

# Livro de atas do CLIMA 2014

## IV Congresso Nacional sobre Alterações Climáticas

# CLIMA 2014



# IV Congresso Nacional sobre Alterações Climáticas

4-5 de dezembro de 2014 | Aveiro

Organização   universidade de aveiro  
theoria poiesis praxis

Editores | Carlos Borrego, Cândida Rocha

Apoios



## Efeito do Aquecimento Global no Funcionamento dos Pequenos Ribeiros de Floresta: Evidências de um Projecto de Manipulação de Temperatura *in Situ* (Full text)

Verónica Ferreira<sup>1</sup>, C. Canhoto<sup>1</sup>

<sup>1</sup> IMAR – Instituto do Mar, MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal

### Resumo

Os pequenos ribeiros de floresta constituem a maioria das linhas de água em muitas bacias hidrográficas. Dada a sua pequena dimensão e grande rácio superfície/volume, estes ribeiros de floresta são muito sensíveis a alterações nas condições ambientais do meio envolvente. O aumento da temperatura da água, quer promovido por variadas atividades humanas quer num cenário de aquecimento global, pode ter importantes efeitos nas comunidades e nos processos aquáticos. Aqui estudámos o efeito do aumento experimental da temperatura da água (~3 °C), numa experiência de manipulação *in situ*, na decomposição de folhada – processo fundamental em ribeiros sombreados. Uma vez que o efeito do aumento da temperatura na decomposição da folhada pode depender das condições ambientais, das comunidades envolvidas e da identidade da folhada, o efeito do aquecimento foi estudado sazonalmente, na presença e na ausência de macroinvertebrados e para duas espécies de folhada com características distintas. O aumento da temperatura estimulou a decomposição da folhada em situações específicas, principalmente no inverno, na ausência de macroinvertebrados e para a folhada mais recalcitrante. Sugere-se que previsões e generalizações do efeito do aumento da temperatura no funcionamento dos ribeiros devem ser feitas com cuidado e tendo em conta as características específicas de cada sistema.

**Palavras-chave:** *Aquecimento global, Decomposição de folhada, Qualidade da folhada, Manipulação da temperatura da água*

### Introdução

Os pequenos ribeiros de floresta (1<sup>a</sup> – 3<sup>a</sup> ordem) constituem a maioria das linhas de água em muitas bacias hidrográficas [1]. Estes ribeiros são geralmente sombreados pela vegetação ripária e por isso a produção primária é limitada [2]. No entanto, a vegetação ripária fornece às comunidades aquáticas uma fonte alternativa de carbono e nutrientes na forma de detritos vegetais, principalmente folhada [3]. A decomposição desta folhada é levada a cabo pela comunidade microbiana (fungos + bactérias) e pelos invertebrados bentónicos (principalmente os macroinvertebrados detritívoros) [4]. A decomposição de folhada pelas comunidades aquáticas permite a reciclagem de carbono e nutrientes com a sua incorporação em biomassa a nível local [5]. A decomposição de folhada leva também à libertação de grandes quantidades de partículas finas e de carbono e de nutrientes na forma dissolvida que são transportados ao longo da rede fluvial para serem incorporados pelas cadeias tróficas a jusante [6]. No entanto, dada a sua pequena dimensão e grande rácio superfície/volume, estes ribeiros de floresta são muito sensíveis a alterações nas condições ambientais do meio envolvente.

Uma das alterações com maior potencial para afetar as comunidades e os processos aquáticos é o aumento da temperatura [7]. O aquecimento da água pode ocorrer devido a atividades humanas como a descarga de efluentes térmicos, a modificação do caudal, a remoção da vegetação ripária, ou a urbanização [8, 9]. Estas atividades vão intensificar-se no futuro em resultado do aumento das necessidades de alimentos, água, energia e habitação [10], e o seus efeitos na temperatura da água serão amplificados num cenário de aquecimento global.

O efeito do aumento da temperatura da água na decomposição de folhada tem sido amplamente estudado em experiências de laboratório [11 – 16] e em estudos correlativos

ao longo de gradientes térmicos naturais (latitudinal [17, 18], elevacional [19, 20], geotérmico [21], sazonal [22 – 24]). Estes estudos geralmente reportam uma estimulação da decomposição da folhada (principalmente na ausência de macroinvertebrados) com o aumento da temperatura. No entanto, o efeito do aumento da temperatura na decomposição da folhada está altamente simplificado nas experiências de laboratório, onde não existem as interações bióticas e abióticas que se observam no campo e que poderão modelar o efeito do aquecimento [13, 25]. Por outro lado, o efeito do aumento da temperatura na decomposição da folhada observado em estudos correlativos pode estar mascarado por outras diferenças entre locais (p.e. diferenças nas comunidades aquáticas [26, 27]). Adicionalmente, os intervalos de temperatura considerados nos gradientes térmicos naturais são geralmente muito mais amplos do que o aumento de temperatura previsto para os ribeiros em resultado das atividade humanas ou do aquecimento global [18, 21].

