

A IMPORTÂNCIA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA PARA O FUNCIONAMENTO DE RIACHOS: EFEITOS DA QUALIDADE QUÍMICA E ORIGEM DAS ESPÉCIES

THE IMPORTANCE OF RIPARIAN VEGETATION FOR STREAM FUNCTIONING: EFFECTS OF CHEMICAL QUALITY AND SPECIES ORIGIN

Bruna Pastore^I 

Luiz Hepp^{II} 

^I Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, Erechim, RS, Brasil. Graduada em Ciências Biológicas. E-mail: pastoreluisabrana@hotmail.com

^{II} Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, Erechim, RS, Brasil. Doutor em Ecologia. E-mail: luizuhepp@gmail.com

Resumo: Em riachos de pequena ordem a vegetação ripária é fundamental para o funcionamento destes ecossistemas. A decomposição foliar em corpos hídricos é influenciada pelas características químicas e estruturais dos detritos e pela ação de microrganismos e invertebrados. A substituição da vegetação nativa por espécies exóticas pode influenciar nos processos ecológicos dos riachos. Os objetivos deste estudo foram avaliar as taxas de decomposição de detritos nativos e exóticos em riacho e a colonização de larvas de *Phylloicus* sp. nestes detritos. Foram incubados em um riacho folhas das espécies nativas *Nectandra megapotamica*, *Cryptocaria aschersoniana*, *Cedrela fissilis*, *Eugenia uniflora*, *Myrcianthes pungens*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Inga marginata* e das espécies exóticas *Hovenia dulcis*, *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. Após 3, 10, 17, 24 e 31 dias as folhas foram retiradas para análise das taxas de decomposição e abundância de *Phylloicus* associados. As características químicas e estruturais das folhas diferiram entre espécies e origens. A maior taxa de decomposição foi observada em *E. uniflora* e a menor em *Pinus* sp. A abundância de *Phylloicus* variou entre as espécies vegetais estudadas, mas não entre suas origens. As variações nas taxas de decomposição e colonização por *Phylloicus* estão relacionadas às características químicas e estruturais das folhas. Desta forma, estas características foliares estão associadas com a qualidade nutricional dos detritos, influenciando a decomposição. A integridade da zona ripária demonstrou ser um fator fundamental para o funcionamento de riachos.

Palavras-chave: *Phylloicus*. Espécies exóticas. Invasão biológica. Monoculturas. Funcionamento de riachos.

Abstract: In low-order streams, riparian vegetation is essential for the functioning of these ecosystems. Leaf decomposition in water bodies is influenced by the chemical and structural characteristics of the leaf detritus and by the action of microorganisms and invertebrates. The replacement of native vegetation for exotic species may influence the ecological processes in streams. The objectives of this study were to evaluate the decomposition rates of native and exotic debris in a stream and the colonization of *Phylloicus* sp. larvae in this detritus. Were incubated in a stream leaves of the native species *Nectandra*



DOI: <https://doi.org/10.31512/vivencias.v17i32.384>

Aprovado pela Resolução 2433/CUN/2018 do Prêmio Destaque Edição 2020.



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.

megapotamica, *Cryptocaria aschersoniana*, *Cedrela fissilis*, *Eugenia uniflora*, *Myrcianthes pungens*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Inga marginata* and exotic species *Hovenia dulcis*, *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. After 3, 10, 17, 24, and 31 days, the leaves were removed for analysis of the decomposition rates and abundance of associated *Phylloicus*. The chemical and structural characteristics differed between species and origins. The highest decomposition rate was observed in *E. uniflora* and the lowest in *Pinus* sp. The *Phylloicus* abundance varied among the plant species studied, but not between its origins. The variances in the decomposition and colonization rates by *Phylloicus* are related to the chemical and structural characteristics of the leaves. Thus, these leaf characteristics are associated to the nutritional quality of the detritus, influencing the decomposition. The riparian zone integrity proved to be a fundamental factor for the streams functioning.

Keywords: *Phylloicus*. Exotic species. Biological invasion. Monocultures. Streams functioning.

Introdução

Os riachos localizados nas porções mais altas das bacias hidrográficas possuem uma importante conexão com a vegetação ripária de suas áreas adjacentes. A vegetação ripária dos riachos constitui-se em um ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (GREGORY *et al.*, 1991). Assim, esta zona de transição entre o ambiente terrestre e o aquático tem inúmeras funções ecossistêmicas, como estabilidade das margens do riacho, fornecimento de energia, regulação térmica, entre outras. Neste sentido, a presença da vegetação ripária nas margens de pequenos riachos reduz a entrada de luminosidade, tornando a produção primária autóctone baixa (VANNOTE *et al.*, 1980). Desta forma, esses riachos dependem da entrada de matéria orgânica proveniente da vegetação terrestre, que é usada como fonte primária de energia para suas redes alimentares baseadas em detritos (WEBSTER; BENFIELD, 1986; WALLACE *et al.*, 1997). Uma vez dentro do riacho, os detritos orgânicos passam por uma série de processos físicos, químicos e biológicos, sustentando uma complexa estrutura trófica (GESSNER; CHAUVET, 2002).

O processo de decomposição do material orgânico alóctone nos riachos é resultado de fatores bióticos e abióticos que interagem entre si (HEPP; GONÇALVES, 2015). A fase inicial do processo é a lixiviação dos compostos solúveis, que inicia imediatamente após o contato do detrito vegetal com a água e dura, majoritariamente, por cerca de 24 a 48 horas (SILVA *et al.*, 2018). O condicionamento microbiano é outra etapa fundamental do processo de decomposição e ocorre quando o detrito é colonizado por bactérias e fungos, os quais decompõem os compostos estruturais do detrito (GRAÇA, 2001). Por fim, a fragmentação física do detrito é realizada por invertebrados especializados (fragmentadores) em transformar a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), incorporando-a com outros nutrientes, na biomassa animal (ALLAN; CASTILLO, 2007). O material resultante desta transformação servirá de recurso alimentar para outros invertebrados, como por exemplo, coletores e filtradores (GRAÇA, 1993). Dentre os invertebrados que executam esta função

ecológica, as larvas do gênero *Phylloicus* (Calamoceratidae, Trichoptera) são um fragmentador importante, com alta taxa de consumo devido ao seu grande tamanho corporal, em comparação com outras espécies de insetos (TONIN *et al.*, 2014; TONELLO *et al.*, 2016). Desta forma, o processo de decomposição em riachos constitui-se em um importante mecanismo ecológico responsável pela ciclagem de nutrientes, especialmente de carbono orgânico (GRAÇA *et al.*, 2015).

