidade (*e.g.*, folhas senescentes de carvalho), onde a atividade microbiana é limitada pela disponibilidade de nutrientes mas não de carbono, é especialmente sensível ao enriquecimento em nutrientes (Jabiol *et al.*, 2019); folhada macia e rica em nutrientes (*e.g.*, folhas senescentes de amieiro), e por isso atrativa para os invertebrados detritívoros, é especialmente sensível a alterações ambientais que afetem as comunidades de macroinvertebrados (Ferreira *et al.*, 2015); folhada macia, e por isso sensível à fragmentação física, é afetada por alterações hidromorfológicas; e folhada mais resistente (*e.g.*, folhas senescentes de carvalho) deve ser considerada quando as variações hidromorfológicas são naturais e podem atuar como fator de confusão mascarando o efeito de alterações ambientais. Outra consideração importante diz respeito à malha a usar nos sacos de rede já que esta vai determinar que comunidades podem participar no processo da decomposição de matéria vegetal. Sacos de rede com malha fina (geralmente com 0,5 mm de abertura)



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

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

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

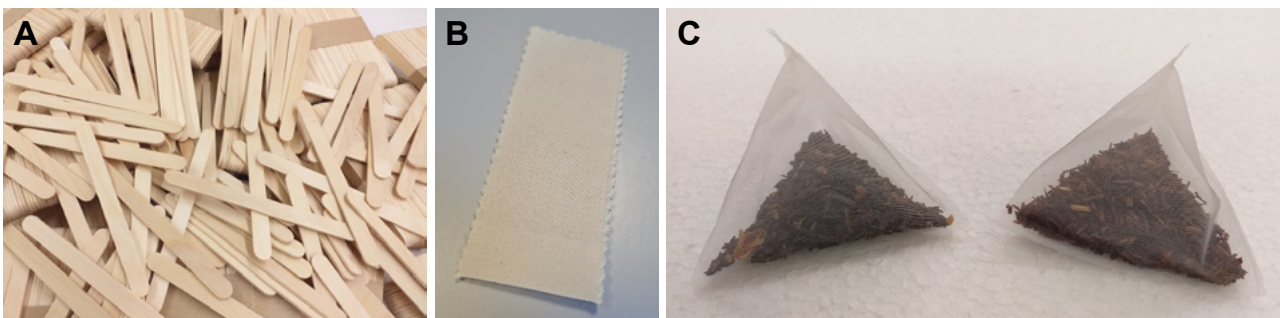
A utilização da decomposição de matéria vegetal como indicador da qualidade funcional de rios e ribeiros a larga escala requer a recolha de grandes quantidades de folhas, o que pode não ser prático. Por um lado, a recolha de grande quantidade de

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

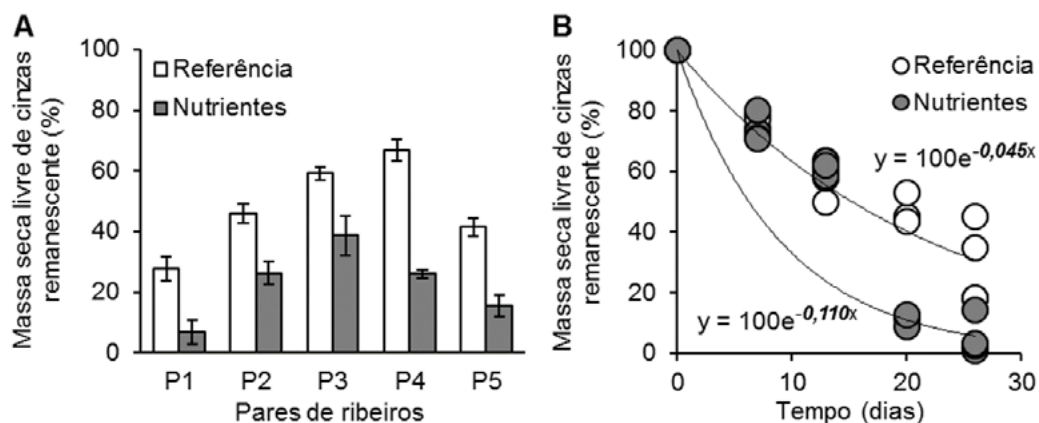
Em alternativa às folhas podem ser considerados os substratos comerciais standardizados, que são de relativa fácil obtenção e manuseio e têm características relativamente homogêneas (Ferreira *et al.*, 2021). Têm sido feitas várias propostas de substratos standardizados, entre os quais as tiras de madeira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