Neste estudo pretendeu-se avaliar o efeito do aumento da temperatura da água (~3 °C) na decomposição de folhada a uma escala realista (i.e. *in situ*, ao nível do ribeiro), mas tendo em conta variações naturais em fatores que podem confundir o efeito da temperatura (p.e. sazonalidade). Pretendeu-se igualmente avaliar a interação entre o aumento da temperatura da água e o tipo de comunidade envolvida na decomposição ou a identidade da folhada na decomposição. As comunidades microbianas poderão ser mais sensíveis ao aquecimento do que as comunidades de macroinvertebrados, em parte devido à sua taxa de 'turnover' mais rápida. Espécies de folhada diferentes podem apresentar características diferentes [28] e como as comunidades aquáticas têm preferências por substratos menos duros e de melhor qualidade química (p.e. altos teores em nutrientes) [29], a decomposição de diferentes espécies poderá responder de modo distinto ao aumento da temperatura [29].

## Parte experimental

### Desenho experimental

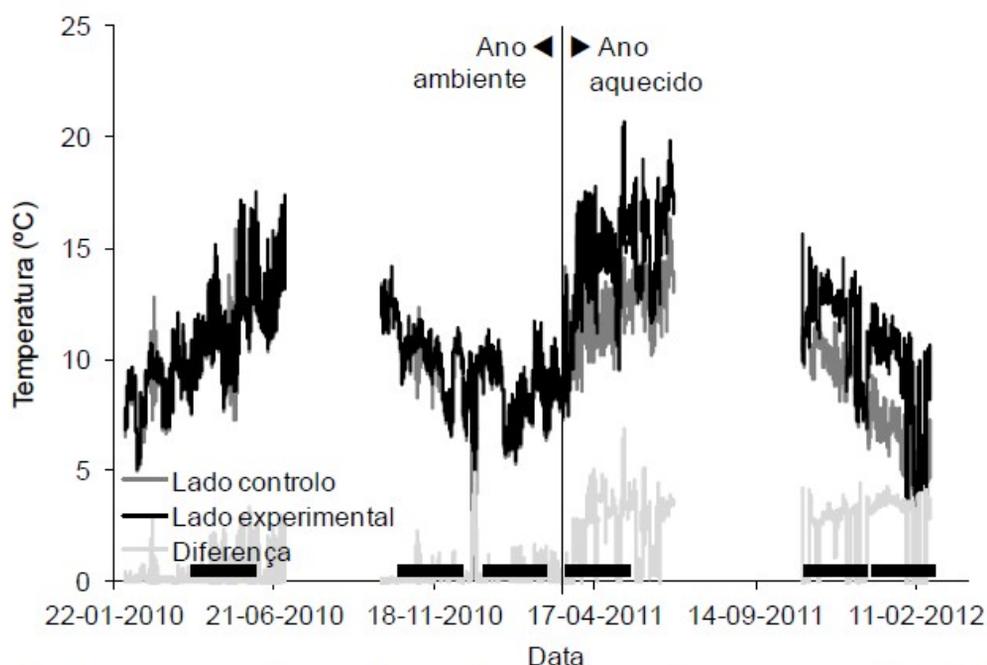
Neste estudo foi avaliado o efeito do aumento experimental da temperatura da água de um pequeno ribeiro de montanha na decomposição de folhada promovida pela comunidade microbiana (decomposição microbiana) ou pela atividade conjunta da comunidade microbiana e da comunidade de invertebrados bentónicos (decomposição total).

**Experiência 1.** Uma vez que o efeito do aumento da temperatura da água na decomposição de folhada pode estar dependente da temperatura ambiente, folhada de carvalho (*Q. robur*) foi incubada sazonalmente (primavera, outono e inverno) em ambos os lados de um pequeno ribeiro que foi dividido longitudinalmente (Figura 1). No primeiro ano (Fevereiro de 2010 a Março de 2011; ano ambiente) ambos os lados do ribeiro encontravam-se à temperatura ambiente, enquanto no segundo ano (Março de 2011 a Fevereiro de 2012; ano aquecido) um dos lados foi experimentalmente aquecido ~3 °C (lado experimental) acima da temperatura registada no outro lado (lado controlo)(Figura 2).

**Experiência 2.** Dado que o efeito do aumento da temperatura da água na decomposição de folhada pode também depender da sua identidade, folhada de carvalho e de castanheiro (*Castanea sativa* Mill.) foram incubadas no inverno do ano aquecido (Dezembro de 2011 a Fevereiro de 2012) em ambos os lados do ribeiro.