Em condições naturais, a vegetação ripária dos riachos é composta por inúmeras espécies, as quais formam uma serapilheira composta por folhas com diferentes características químicas (GRAÇA, 2001). Neste sentido, certos tipos de detrito são especialmente atraentes para os invertebrados, devido a suas características estruturais e nutricionais (BIASI *et al.*, 2013). A atratividade de um determinado tipo de detrito para os fragmentadores, depende da composição química, estrutura física e do estágio de colonização microbiana (LIGEIRO *et al.*, 2010). Assim, a palatabilidade do detrito pode aumentar ou diminuir de acordo com sua condição nutricional (WEBSTER; BENFIELD, 1986; MORETTI *et al.*, 2007; KÖNIG *et al.*, 2014). Neste sentido, três aspectos podem explicar essa seletividade entre as folhas pelos fragmentadores e, conseqüentemente, influenciarem no processo de transformação da matéria orgânica: (i) dureza, (ii) teor de nutrientes (e.g. nitrogênio) e (iii) presença de componentes secundários das plantas (e.g. defesas químicas) (GRAÇA, 2001). A dureza das folhas é um dos principais fatores que afetam a alimentação dos invertebrados, uma vez que tem influência na decomposição microbiana e na abrasão física dos detritos (GRAÇA; ZIMMER, 2005). As altas concentrações de nitrogênio, combinadas com a colonização microbiana dos detritos resultam em um recurso alimentar altamente palatável (LEROY; MARKS, 2006; SHIEH *et al.*, 2007; BIASI *et al.*, 2013). No entanto, detritos com concentrações elevadas de compostos secundários (e.g. polifenóis, taninos) dificultam a colonização de microrganismos e a degradação pelos invertebrados fragmentadores (GRAÇA; CRESSA, 2010; BIASI *et al.*, 2013).

Neste contexto, a manutenção da qualidade ecológica das zonas ripárias é fundamental para a manutenção da integridade de processos ecossistêmicos nos ambientes aquáticos. No entanto, a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais (lóticos e lênticos) vem sendo reduzida com a intensidade dos impactos causados pelas atividades humanas (HEPP; GONÇALVES, 2015). A remoção da vegetação ripária nativa ou mesmo a substituição por monocultivos agrícolas ou silvícolas tem fragilizado o sistema ripário, alterando padrões e processos ecológicos deste ecótono, resultando na perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Atualmente, a invasão biológica, causada de forma intencional pelas atividades antrópicas ou indiretas, pela fragilidade do sistema natural, tem sido uma das principais causas de perda de diversidade. A substituição de espécies arbóreas nativas por espécies exóticas invasoras nas margens de rios e riachos tem sido relatada como um fator importante na alteração do funcionamento destes ecossistemas aquáticos (BOYERO *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2019). Uma vez estabelecidas em zonas ripárias, as plantas exóticas invasoras podem reduzir a diversidade e qualidade de serapilheira disponível como fonte de recursos energético para a biota e, conseqüentemente, para a cadeia trófica aquática (KUGLEROVÁ *et al.*, 2017; BIASI *et al.*, 2020). Além disso, a presença de espécies exóticas invasoras tem sido correlacionada com

mudanças nos coeficientes de decomposição dos detritos, biomassa, densidade e composição de invertebrados (ABELHO; GRAÇA, 1996; SAMPAIO *et al.*, 2001; BIASI *et al.*, 2013).

Em regiões onde os invertebrados fragmentadores são abundantes, as plantações de *Eucalyptus* sp. parecem inibir a decomposição dos detritos, reduzindo a abundância destes organismos (FERREIRA *et al.*, 2019). Esses resultados podem estar relacionados com a baixa qualidade das folhas de eucalipto para os fragmentadores (CANHOTO; GRAÇA, 1999). No caso de impactos causados por plantações de *Pinus* sp., a presença desta espécie nas florestas naturais inclui alterações nas propriedades do solo, assim como na composição de comunidades de plantas, pássaros e invertebrados (GISP, 2005). Ainda, KÖNIG *et al.* (2014), estudaram a decomposição das folhas da espécie exótica *Hovenia dulcis* em riachos subtropicais e observaram que as folhas desta espécie são um substrato de alta qualidade e com uma alta taxa de decomposição foliar. Por outro lado, BIASI *et al.* (2020), observaram que os detritos de *H. dulcis* afetam negativamente a diversidade de fungos aquáticos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Em complemento, HEPP; GONÇALVES (2015) descrevem que a presença de detritos de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. podem reduzir em aproximadamente 40 e 70% da diversidade de invertebrados aquáticos em riachos, respectivamente. Desta forma, é possível observar que a presença de espécies arbóreas exóticas nas zonas ripárias de riachos pode causar inúmeras alterações no funcionamento destes ecossistemas, resultando em perdas significativas na integridade destes ambientes.

Desta forma, fica claro que a integridade ambiental da zona ripária é fundamental para o funcionamento dos riachos. Assim, a quantidade e qualidade do detrito alóctone que entra no riacho é a principal fonte de energia para os organismos detritívoros (TONIN *et al.*, 2018) e este processo é fundamental para a ciclagem de nutrientes e ciclos biogeoquímicos (GRAÇA *et al.*, 2015). No entanto, a introdução de espécies exóticas na cadeia alimentar da biota aquática tem demonstrado importantes implicações ecológicas (SAMPALIO *et al.*, 2001; FERREIRA *et al.*, 2018; BIASI *et al.*, 2020), resultando na diminuição da diversidade aquática e alteração nos processos ecossistêmicos (FERREIRA *et al.*, 2015). Neste sentido, a compreensão de como os diferentes detritos vegetais são degradados nos riachos é um ponto chave que contribui para a conservação destes ecossistemas fundamentais para manutenção da qualidade de vida. Portanto, os objetivos deste trabalho foram (i) avaliar as características estruturais e químicas de folhas de espécies arbóreas nativas e exóticas que ocorrem em zonas ripárias da região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul; (ii) avaliar as taxas de decomposição destes detritos em um riacho; e (iii) avaliar a colonização de fragmentadores nos detritos nativos e exóticos no riacho. Com este estudo, esperamos colaborar com o conhecimento sobre os efeitos da introdução de espécies exóticas invasoras em zonas ripárias de pequenos riachos, e subsidiar medidas de mitigação do impacto destas espécies sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres.