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

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



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



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

Dados originais: Gulis *et al.* (2006).

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

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

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

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

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

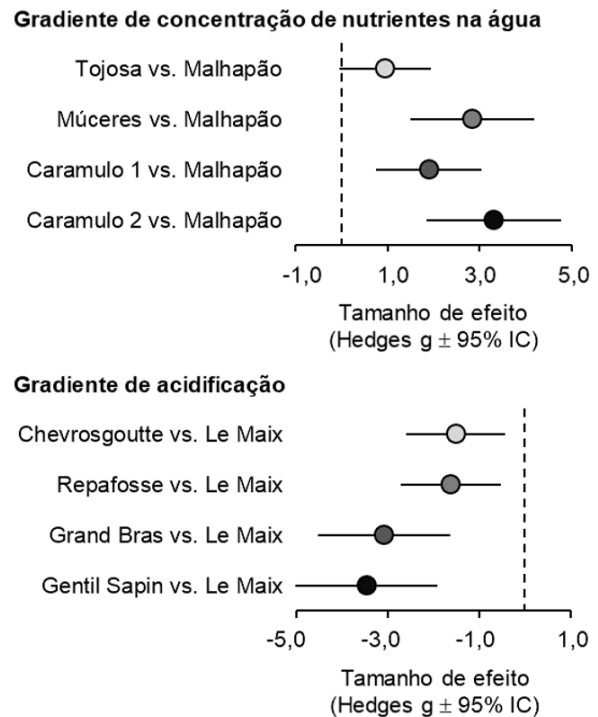
O rácio entre a taxa de decomposição de folhada em sacos de malha grossa ( $k_{MG}$ ), onde a decomposição é realizada pelas ações conjuntas de macroinvertebrados e de microrganismos decompositores, e a taxa de decomposição de folhada em sacos de malha fina ( $k_{MF}$ ), onde a decomposição é essencialmente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