**Figura 1:** A. Vista geral da área de estudo na Ribeira do Candal, onde se pode observar a divisória de xisto que separa o lado controlo (à esquerda) e o lado experimental (à direita), as duas válvulas que fornecem água a ambos os lados da ribeira e o abrigo de madeira onde se encontram os tanques. B. Vista de uma secção do lado experimental onde se pode observar sacos de malha grossa a incubar. C. Pormenor de sacos de malha grossa com folhada de carvalho. Fotografias: A e C, J. Rosa; B, V. Ferreira.



**Figura 2:** Temperatura registada nos lados controlo e experimental durante os anos ambiente (01-02-2010 a 27-03-2011) e aquecido (28-03-2011 a 25-02-2012). Houve interrupção dos trabalhos no verão devido à redução drástica de caudal, que no ano aquecido resultou mesmo na ausência de fluxo. As barras horizontais indicam os períodos experimentais: primavera, outono e inverno do ano ambiente, e primavera, outono e inverno do ano aquecido.

## Área de estudo

Este estudo decorreu na Ribeira do Candal (Candal, Serra da Lousã; 40°4'44"N, 8°12'10"W, 620 m de elevação). Esta é uma pequena ribeira de montanha (2ª ordem), com uma área de drenagem de 0.8 km<sup>2</sup> coberta de floresta caducifólia mista dominada por castanheiros (*C. sativa*) e carvalhos (*Q. robur*) e onde a atividade humana é baixa. O substrato no leito da ribeira é dominado por calhaus e areia grossa de natureza xistosa. A ribeira na área de estudo tinha 22 m de comprimento, ~ 1 m de largura e < 10 cm de profundidade (Figura 1). Esta secção foi dividida longitudinalmente a meio com recurso a placas de xisto que foram cimentadas ao leito para evitar a passagem de água entre lados. Cada lado da ribeira foi alimentado com água captada a montante e transportada por gravidade para dois tanques de aço-inoxidável com capacidade para 260 L, que se encontravam alojados num abrigo de madeira colocado na margem da ribeira, e que depois descarregavam a água por válvulas colocadas acima da secção de estudo (1.5 – 3 L/s; Figura 1). Um dos tanques estava equipado com 30 resistências elétricas (2000W; Crussel, Portugal) alimentadas continuamente por 42 kW, o que permitiu aquecer a água do lado experimental durante o ano aquecido ~3 °C. Este aumento da temperatura da água pretendeu simular o aumento da temperatura previsto para os pequenos ribeiros de floresta em zonas temperadas num cenário de aquecimento global, com base nas previsões para o aumento da temperatura média do ar no final deste século [30] e na relação entre a temperatura do ar e a da água em pequenos ribeiros [31]. Um aumento da temperatura da água de ~3 °C pode também resultar de várias atividades humanas (p.e. desflorestação, urbanização, efluentes térmicos [32 – 34]). Os sistemas hidráulico e elétrico encontram-se descritos em detalhe em Canhoto et al. [35]. A temperatura da água foi registada com intervalos de 1 hora por data loggers submersos em ambos os lados da ribeira (Hobo Pendant UA-001-08, Onset Computer Corp., Massachusetts, EUA). Uma caracterização detalhada da qualidade da água pode ser encontrada em Ferreira & Canhoto [26] e Ferreira et al. [37].

## Decomposição de folhada

Folhada de carvalho (*Q. robur*) foi incubada sazonalmente (primavera, outono e inverno) em ambos os lados da ribeira nos anos ambiente e aquecido (experiência 1), e folhada de carvalho e castanheiro (*C. sativa*) foram incubadas em ambos os lados da ribeira no inverno do ano aquecido (experiência 2). A folhada foi recolhida após a abscisão (carvalho no outono de 2006 e castanheiro no outono de 2007), seca ao ar ao abrigo da luz e armazenada em caixas de cartão ao abrigo da luz até ser utilizada. A folhada foi pesada (porções de 2.25 – 2.55 g), humedecida com água destilada para a tornar flexível e menos propensa a quebrar devido ao manuseamento, e colocada dentro de sacos de rede (10 x 12 cm). Foram utilizadas duas malhas de rede: malha fina (0.5 mm) que impede a entrada dos macroinvertebrados e onde a decomposição da folhada é principalmente promovida pela comunidade microbiana, e malha grossa (10 mm) que permite a entrada dos invertebrados e onde a decomposição é promovida conjuntamente pela comunidade microbiana e pelos macroinvertebrados. Em cada período experimental, os sacos de folhada foram incubados em ambos dos lados da ribeira e recolhidos periodicamente ao longo de 60 dias.