Metodologia

Área de estudo e espécies vegetais

A região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul possui uma altitude que varia de 400 a 800 m, com temperatura média anual de 17,6°C e precipitação média anual de 1912,3 mm. O clima da região é classificado como tipo Cfb de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013) e a formação geológica e edáfica e constituída por basalto com solo classificado como Latossolo Roxodistrófico. A vegetação pertence ao domínio Mata Atlântica e é caracterizada por um misto de Floresta Subtropical do Alto Uruguai, seguindo os vales do rio Uruguai e seus afluentes e Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2015).

O estudo foi realizado em um riacho de primeira ordem (27°35'43"S e 52°16'45"O) localizado na porção alta da bacia hidrográfica do Rio Dourado no município de Erechim/RS. O riacho possui largura média de 1,60 ± 0,32 m e profundidade média de 0,31 ± 0,27 m. O substrato é composto basicamente por pedras, sedimento e folhas oriundas da vegetação ripária. As variáveis limnológicas mensuradas durante o período experimental demonstraram que a água do riacho apresenta uma boa oxigenação (>11 mg L⁻¹), baixa condutividade elétrica (<0,09 mS cm⁻¹), pH praticamente neutro (~7,1) e turbidez baixa (<0,4 UNT). As concentrações de carbono orgânico total e nitrogênio total dissolvidos foram de 10,9 mg L⁻¹ e 1,7 mg L⁻¹, respectivamente. A pluviosidade acumulada registrada um mês antes do experimento foi de 37 mm (0,05 mm dia⁻¹) e durante o período experimental (31 dias) foi de 53,4 mm (0,06 mm dia⁻¹).

Para a realização do estudo, as espécies vegetais foram escolhidas de acordo com sua ocorrência nas zonas ripárias dos corpos hídricos da região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. Foram escolhidas sete espécies arbóreas nativas e três espécies exóticas invasoras comuns na região, as quais compõem uma vasta área silvícola (*Eucalyptus* sp., *Pinus* sp.; ROVANI *et al.*, 2020) e alto potencial de invasão (*Hovenia dulcis*; PADILHA *et al.*, 2015) (Tabela 1).

Caracterização química e estrutural dos detritos

Foram realizadas análises químicas e estruturais dos detritos folhares utilizados no estudo para determinar a qualidade destes detritos. As variáveis analisadas nas folhas foram a dureza (g mm⁻²), concentração de carbono (%), nitrogênio (%), relação C:N, taninos (mg g⁻¹) e fósforo (mg g⁻¹). Para determinação da dureza das folhas foi utilizado penetrômetro (método adaptado de GRAÇA e ZIMMER, 2005). Para a determinação do carbono, as amostras foliares de cada espécie foram incineradas em forno tipo mufla a 550°C/4 h para determinação da massa seca livre de cinzas (AFDM). A concentração de carbono foi obtida multiplicando o valor de AFDM por 0,47 (considerando que o carbono representa ~47% da matéria orgânica) (WESTLAKE, 1963). A concentração de nitrogênio foi determinada a partir do método de Kjeldahl. O valor da relação C:N foi obtido através da razão entre a concentração de carbono e a concentração de nitrogênio. A determinação da concentração de taninos foi feita utilizando o método Folin-Denis (método adaptado de BARLOCHER e GRAÇA, 2005). Por fim, a determinação da

concentração de fósforo foi feita utilizando metodologia adaptada de FLINDT e LILLEBO (2005).

Experimento de campo

Foram utilizadas folhas senescentes das 10 espécies vegetais selecionadas (Tabela 1). As folhas foram coletadas e secas a sombra em temperatura ambiente ($\sim 20^{\circ}\text{C}$) por cerca de 15 dias. Após a secagem, as folhas foram acondicionadas em 150 *litter bags* (15 x 20 cm; 10 mm de abertura de malha), sendo utilizados 15 *litter bags* para cada espécie estudada. Em cada *litter bag* foram adicionadas $3,0 \pm 0,1$ g de folhas. Os *litter bags* foram incubados aleatoriamente no riacho. Após 3, 10, 17, 24 e 31 dias de imersão, 3 *litter bags* de cada espécie foram retirados do riacho para realização das análises laboratoriais. Os *litter bags* coletados foram armazenados em sacos plásticos individualizados e transportados até o laboratório para lavagem.

Tabela 1- Espécies vegetais nativas e exóticas utilizadas no experimento de decomposição no riacho (Erechim/RS).

Espécies	Família	Origem	Nome popular	Local de coleta das folhas
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	Nativa	Canela	27°38'59,5"S e 52°16'11,0"O
<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	Nativa	Canela fogo	27°38'59,5"S e 52°16'11,0"O
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Nativa	Cedro	27°38'51,1"S e 52°16'08,4"O
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Nativa	Pitanga	27°43'6,7"S e 52°37'24,8"O
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae	Nativa	Guabiju	27°39'26,5"S e 52°40'10"O
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	Bignoniaceae	Nativa	Ipê-roxo	27°38'51,1"S e 52°16'08,4"O
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	Nativa	Inga	27°38'51,1"S e 52°16'08,4"O
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Rhamnaceae	Exótica	Uva-do-Japão	27°32'38,7"S e 52°14'12,3"O
<i>Pinus</i> sp.	Fabaceae	Exótica	Pinus	27°35'07"S e 52°16'01"O
<i>Eucalyptus</i> sp.	Myrtaceae	Exótica	Eucalipto	27°55'47,7"S e 52°34'16,5"O

Procedimentos de laboratório

Os detritos foram lavados em água corrente para a retirada do sedimento e dos invertebrados associados. Em seguida, foram secos em estufa de circulação de ar a temperatura de $40 \pm 5^{\circ}\text{C}$ durante 72 horas. Após este período os detritos foram pesados para a determinação da perda de massa foliar e dos coeficientes de decomposição. Os coeficientes de decomposição obtidos a partir dos *litter bags* representaram a taxa de decomposição gerada por microrganismos e invertebrados fragmentadores. Os invertebrados removidos dos detritos foram passados em peneira com malha de 250 μm para a retenção dos organismos e sedimentos aderidos ao material vegetal. Os invertebrados presentes nos *litter bags* foram acondicionados em potes plásticos e fixados com álcool etílico 70%. Posteriormente, os organismos foram triados e identificados, utilizando-se um microscópio estereoscópio eletrônico (400x de aumento). Dentre os invertebrados, foi considerado como fragmentador típico somente as larvas do gênero *Phylloicus*.