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

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

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

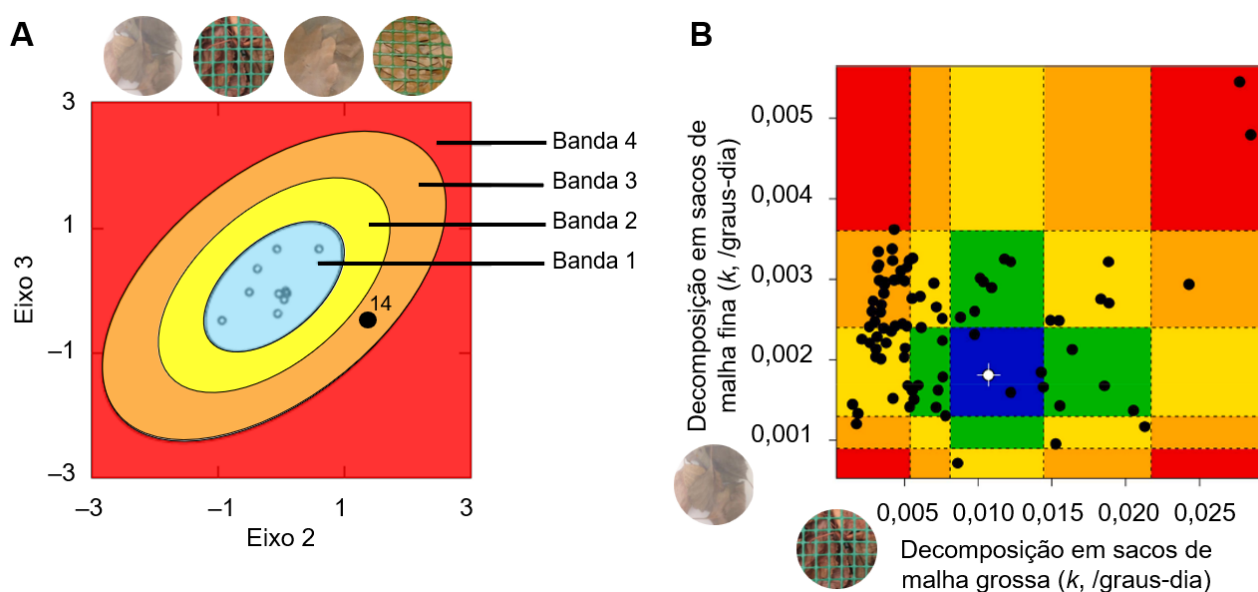


**Figura 5.** Representação do uso do tamanho de efeito (diferença estandardizada Hedges g) para avaliação da magnitude da alteração induzida na taxa de decomposição de tiras de madeira (depressores de língua de bétula, *Betula* sp.) em ribeiros afetados por enriquecimento em nutrientes em relação ao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

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

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

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



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

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

– 25% e + 33% indicam que não há evidência de impacto no funcionamento, desvios de – 25% a – 50% ou de + 33% a + 100% indicam funcionamento impactado e desvios superiores a – 50% ou + 100% indicam funcionamento severamente comprometido (ver acima). A posição dos ribeiros de condição desconhecida na grelha em função das taxas de decomposição em sacos de malha grossa e de malha fina vai então definir a sua classe de qualidade funcional (Brosed *et al.*, 2022; Figura 6B). Esta abordagem não exige cálculos adicionais para além da determinação das taxas de decomposição (Figura 4B) e as 5 classes de qualidade consideradas vão de encontro às 5 classes de qualidade propostas no âmbito da DQA (Comissão Europeia, 2000). Uma revisão recente da literatura identificou 75 estudos científicos que entre 2000 e 2020 usaram a decomposição de matéria vegetal como bioindicador da integridade funcional de rios e ribeiros, tendo esta ferramenta sido eficaz a identificar alterações ambientais em 76% dos estudos (Ferreira *et al.*, 2020). A maioria dos casos em que a eficácia da ferramenta não foi clara ou em que esta foi ineficaz a detetar alterações ambientais deveu-se a aspetos metodológicos com potencial para serem revistos, como o número de amostras ou a duração da incubação (Ferreira *et al.*, 2020). A incorporação de processos ecossistémicos em programas de biomonitorização com vista à avaliação da integridade funcional de rios e ribeiros, a par da avaliação da integridade estrutural, é ainda incipiente (Ferreira *et al.*, 2020). No entanto, este é o passo necessário para garantir uma monitorização integrada da condição ecológica de rios e ribeiros. Neste momento, existe um conhecimento técnico e científico robusto sobre o processo de decomposição de matéria vegetal, mas há ainda que estandardizar metodologias e definir condições de referência e classes de qualidade para que seja possível a sua integração em programas de biomonitorização a larga escala. Estes passos só são possíveis com o envolvimento das instituições responsáveis pela implementação dos programas de biomonitorização já que há a necessidade de, por exemplo, testar as metodologias a larga escala, preferencialmente usando a rede de locais a monitorizar oficialmente no âmbito da DQA. Este é o caminho que já se está a trilhar em França, onde a utilização da decomposição de matéria vegetal como indicador da integridade funcional de rios e ribeiros está a ser testada a larga escala com a colaboração da agência nacional para a água e ecossistemas aquáticos e dos seus técnicos (Colas *et al.*, 2017; Brosed *et al.*, 2022).

## 5. CONCLUSÃO

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

## 6. AGRADECIMENTOS

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

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

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

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