Em cada data de amostragem foram recolhidos três sacos de folhada de cada malha (e de cada espécie no caso da experiência 2). Cada saco de folhada foi colocado individualmente dentro de um saco de plástico e os sacos foram transportados para o laboratório em malas térmicas com gelo. Após a chegada ao laboratório, cada saco de folhada foi aberto individualmente e a folhada foi lavada sobre um crivo com malha de 0.5

mm para remover sedimento e detritos mas reter partículas da folhada incubada. A folhada remanescente foi colocada em caixas de alumínio pré-pesadas, as caixas foram colocadas na estufa (105°C, 48h) e depois pesadas ( $\pm 0.1$  mg) para determinação da massa seca remanescente. As caixas foram então queimadas (550°C, 4h) e novamente pesadas ( $\pm 0.1$  mg) para determinação do peso das cinzas. A diferença entre o peso da massa seca remanescente e o peso das cinzas permitiu o cálculo da massa seca livre de cinzas remanescente (MSLCr).

No início de cada período experimental, um grupo extra de sacos de folhada de cada malha (e de cada espécie no caso da experiência 2) foi levado para a ribeira, submerso durante cerca de 10 minutos e levado de volta para o laboratório onde os sacos foram processados como descrito acima para permitir estimar a massa seca livre de cinzas inicial (MSLCi) da folhada incubada na ribeira. A fração de MSLCr em cada saco de folhada foi calculada pela razão MSLCr/MSLCi.

A fração de MSLCr ao longo do tempo para cada tratamento seguiu um modelo exponencial negativo, logo a taxa de decomposição foi calculada como o declive da regressão linear entre a fracção de MSLCr (transformação  $\ln$ ) e o tempo (dias), com interseção fixo em  $\ln(1)$ .

### Análise estatística

A temperatura da água foi comparada entre lados da ribeira (e anos no caso da experiência 1) com recurso a análises de variância (ANOVAs). As ANOVAs foram seguidas de um teste de comparações múltiplas (teste Tukey). O limite de significância foi estabelecido a  $\alpha = 0.050$ . A normalidade e homocedasticidade dos dados foi confirmada pelos testes Shapiro-Wilk e Bartlett  $\chi^2$ , respetivamente. As análises foram realizadas com o programa Statistica 7 (StatSoft Inc., Tulsa, Oklahoma, EUA).

Este estudo está limitado pela falta de replicação ao nível do ribeiro, devido a limitações logísticas e orçamentais, e por isso tem baixo poder estatístico e está mais propenso a cometer erros de tipo II. Assim, optou-se por uma análise menos tradicional e estimaram-se o tamanho e a direção do efeito do aquecimento experimental na taxa de decomposição da folhada através do cálculo do 'response ratio' ( $R = k_{\text{Experimental}} / k_{\text{Controlo}}$ );  $R < 1$  indica uma inibição da taxa de decomposição da folhada com o aumento da temperatura,  $R > 1$  indica uma estimulação da taxa de decomposição da folhada com o aumento da temperatura e  $R = 1$  indica ausência de efeito do aquecimento experimental na taxa de decomposição da folhada. Os efeitos são significativos quando o intervalo de confiança de 95% (95%IC) não inclui 1 ( $p < 0.050$ ).

### Resultados e Discussão

Durante os períodos experimentais a água apresentou baixa condutividade, pH circumneutral, boa oxigenação e baixa concentração de nutrientes, não se tendo verificado diferenças importantes nestas características entre os dois lados da ribeira [36, 37]. A temperatura da água foi significativamente mais alta no lado experimental do que no lado controlo durante o ano aquecido (3.0 °C na primavera, 2.3 °C no outono e 2.8 °C no inverno; testes Tukey,  $p < 0.001$ ), enquanto não se verificaram diferenças importantes na temperatura da água entre lados durante o ano ambiente (Figura 2). Os sistemas hidráulico e elétrico desenvolvidos para este trabalho foram assim eficazes em promover o aumento da temperatura da água [Canhoto et al. 2013].

## Experiência 1

As taxas de decomposição da folhada de carvalho foram tendencialmente mais rápidas na primavera do que no outono e no inverno (Tabela 1). Esta observação está de acordo com outros estudos onde taxas de decomposição mais rápidas foram encontradas em estações do ano mais quentes [22 – 24]. Esta estimulação das taxas de decomposição na estação mais quente pode em parte ser atribuída a uma estimulação das atividades biológicas e em parte à presença de macroinvertebrados em estádios larvares mais avançados e portanto maiores [36].