Estes organismos fragmentadores são os mais frequentemente encontrados nos riachos da região (TONIN *et al.*, 2014; TONELLO *et al.*, 2016).

Análise dos dados

Os coeficientes de decomposição foram determinados ajustando os valores do peso seco remanescente dos detritos ao modelo exponencial negativo $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial e k é o coeficiente de decomposição (WEBSTER e BENFIELD, 1986). Realizou-se uma Análise de Covariância (ANCOVA) para verificar a variação do peso remanescente em relação a cada uma das espécies, considerando o tempo de decomposição como covariável. A variação das variáveis químicas e estruturais dos detritos, bem como a abundância e densidade de *Phylloicus* foram avaliadas a partir de uma *two way* ANOVA com teste Tukey *a posteriori*, sendo as espécies vegetais e a origem das espécies os dois fatores categóricos estudados. Todas as análises foram realizadas no *software* estatístico R (R CORE TEAM, 2019).

Resultados

Características químicas e estruturais dos detritos

As características químicas e estruturais dos detritos folhares foram diferentes entre as espécies e suas origens (Tabelas 2 e 3). A maior dureza foi observada na espécie *Pinus* sp., enquanto a menor foi observada nas espécies *Cedrela fissilis*, *Eugenia uniflora* e *Hovenia dulcis*. A maior porcentagem de carbono esteve presente nas espécies *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e a menor na espécie *Myrcianthes pungens*. O nitrogênio esteve em sua maior porcentagem nos detritos da espécie *Inga marginata* e em menor porcentagem nos detritos das espécies *Pinus* sp. e *M. pungens*. A maior relação C:N foi observada na espécie de *Pinus* sp., enquanto que a menor relação C:N foi observada na espécie nativa *I. marginata*. A relação C:N foi menor nas espécies nativas em comparação com as exóticas. Os taninos foram quantificados em maior quantidade na espécie *C. fissilis* e em menor quantidade na espécie *M. pungens*. O detrito folhar com maior quantidade de fósforo foi da espécie *Handroanthus heptaphyllus* e o detrito com menor quantidade de fósforo foi da espécie *Cryptocaria aschersoiana* (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização química e estrutural das espécies nativas e exóticas observadas no riacho tropical estudado

Espécies	Origem	Dureza (g mm ⁻²)	Carbono (%)	Nitrogênio (%)	C:N	Taninos (mg g ⁻¹)	Fósforo (mg g ⁻¹)
<i>E. uniflora</i>	Nativa	344,56 ± 114,87	44,47 ± 0,43	1,66 ± 2,71	26,75 ± 0,26	0,65 ± 0,01	4,96 ± 1,15
<i>H. dulcis</i>	Exótica	325,47 ± 163,35	43,14 ± 0,34	1,10 ± 0,02	38,94 ± 1,00	0,43 ± 0,06	4,82 ± 0,20
<i>H. heptaphyllus</i>	Nativa	597,36 ± 259,11	45,02 ± 0,11	1,75 ± 0,03	25,64 ± 0,59	0,42 ± 0,02	7,51 ± 0,80
<i>M. pungens</i>	Nativa	767,61 ± 291,99	39,62 ± 0,68	0,89 ± 0,06	44,24 ± 2,79	0,40 ± 0,01	5,84 ± 0,92
<i>Eucalyptus</i> sp.	Exótica	594,91 ± 177,51	45,34 ± 0,23	1,70 ± 0,04	26,54 ± 0,73	0,42 ± 0,02	5,32 ± 0,61
<i>C. fissilis</i>	Nativa	260,96 ± 23,85	43,96 ± 1,12	1,19 ± 0,00	36,94 ± 0,94	0,65 ± 0,01	4,96 ± 0,28
<i>N. megapotamica</i>	Nativa	405,91 ± 44,23	44,29 ± 1,00	1,54 ± 0,02	28,65 ± 0,05	0,47 ± 0,02	5,41 ± 0,28
<i>C. aschersoniana</i>	Nativa	708,14 ± 81,26	43,12 ± 0,18	1,20 ± 0,09	35,85 ± 2,69	0,47 ± 0,00	4,40 ± 0,19
<i>I. marginata</i>	Nativa	407,04 ± 75,20	44,85 ± 0,75	2,14 ± 0,01	20,95 ± 0,42	0,48 ± 0,00	4,90 ± 0,15
<i>Pinus</i> sp.	Exótica	850,90 ± 210,87	45,24 ± 0,17	0,54 ± 0,01	83,46 ± 2,98	0,43 ± 0,04	4,58 ± 0,47

Tabela 3- Resultados da *two way* ANOVA explorando a variação das características físico-químicas entre as espécies vegetais e sua origem e sobre a abundância de *Phylloicus*. Estão representados os graus de liberdade (GL), a soma dos quadrados (SQ), a estatística F (F) e valores de p. Valores significativos para $p \leq 0,05$.

Fatores	GL	SQ	F	P
<i>Dureza</i>				
Origem	1	0,116	1,12	0,291
Espécies	8	4,340	5,5	<0,001
Resíduos	20	1,968		
<i>Carbono</i>				
Origem	1	0,003	16,1	<0,001
Espécies	8	0,038	25,6	<0,001
Resíduos	20	0,003		
<i>Nitrogênio</i>				
Origem	1	0,188	473,5	<0,001
Espécies	8	0,996	312,8	<0,001
Resíduos	20	0,008		
<i>Relação C:N</i>				
Origem	1	0,838	611,5	<0,001
Espécies	8	3,054	278,4	<0,001
Resíduos	20	0,027		
<i>Taninos</i>				
Origem	1	0,017	44,6	<0,001
Espécies	8	0,078	24,6	<0,001
Resíduos	20	0,007		
<i>Fósforo</i>				
Origem	1	0,036	3,9	0,063
Espécies	8	0,416	5,5	<0,001
Resíduos	20	0,190		
<i>Phylloicus</i>				
Origem	1	8,23	1,3	0,266

Espécies	8	177,24	1,5	0,010
Resíduos	20	126,00		

Taxas de decomposição

As taxas de decomposição diferiram entre as espécies vegetais estudadas ($F_{(9;139)} = 22,3$; $p < 0,001$). A maior taxa de decomposição foi observada na espécie nativa *Eugenia uniflora* ($15,6 \pm 24,2\%$; $k = -0,096 \pm 0,059 \text{ dia}^{-1}$), enquanto que a menor taxa de decomposição foi observada na espécie exótica *Pinus sp.* ($84,2 \pm 1,2\%$; $k = -0,001 \pm 0,001 \text{ dia}^{-1}$). A taxa média de decomposição das espécies nativas foi de $59,3 \pm 26,6\%$ ($k = -0,022 \pm 0,033 \text{ dia}^{-1}$), enquanto as espécies exóticas apresentaram uma taxa média de decomposição de $55,7 \pm 29,4\%$ ($k = 0,019 \pm 0,018 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 1; Tabela 4).

Figura 1- Peso remanescente das folhas de cada espécie após os 31 dias de incubação no riacho estudado (Erechim/RS). Cada cor representa o peso remanescente de uma espécie vegetal durante o tempo de incubação no riacho

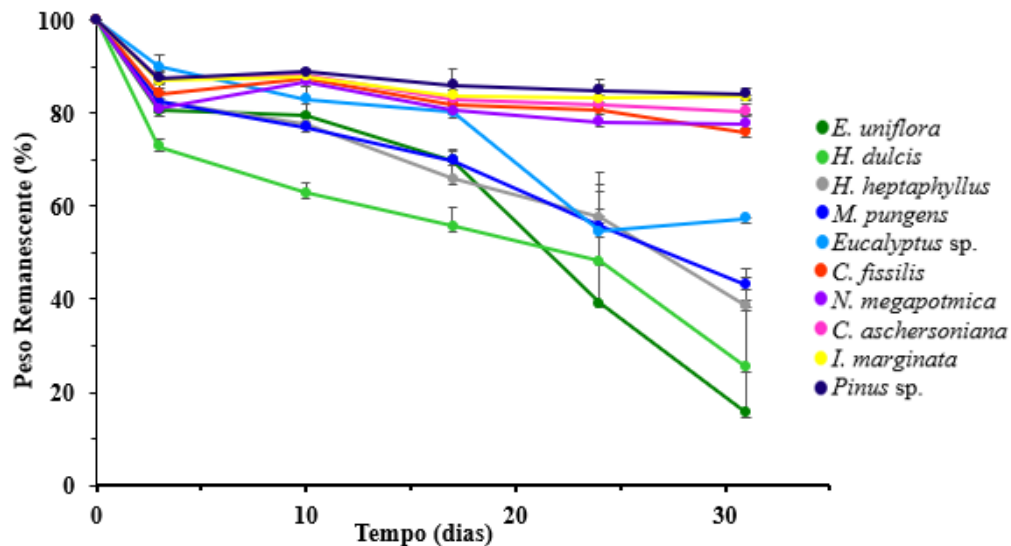


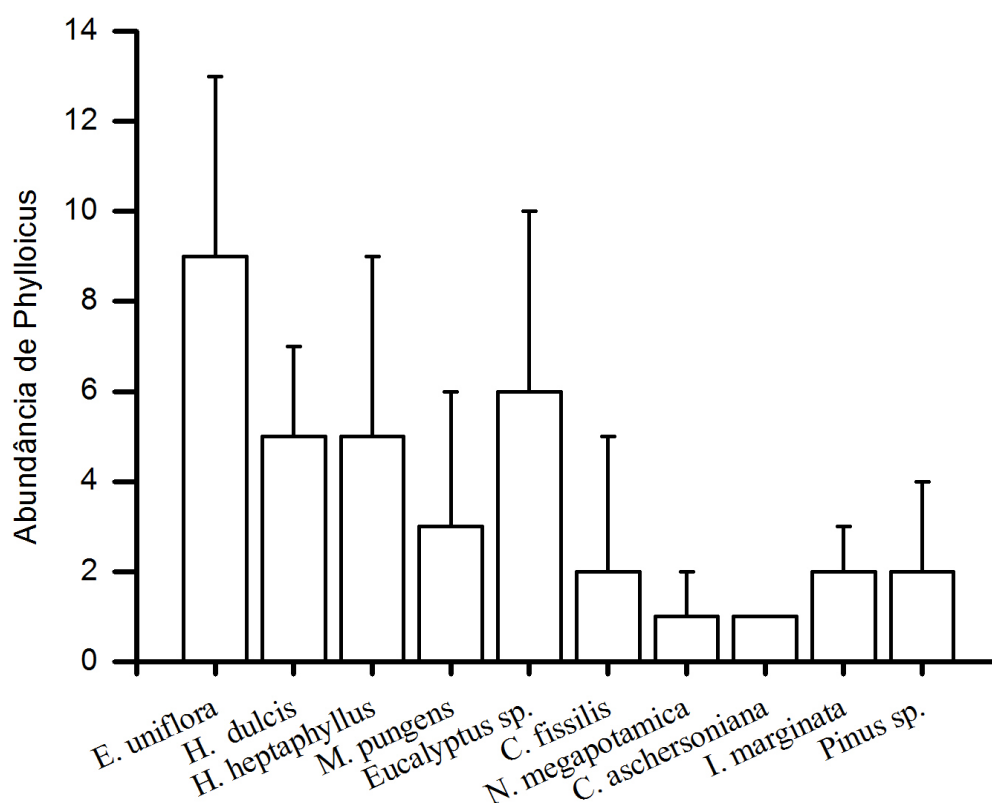
Tabela 4- Variação do coeficiente de decomposição das espécies vegetais nativas e exóticas e velocidade de decomposição segundo a classificação proposta por Gonçalves et al. (2014) observadas no riacho subtropical estudado