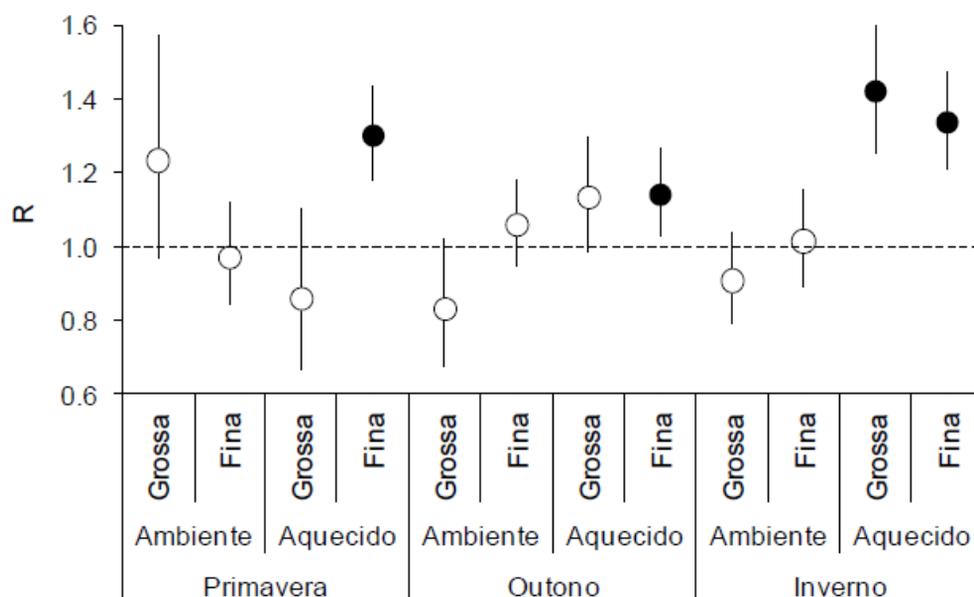
O acesso dos macroinvertebrados à folhada tendeu a estimular a decomposição, principalmente na primavera (Tabela 1). A contribuição dos macroinvertebrados detritívoros para a decomposição da folhada é geralmente relevante em sistemas onde estes são abundantes [4, 38]. O aumento da sua importância na decomposição da folhada na primavera pode ser atribuído, como mencionado antes, a uma estimulação da atividade metabólica com o aumento da temperatura ou à fenologia que se caracteriza por organismos maiores nesta altura do ano [5].

**Tabela 1:** Taxas de decomposição (e erro padrão, EP) da folhada de carvalho, incubada em sacos de malha grossa e de malha fina que foram submersos no lado controlo e no lado experimental, na primavera, no outono e no inverno do ano ambiente e do ano aquecido. Em todos os casos,  $p < 0.001$ .

Estação	Ano	Malha	Lado	Taxa (/dia)	EP
Primavera	Ambiente	Grossa	Controlo	0.0136	0.0012
			Experimental	0.0168	0.0014
		Fina	Controlo	0.0104	0.0007
			Experimental	0.0101	0.0003
	Aquecido	Grossa	Controlo	0.0204	0.0022
			Experimental	0.0176	0.0010
		Fina	Controlo	0.0103	0.0003
			Experimental	0.0134	0.0005
Outono	Ambiente	Grossa	Controlo	0.0086	0.0004
			Experimental	0.0072	0.0007
		Fina	Controlo	0.0065	0.0002
			Experimental	0.0069	0.0003
	Aquecido	Grossa	Controlo	0.0102	0.0006
			Experimental	0.0115	0.0005
		Fina	Controlo	0.0071	0.0002
			Experimental	0.0081	0.0003
Inverno	Ambiente	Grossa	Controlo	0.0098	0.0005
			Experimental	0.0089	0.0004
		Fina	Controlo	0.0071	0.0003
			Experimental	0.0072	0.0003
	Aquecido	Grossa	Controlo	0.0066	0.0004
			Experimental	0.0094	0.0003
		Fina	Controlo	0.0051	0.0002
			Experimental	0.0069	0.0002

Como esperado, no ano ambiente não se verificaram diferenças nas taxas de decomposição entre o lado controlo e o lado experimental (ambos os lados apresentavam temperatura semelhante; Tabela 1, Figura 2). No ano aquecido, a taxa de decomposição tendeu a ser mais rápida no lado experimental do que no lado controlo, principalmente nos sacos de malha fina (i.e na ausência de macroinvertebrados) e no inverno (Tabela 1, Figura 2). A estimulação da decomposição da folhada nos sacos de malha fina com o

aumento experimental da temperatura em  $\sim 3\text{ }^{\circ}\text{C}$  (12 – 43%) resultou provavelmente da estimulação da atividade microbiana [13, 16]. Esta estimulação foi maior no inverno (34%) provavelmente porque nesta altura do ano a temperatura ambiente é mais baixa e a atividade enzimática está mais limitada pela temperatura e logo é mais sensível ao aquecimento [39]. Ao contrário, a decomposição da folhada nos sacos de malha grossa foi significativamente estimulada pelo aumento experimental da temperatura apenas no inverno (42%; Tabela 1, Figura 2). No outono houve uma tendência para uma estimulação da decomposição no lado experimental (13%, embora não significativa uma vez que o 95%IC inclui o 1), e na primavera houve uma tendência para um efeito negativo do aumento da temperatura ( $-14\%$ , embora não significativo). Este gradiente sazonal na resposta da decomposição da folhada nos sacos de malha grossa ao aumento experimental da temperatura pode, em parte, ser explicado pelo facto de na primavera a temperatura ambiente ser mais alta e muitos organismos (principalmente os detritívoros, que na sua maioria pertencem às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera que evoluíram em ambiente frios) poderão estar já perto do seu limite térmico máximo pelo que um aumento da temperatura de  $3.0\text{ }^{\circ}\text{C}$  poderá ter levado a uma inibição das suas actividades [40, 41], enquanto que no outono e no inverno a temperatura ambiente é mais baixa e os organismos poderão ter a sua atividade limitada e por isso ser mais sensíveis ao aumento da temperatura. A estimulação da decomposição da folhada, principalmente quando mediada pela comunidade microbiana, poderá resultar numa diminuição da retenção de carbono no sistema [18], o que poderá ter consequências para as cadeias tróficas já que uma maior fração de carbono será libertada para a atmosfera em vez que ser incorporada em biomassa.



**Figura 2:** Efeito do aquecimento experimental (R, e 95%IC) na decomposição da folhada de carvalho incubada em sacos de malha grossa e de malha fina, na primavera, no outono e no inverno do ano ambiente e do ano aquecido. Efeitos com preenchimento (●) são significativos.

## Experiência 2

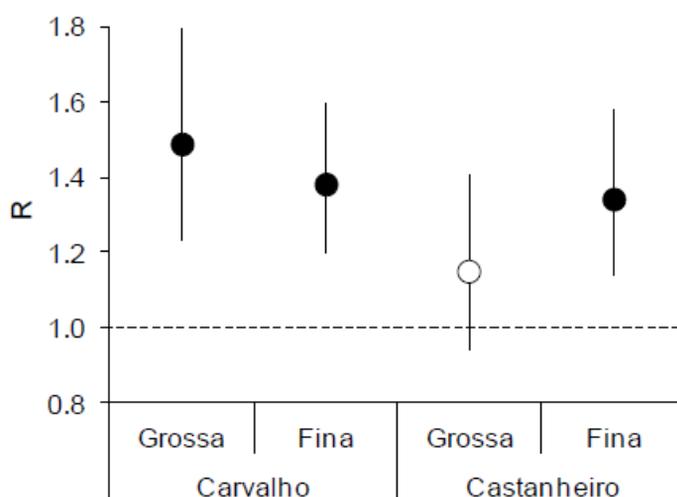
As taxas de decomposição foram tendencialmente mais rápidas para a folhada de castanheiro do que para a folhada de carvalho (Tabela 2). A folhada de castanheiro tem uma dureza inferior à folhada de carvalho [42], e a dureza tem sido descrita como um

determinante da taxa de decomposição [43, 44]. Novamente, as taxas de decomposição foram tendencialmente mais rápidas na malha grossa (i.e. na presença de macroinvertebrados) do que na malha fina (i.e. na ausência de macroinvertebrados) (Tabela 2).

**Tabela 2:** Taxas de decomposição (e erro padrão, EP) da folhada de carvalho e de castanheiro, incubada em sacos de malha grossa e de malha fina que foram submersos no lado controlo e no lado experimental, no inverno do ano aquecido. Em todos os casos,  $p < 0.001$ .

Espécie	Malha	Lado	Taxa (/dia)	EP
Carvalho	Grossa	Controlo	0.0062	0.0006
		Experimental	0.0092	0.0004
	Fina	Controlo	0.0048	0.0003
		Experimental	0.0066	0.0003
Castanheiro	Grossa	Controlo	0.0110	0.0012
		Experimental	0.0126	0.0003
	Fina	Controlo	0.0069	0.0004
		Experimental	0.0093	0.0005

O aquecimento experimental estimulou a decomposição da folhada, principalmente para o carvalho e para a malha fina (Tabela 2, Figura 3). A maior estimulação da decomposição da folhada de carvalho (38 – 49%) está de acordo com o observado para sistemas terrestres onde a decomposição de substratos mais recalcitrantes se tem revelado mais sensível ao aumento da temperatura [29, 45]. A diferença na sensibilidade da decomposição de diferentes espécies de folhada ao aumento da temperatura pode ter efeitos importantes nos ecossistemas, principalmente se considerarmos que poderão haver alterações na área ocupada por várias espécies, incluindo o carvalho e o castanheiro, num cenário de alterações climáticas [46, 47] e que muitas florestas estão a sofrer a invasão por espécies exóticas [48].



**Figura 3:** Efeito do aquecimento experimental (R, e 95%IC) na decomposição da folhada de carvalho e de castanheiro incubada em sacos de malha grossa e de malha fina, no inverno do ano aquecido. Efeitos com preenchimento (●) são significativos.

A estimulação da decomposição da folhada com o aumento da temperatura poderá levar à depleção de alimento para níveis tróficos mais elevados, principalmente em sistemas onde é importante a contribuição dos macroinvertebrados detritívoros para a decomposição da folhada e em sistemas onde a temperatura da água é naturalmente mais baixa. No entanto, o aumento da temperatura poderá ocorrer simultaneamente com alterações em outros factores que poderão mitigar (p.e. alterações na composição da vegetação) ou exacerbar (p.e. enriquecimento em nutrientes) o seu efeito.