Espécies	Origem	k (dia ⁻¹)	Velocidade de Decomposição
<i>E. uniflora</i>	Nativa	$-0,0963 \pm 0,0597$	Rápida
<i>H. dulcis</i>	Exótica	$-0,0376 \pm 0,0202$	Rápida
<i>H. heptaphyllus</i>	Nativa	$-0,0266 \pm 0,0015$	Rápida
<i>M. pungens</i>	Nativa	$-0,0216 \pm 0,0015$	Rápida
<i>Eucalyptus sp.</i>	Exótica	$-0,0190 \pm 0,0020$	Intermediária
<i>C. fissilis</i>	Nativa	$-0,0056 \pm 0,0025$	Intermediária
<i>N. megapotmica</i>	Nativa	$-0,0043 \pm 0,0020$	Intermediária
<i>C. aschersoniana</i>	Nativa	$-0,0033 \pm 0,0011$	Lenta
<i>I. marginata</i>	Nativa	$-0,0020 \pm 0,0010$	Lenta
<i>Pinus sp.</i>	Exótica	$-0,0016 \pm 0,0005$	Lenta

Abundância de Phylloicus

A abundância de larvas de *Phylloicus* associadas aos detritos foi de 106 larvas após os 30 dias de incubação no riacho. A abundância de *Phylloicus* variou significativamente entre as espécies vegetais estudadas ($F_{(8,20)}=3,5$; $p=0,01$), mas não entre a origem das espécies. A maior abundância de *Phylloicus* foi observada na espécie nativa *Eugenia uniflora* ($1,7 \pm 3,7$ org) e a menor abundância na espécie nativa *Nectandra megapotamica* ($0,1 \pm 0,5$ org) (Figura 2).

Figura 2 - Abundância de *Phylloicus* durante o processo de decomposição das folhas das 10 espécies vegetais após 31 dias de incubação no riacho estudado (Erechim/RS).



Discussão

A conversão da matéria orgânica alóctone em partículas menores, nos ecossistemas aquáticos, ocorre devido à ação de fungos, abrasão física e fragmentação por invertebrados (ABELHO, 2001). A decomposição da matéria orgânica pode variar conforme o fluxo da água, ação dos decompositores e, especialmente, por influência da qualidade do material orgânico (HEPP *et al.*, 2009; BIASI *et al.*, 2013; TONELLO *et al.*, 2014). Neste estudo foram avaliadas as características estruturais e químicas de folhas de espécies vegetais nativas e exóticas, as taxas de decomposição destas espécies e a associação de invertebrados fragmentadores nos detritos durante a decomposição em um riacho de pequena ordem. Foi observado que as características das espécies são muito variáveis, porém não há um padrão claro de composição química devido a origem das espécies. Da mesma forma, as taxas de decomposição são muito variadas, embora

tenham uma leve relação com a dureza das folhas. Isso ocorre, possivelmente, pela influência desta característica na colonização por invertebrados fragmentadores.

A qualidade das folhas é um fator importante para determinar o comportamento alimentar dos fragmentadores e, conseqüentemente, determinante das taxas de decomposição dos detritos orgânicos nos riachos (GRAÇA *et al.*, 2001). No presente estudo, foi observado que a variação das características estruturais e químicas ocorreu entre algumas espécies, mas não entre a origem. Considerando que a dureza, relação C:N e concentração de compostos secundários das folhas, são variáveis importantes na definição da qualidade dos detritos, no presente estudo, *C. fissilis*, *E. uniflora* e *H. dulcis* apresentaram as folhas mais moles. Neste sentido, a dureza das folhas é considerada uma barreira física para a alimentação dos invertebrados, uma vez que as folhas mais duras provavelmente são mais difíceis de perfurar do que as macias (GRAÇA, 2001). Além disso, os fragmentadores costumam escolher detritos que foram condicionados por comunidades microbianas. Esse processo de condicionamento, principalmente por fungos hifomicetos, transforma os detritos em um recurso mais palatável para os invertebrados detritívoros (BIASI *et al.*, 2019). Em adição, folhas com maiores concentrações de nitrogênio e baixa relação C:N são mais nutritivas (KÖNIG *et al.*, 2014), tendo uma decomposição rápida por serem mais atrativas aos invertebrados fragmentadores. Os teores de carbono e fósforo são outras características folhaves que podem contribuir para a palatabilidade dos detritos e sua atratividade aos invertebrados aquáticos. No entanto, para ocorrer a colonização do detrito por fungos hifomicetos a concentração de nutrientes nas folhas, em especial nitrogênio, deve ser alta. *Inga marginata* foi a espécie com folha com maior teor de nitrogênio e menor relação C:N. Diante disto, considerando o contexto geral das características dos detritos estudados, *I. marginata* pode ser considerada a espécie de melhor qualidade e *Pinus* sp. a de pior qualidade.

As características estruturais e químicas observadas nas espécies vegetais podem explicar a diferença nas taxas de decomposição calculadas. De modo geral, os detritos vegetais de *E. uniflora* foram moles, com altas concentrações de nitrogênio e baixa relação C:N, enquanto que *Pinus* sp. apresentaram maior dureza, baixas concentrações de nitrogênio e alta relação C:N. Estas características refletiram em taxas de decomposição maiores para os detritos de *E. uniflora* e menores para *Pinus* sp. Desta forma, conforme a classificação proposta por Gonçalves *et al.* (2014), a decomposição *E. uniflora* pode ser considerada como rápida e de *Pinus* sp. como decomposição lenta. Além disso, as demais espécies foram enquadradas com diferentes velocidades de decomposição, mas esta classificação não seguiu a origem das espécies arbóreas. Com isso, fica claro que a decomposição das espécies arbóreas, realmente varia de acordo com fatores intrínsecos e extrínsecos em relação ao ambiente (GRAÇA *et al.*, 2015).