## Conclusões

Apesar de limitados pela falta de replicação ao nível do ribeiro, estes resultados sugerem que o aumento da temperatura da água poderá afetar o funcionamento dos pequenos cursos de água, o que terá consequências para as cadeias tróficas que dependem da decomposição da folhada. O efeito estimulatório do aumento da temperatura na decomposição da folhada poderá ser mais notório quando a temperatura ambiente é mais baixa (p.e. no inverno, em ribeiros a maiores latitudes/elevações) do que quando a temperatura ambiente é mais elevada. A estimulação da decomposição com o aumento da temperatura poderá também ser mais evidente quando a contribuição dos macroinvertebrados para a decomposição da folhada é menor e esta é levada a cabo principalmente pela comunidade microbiana. Onde os macroinvertebrados têm um papel importante na decomposição dos detritos de origem terrestre, o efeito do aumento da temperatura na decomposição parece ser mitigado. O efeito do aumento da temperatura na decomposição parece também depender na identidade/qualidade da folhada, principalmente quando a decomposição é levada a cabo também pelos macroinvertebrados. Torna-se assim evidente que o efeito do aumento da temperatura na decomposição da folhada é complexo e depende da interação com outros factores, pelo que as previsões e generalizações devem ser feitas com cuidado e tendo em conta as características específicas de cada sistema. Uma estimulação da taxa de decomposição da folhada poderá levar à depleção de alimento para a cadeia trófica a nível local e a jusante (p.e. diminuição da produção de matéria fina), com consequências na produção de biomassa (p.e. peixe) e na qualidade da água.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a Ana Lírio e a João Rosa pela ajuda no trabalho de campo. Amado & Amado Lda, Coimbra, construiu os tanques, fez a sua montagem no campo e procedeu à sua manutenção durante o período experimental. A Câmara Municipal da Lousã prestou auxílio logístico durante a montagem das infraestruturas hidráulicas e do sistema de aquecimento. Este projeto foi financiado pelo IMAR – Instituto do Mar, pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do Programa Operacional Fatores de Competitividade (COMPETE, referência FCOMP-01-0124-FEDER-007112) e por Fundos Nacionais através da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT, referência PTDC/CLI/67180/2006). V. Ferreira recebeu apoio financeiro da FCT (bolsas de pós-doutoramento SFRH/BPD/34368/2006 e SFRH/BPD/76482/2011, programa POPH/FSE).

## Bibliografia

1. Allan, J.D. & Castillo, M.M., *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht, (2007).
2. Vannote, R.L. et al., *The river continuum concept*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 130–137, (1980).
3. Fisher, S.G. & Likens, G.E., *Energy flow in Bear brook, New Hampshire: an alternative approach to stream metabolism*. Ecological Monographs, 43, 421–439, (1973).

4. Hieber, M. & Gessner, M.O., *Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates*. *Ecology*, 83, 1026–1038, (2002).
5. González, J.M. & Graça, M.A.S., *Conversion of leaf litter to secondary production by a shredding caddis-fly*. *Freshwater Biology*, 48, 1578–1592, (2003).
6. Cummins, K.W. & Klug, M.J., *Feeding ecology of stream invertebrates*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 147–172, (1979).
7. Brown, J.H. et al., *Toward a metabolic theory of ecology*. *Ecology*, 85, 1771–1789, (2004).
8. Poole, G.C. & Berman, C.H., *An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation*. *Environmental Management*, 27, 787–802, (2001).
9. Cassie, D., *The thermal regime of rivers: a review*. *Freshwater Biology*, 51, 1389–1406, (2006).
10. Vörösmarty, C.J., et al., *Global water resources: vulnerability from climate change and population growth*. *Science*, 289, 284–288, (2000).
11. Fernandes, I. et al., *Responses of aquatic fungal communities on leaf litter to temperature-change events*. *International Review of Hydrobiology*, 94, 410–418, (2009).
12. Fernandes, I. et al., *Higher temperature reduces the effects of litter quality on decomposition by aquatic fungi*. *Freshwater Biology*, 57, 2306–2317, (2012).
13. Ferreira, V. & Chauvet, E., *Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi*. *Global Change Biology*, 17, 551–564, (2011).
14. Batista, D. et al., *Impacts of warming on aquatic decomposers along a gradient of cadmium stress*. *Environmental Pollution*, 169, 35–41, (2012).
15. Geraldes, P. et al., *Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition*. *Fungal Ecology*, 6, 734–740, (2012).
16. Bärlocher, F., et al., *Incubation temperature and substrate quality modulate sporulation by aquatic hyphomycetes*. *Microbial Ecology*, 66, 30–39, (2013).
17. Irons, J.G. et al., *Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important?* *Freshwater Biology*, 32, 401–411, (1994).
18. Boyero, L. et al., *A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but may reduce carbon sequestration*. *Ecology Letters*, 14, 289–294, (2011a).
19. Fabre, E. & Chauvet, E., *Leaf breakdown along an altitudinal stream gradient*. *Archiv für Hydrobiologie*, 141, 167–179, (1998).
20. Taylor, B.R. & Chauvet, E., *Relative influence of shredders and fungi on leaf litter decomposition along a river altitudinal gradient*. *Hydrobiologia*, 721, 239–250, (2014).
21. Friberg, N. et al., *Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature*. *Freshwater Biology*, 54, 2051–2068, (2009).
22. Ferreira, V., et al., *Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves*. *Archiv für Hydrobiologie*, 165, 493–513, (2006).
23. Ferreira, V. et al., *Annual organic matter dynamics in a small temperate mountain stream*. *Annals of Limnology International Journal of Limnology*, 49, 13–19, (2013).
24. Nikolcheva, L.G. & Bärlocher, F., *Seasonal and substrate preferences of fungi colonizing leaves in streams: traditional versus molecular evidence*. *Environmental Microbiology*, 7, 270–280, (2005).
25. Domingos, C. et al., *Effect of warming and presence of a dominant shredder on litter decomposition and in the variability patterns of macroinvertebrate and fungal assemblages*. *Aquatic Sciences*, doi: 10.1007/s00027-014-0378-z, (2015).

26. Boyero, L. et al., *Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns*. *Ecology*, 92, 1839–1848, (2011b).
27. Jabiol, J. et al., *Diversity patterns of leaf-associated aquatic hyphomycetes along a broad latitudinal gradient*. *Fungal Ecology*, 6, 439–448, (2013).
28. Ostrofsky, M.L., *Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates*. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 750–759, (1997).
29. Gonçalves, A.L. et al., *The effect of temperature on leaf decomposition and diversity of associated aquatic hyphomycetes depends on substrate*. *Fungal Ecology*, 6, 546–553, (2013).
30. Miranda, P. et al., *20th century Portuguese climate and climate scenarios*, Climate change in Portugal. Scenarios, impacts and adaptation measures – SIAM project, Santos F.D. & Moita R., Gradiva, Lisboa, Portugal, pp. 23–83, (2002).
31. Pilgrim, J.M. et al., *Stream temperature correlations with air temperatures in Minnesota: implications for climate warming*. *Journal of the American Water Research Association*, 34, 1109–1121, (1998).
32. Kiffney, P.M. et al., *Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams*. *Journal of Applied Ecology*, 40, 1060–1076, (2003).
33. de Vries P. et al., *Development and application of a species sensitivity distribution for temperate-induced mortality in the aquatic environment*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 2591–2598, (2008).
34. Imberger, S.J. et al., *More microbial activity, not abrasive flow or shredder abundance, accelerates breakdown of labile leaf litter in urban streams*. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 549–561, (2008).
35. Canhoto, C. et al., *Warming up a stream reach: design of a hydraulic and heating system*. *Limnology and Oceanography: Methods*, 11, 410–417, (2013).
36. Ferreira, V. & Canhoto, C., *Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream*. *Aquatic Sciences*, 76, 155–163, (2014).
37. Ferreira, V. et al., *Effects of experimental warming, litter species, and presence of macroinvertebrates on litter decomposition and associated decomposers in a temperate mountain stream*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, doi: 10.1139/cjfas-2014-0119, (2015)
38. Cuffney, T.F. et al., *Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams*. *Freshwater Biology*, 23, 281–299, (1990).
39. Kirschbaum, M.U.F., *The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming in soil organic C storage*. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 753–760, (1995).
40. Gaufin, A.R. & Hern, S., *Laboratory studies on tolerance of aquatic insects to heated waters*. *Journal of Kansas Entomological Society*, 44, 240–245, (1971).
41. Pearson, R.G. & Boyero, L., *Gradients in regional diversity of freshwater taxa*. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 504–514, (2009).
42. Ferreira, V. et al., *Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams*. *Freshwater Science*, 31, 945–962, (2012).
43. Li, A.O.Y. et al., *Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream*. *Aquatic Sciences*, 71, 80–93, (2009).

44. Graça, M.A.S. & Cressa, C., *Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders*. International Review of Hydrobiology, 95, 27–41, (2010).
45. Conant, R.T. et al., *Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality*. Global Change Biology, 14, 868–877, (2008).
46. Bakkenes, M. et al., *Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050*. Global Change Biology, 8, 390–407, (2002).
47. Benito Garzón, M. et al., *Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species*. Applied Vegetal Sciences, 11, 169–178, (2008).
48. Kominoski, J.S et al., *Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities*. Frontiers in Ecology and the Environment, 11, 423–432, (2013).