A abundância de *Phylloicus* associados aos detritos estudados seguiu o padrão descrito acima. A maior abundância de *Phylloicus* foi observada em *E. uniflora* (melhor qualidade) enquanto que a menor abundância foi observada em *Pinus* sp. (menor qualidade). Desta forma, estes resultados corroboram a ideia de que os componentes químicos e estruturais das folhas influenciam na palatabilidade dos detritos para os fragmentadores e, conseqüentemente, nas taxas de decomposição. Quando existem detritos de qualidades e origens diferenciadas em zonas ripárias nativas, os organismos procuram os detritos de melhor qualidade, independente da

origem (KÖNIG *et al.*, 2014). O consumo das folhas pelos fragmentadores vai depender da composição química, estrutura física e do nível de degradação e condicionamento microbiano dos detritos (GRAÇA, 2001), e não necessariamente de suas origens. Porém, alguns estudos como o de BOYERO *et al.* (2012), sugerem que alguns fragmentadores são incapazes de consumir detritos de espécies exóticas, e que isso está relacionado com a identidade das espécies fragmentadoras em questão (algumas das quais podem ser morfológica ou fisiologicamente incapazes de processar estas folhas relativamente pouco palatáveis). Também foi observado que os efeitos de algumas espécies exóticas na decomposição foliar são complexos e dependem do quão semelhante (estrutural e quimicamente) estas folhas são das espécies nativas (TONIN *et al.*, 2014). Neste estudo, as folhas de *H. dulcis* e *Eucalyptus* sp. mostraram-se detritos palatáveis aos invertebrados devido às suas características físico-químicas. No caso das folhas de *Pinus* sp., estas não foram tão atrativas aos fragmentadores devido a sua baixa qualidade nutricional.

Considerações finais

Os resultados observados neste estudo demonstraram que a variação das características estruturais e químicas varia em maior ordem entre espécies e não entre a origem das espécies. Diante disto, o processamento deste material é importante para a variabilidade no processo de decomposição e associação de fragmentadores. No entanto, os resultados deixam evidente dois aspectos ecológicos importantes: (1) maior quantidade de espécies arbóreas nas zonas ripárias é fundamental para haver uma variabilidade de recursos e, desta forma, melhorar a diversidade biológica e (2) embora algumas espécies arbóreas exóticas tenham apresentado boa qualidade (*H. dulcis*), deve-se considerar os aspectos botânicos das espécies, pois pode haver uma oferta excessiva de recursos em um curto período do ano. Isso afetaria a oferta de recursos alimentares para os organismos que dependem de recursos alóctones para seu estabelecimento nos ecossistemas aquáticos. Assim, de maneira geral, as características físicas e químicas das folhas estão relacionadas com a qualidade nutricional dos detritos, influenciando diretamente o processo de decomposição, a ação de microrganismos e a preferência alimentar dos fragmentadores. Por fim, os resultados deste estudo são relevantes para demonstrar que a integridade da zona ripária é fundamental para o funcionamento de riachos. A substituição da vegetação ripária nativa por espécies exóticas e invasoras pode alterar a estrutura trófica das comunidades aquáticas e afetar o processo de transformação da matéria orgânica alóctone nestes ecossistemas.

Agradecimentos

BLP agradece a bolsa de Iniciação Científica recebida do Programa PIBIC/CNPq. LUH agradece o apoio recebido do CNPq (no 421632/2016-0) e Bolsa Produtividade CNPq (no 305203/2017-7). Os autores agradem a Lucas Eugenio Fontana pelo auxílio na organização do experimento no campo e laboratório.

Referências

- ABELHO, M.; GRAÇA, M.A.S. Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of stream in Central Portugal. **Hydrobiologia**, v. 324, p. 195-204, 1996. DOI: 10.1007/BF00016391. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00016391>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**, v. 1, p. 656-680, 2001. DOI: 10.1100/tsw.2001.103. Disponível em: <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.103>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2 ed. New York: Springer, 2007. 140-141 p. DOI: 10.1007/978-1-4020-5583-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS P. C.; GONÇALVES, J. L. M. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- BIASI, C.; COGO, G. B.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 109, e2019004, 2019. DOI: 10.1590/1678-4766e2019004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019004>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. The colonisation of leaf litter by *Chironomidae* (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia**, v. 43, p. 427-433, 2013. DOI: 10.1016/j.limno.2013.01.006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.006>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- BIASI, C.; FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of invasive *Hovenia dulcis* on microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic forest streams. **Fungal Ecology**, v. 44, e100890, 2020. DOI: 10.1016/j.funeco.2019.100890. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.100890>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- BOYERO, L.; BARMUTA, L. A.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, K.; PEARSON, R. G. Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison. **Freshwater Science**, v. 31, p. 296-303, 2012. DOI: 10.1899/11-103.1. Disponível em: <https://doi.org/10.1899/11-103.1>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- CANHOTO, C. M.; GRAÇA, M. A. S. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipulalateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. **Microbial Ecology**, v. 37, p. 163-172, 1999. DOI: 10.1007/s002489900140. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s002489900140>. Acesso em: 05 nov. 2020.

FERREIRA, W.R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 51, p. 115-127, 2015. DOI: 10.1051/limn/2015004. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/limn/2015004>. Acesso em: 05 nov. 2020.

FERREIRA, V.; BOYERO, L.; CALVO, C.; CORREA, F.; FIGUEROA, R.; GONÇALVES, J. F.; GOYENOLA, G.; GRAÇA, M. A. S.; HEPP, L. U., KARIUKI, S.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A. L.; MAZZEO, N.; M'ERIMBA, C.; MONROY, S.; PEIL, A.; POZO, J.; REZENDE, R.; TEIXEIRA DE MELO, F. Global Assessment of the Effects of *Eucalyptus* Plantations on Stream Ecosystem Functioning. **Ecosystems**, v. 22, p. 629–642, 2019. DOI: 10.1007/s10021-018-0292-7. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>. Acesso em: 05 nov. 2020.

FLINDT, M.R.; LILLEBØ, A.I. Determination of total nitrogen and phosphorus in leaf litter. In: GRAÇA, M.A.S., BARLOCHER, F., GESSNER, M.O. (Eds.), **Methods to Study Litter Decomposition**. Dordrecht: Springer, 2005. cap. 8, p. 53-60. DOI: 10.1007/1-4020-3466-0_8. Disponível em: https://doi.org/10.1007/1-4020-3466-0_8. Acesso em: 05 nov. 2020.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, v. 12, p. 498–510, 2002. DOI: 10.2307/3060958. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3060958>. Acesso em: 05 nov. 2020.

GISP. Programa Global de Espécies Invasoras. **América do Sul Invasida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**, p. 16, 2005.

GONÇALVES, J. F.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B. M. P.; COUCEIRO, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L; Querino, R.B. (Org.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. v. 1, p. 389-416.

GRACA, M. A. S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, p. 27–41, 2010. DOI: 10.1002/iroh.200911173. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/iroh.200911173>. Acesso em: 05 nov. 2020.

GRAÇA, M. A. S. Patterns and processes in detritus-based stream systems. **Limnologica**, v. 23, p. 107–114, 1993.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf decomposition in streams: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 383-393, 2001. DOI: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D. Disponível em: [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200107\)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D). Acesso em: 05 nov. 2020.

GRAÇA, M. A. S.; ZIMMER, M. Leaf toughness. In: GRAÇA, M. A. S., BARLOCHER, F., GESSNER, M.O. (Eds.), **Methods to Study Litter Decomposition**. Dordrecht: Springer, 2005. p. 121-125. DOI: 10.1007/978-3-030-30515-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4>. Acesso em: 05 nov. 2020.

GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A.; GUERRERO-BOLAÑO, F.; WANTZEN, K.; BOYERO, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**, v. 100, p. 1-12, 2015. DOI: 10.1002/iroh.201401757. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/iroh.201401757>. Acesso em: 05 nov. 2020.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **Bioscience**, v. 41, p. 540-551, 1991. DOI: 10.2307/1311607. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1311607>. Acesso em: 05 nov. 2020.

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 407-413, 2009. DOI: 10.1590/S0102-33062009000200012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200012>. Acesso em: 05 nov. 2020.

HEPP, L. U.; GONÇALVES, J. F. A decomposição de detritos em riachos como serviço ecossistêmico de regulação e suporte prestado pela natureza. In: Parron, L.M.; Garcia, J.R.; Oliveira, E.B.; Brown, G.G.; Prado, R.B. (Org.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. 1 ed. Brasília: Editora Embrapa, 2015. v. 1, p. 226-233. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2020.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologia**, v. 45, p. 61- 68, 2014. DOI: 10.1016/j.limno.2013.11.001. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.11.001>. Acesso em: 05 nov. 2020.

KUGLEROVÁ, L.; GARCÍA, L.; PARDO, I.; MOTTIAR, Y.; RICHARDSON, J.S. Does leaf litter from invasive plants contribute the same support of a stream ecosystem function as native vegetation? **Ecosphere**, v. 8, p. 1–18, 2017. DOI: 10.1002/ecs2.1779. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1779>. Acesso em: 05 nov. 2020.

LEROY, C.J.; MARKS, J.C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 605–617, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01512.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01512.x>. Acesso em: 05 nov. 2020.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M.S.; GONÇALVES, J.F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p. 125-136, 2010. DOI: 10.1007/s10750-010-

0375-8. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0375-8>. Acesso em: 05 nov. 2020.

MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates colonization on native trees leaves in a Neotropical stream (Brasil). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, p. 199-210, 2007. DOI: 10.1002/iroh.200510957. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/iroh.200510957>. Acesso em: 05 nov. 2020.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BUDKE, J.C.; JARENKOW, J.A.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D.R.M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, p. 242-260, 2015. DOI: 10.1093/jpe/rtt058. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>. Acesso em: 05 nov. 2020.

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J. C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 2293-2304, 2015. DOI: 10.1007/s10531-015-0930-8. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0930-8>. Acesso em: 05 nov. 2020.

ROVANI, I. L.; DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M.; BRANDALISE, M.; QUADROS, F. R.; HEPP, L. U. Socioeconomic Changes and Land Use and Land Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, 2020. DOI: 10.1590/2179-8087.025818. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.025818>. Acesso em: 05 nov. 2020.

SAMPAIO, A.; CORTES, R.; LEÃO, C. Invertebrate and microbial colonization in native and exotic leaf litter species in a mountain stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 4, p. 527-540, 2001. DOI: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<527::aid-iroh527>3.3.co;2-4. Disponível em: [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200107\)86:4/5<527::aid-iroh527>3.3.co;2-4](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<527::aid-iroh527>3.3.co;2-4). Acesso em: 05 nov. 2020.

SHIEH, S.H.; HSU, C.B.; WANG, C.P.; YANG, P.S. Leaf breakdown in a subtropical stream riffle and its association with macroinvertebrates. **Zoological Studies**, v. 46, p. 609-621, 2007.

SILVA, D. J. DA; VALDUGA, A. T.; MOLOZZI, J.; FORNEL, R.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Leaching of carbon from native and non-native leaf litter of subtropical riparian forests. **Journal of limnology**, v. 77, p. 247-254, 2018. DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1662. Disponível em: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1662>. Acesso em: 05 nov. 2020.

TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; KRAUSE, P.; SILVA, C.; ONGARATTO, R. M.; SEPP, S.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**, v.12, p. 98-105, 2014. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2807>. Acesso em: 05 nov. 2020.

TONELLO, G.; NAZILOSKI, L.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnetica**, v. 35, p. 243-252, 2016. DOI: 10.23818/limn.35.20. Disponível em: <https://doi.org/10.23818/limn.35.20>. Acesso em: 05 nov. 2020.

TONIN, A. M.; HEPP, L. U.; GONÇALVES, J. F. Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds. **Ecosystems**, v. 21, p. 567–581, 2018. DOI: 10.1007/s10021-017-0169-1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0169-1>. Acesso em: 05 nov. 2020.

TONIN, A. M.; HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M.; GONÇALVES, J. F. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. **Hydrobiologia**, v. 740, p. 79–88, 2014. DOI: 10.1007/s10750-014-1939-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1939-9>. Acesso em: 05 nov. 2020.

VANNOTE R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v. 37, p. 130-137, 1980. DOI: 10.1139/f80-017. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/f80-017>. Acesso em: 05 nov. 2020.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple trophic levels of a forested stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997. DOI: 10.1126/science.277.5322.102. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.277.5322.102>. Acesso em: 05 nov. 2020.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 567–594, 1986. DOI: 10.1146/annurev.es.17.110186.003031. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.003031>. Acesso em: 05 nov. 2020.

WESTLAKE, D.F. Comparison of plant productivity. **Biological Reviews**, v. 38, p. 385-425, 1963. DOI: 10.1111/j.1469-185X.1963.tb00788.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1963.tb00788.x>. Acesso em: 05 nov. 2020.