



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Dissertação de Mestrado

**QUEBRA FOLIAR E COLONIZAÇÃO DE
MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS
DO BIOMA PAMPA**

Cecília Schüler Nin

Porto Alegre, junho de 2010.

**QUEBRA FOLIAR E COLONIZAÇÃO DE
MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DO
BIOMA PAMPA**

Cecília Schüler Nin

*Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto
de Biociências da Universidade Federal
do Rio Grande do Sul, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ecologia*

Orientador: Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues

Comissão examinadora:

Prof. Dra. Norma Luiza Würdig (UFRGS)

Prof. Dra. Edélti Faria Albertoni (FURG)

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (UNB)

Porto Alegre, junho de 2010.

“Ao Garapiá, ao Ibirapuitã, e agora, ao Camaquã.”

*... No coração do gaúcho
Mora uma Pampa menina
Que tem sabor de pitanga
E cheiro de caraguatá
Traz nos cabelos cacheados
A cor do trigal dourado
E corre em suas veias
O rio Ibirapuitã...*

*... É a sanga que chora
Na quietude da tarde
Na lenta agonia
Dos peixes que morrem
Nas águas poluídas
A caminho do mar*

*É a mata que geme
Ardendo em queimadas
Pela mão que mata
Sem nada sentir...*

*E tu campesino
Semente brotada
Do ventre da terra
Que em tempos passados
Peleastes na guerra
Pra ser hoje o dono
Da Pampa menina...*

SUMÁRIO

Sumário	v
Índice de Tabelas	vi
Índice de Figuras	vii
Agradecimentos	viii
Resumo	x
Abstract	xi
Apresentação	01
Introdução	03
Objetivos e hipóteses	08
Materiais e Métodos	
<i>Área de estudo</i>	09
<i>Delineamento experimental</i>	10
<i>Procedimento em campo</i>	13
<i>Procedimento em laboratório</i>	14
Artigo 1 – Efeitos da diversidade de folhiço na decomposição foliar e colonização de macroinvertebrados em riachos	15
Artigo 2 - Quebra foliar e colonização de macroinvertebrados aquáticos em espécies nativas na presença de espécie exótica (<i>Eucalyptus saligna</i> Smith)	50
Considerações finais	81
Referências	85
Anexos	94

ÍNDICE DE TABELAS

MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela I	09
----------------	----

ARTIGO 1

Tabela I	36
Tabela II	37
Tabela III	38
Tabela IV	41
Tabela V	42

ARTIGO 2

Tabela I	70
Tabela II	71
Tabela III	72
Tabela IV	74
Tabela V	75

ÍNDICE DE FIGURAS

MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 1	08
----------------	----

ARTIGO 1

Figura 1	43
Figura 2	44
Figura 3	45
Figura 4	46
Figura 5	47
Figura 6	48

ARTIGO 2

Figura 1	76
Figura 2	77
Figura 3	78
Figura 4	79
Figura 5	80

AGRADECIMENTOS

Ao pai e mãe, Leandro e Lisiane, pela boa educação e pelo amor, que sei que é o maior de todos (divido por três)!

Aos irmãos, Mauri e Luti, que apesar das muitas e grandes pedras nos nossos caminhos, nossa união tem sido forte suficiente para ultrapassá-las, e quando não for possível, de mãos dadas, vamos contorná-las.

Às amigas, Bi, Dani, Adri, Hellen, Tati, Loli, Lulu, Paula e Gringa, porque não tem nada mais gostoso que o doce sabor da amizade.

Ao Eduardo Ruppenthal, um amigo e mais que isso, um lutador que briga ativamente a favor das populações nativas, das espécies nativas, enfim, é genuinamente um herói do povo, do ambiente.

Aos vários ajudantes de campo, pela “mãozinha”: Mãe, Vô e Nina; Gil e Júnior; Bié e Iaguinho; Mer; Pedro e André.

Ao botânico Lucas Milanesi, que mesmo de muletas, acompanhou-me ao longo das matas de galeria dos riachos para auxiliar nos levantamentos das espécies.

Aos colegas do PPG, principalmente à Verônica, Luciana e Márton, pois “uma mão lava a outra e as duas lavam o rosto”. Cada um ajudando na sua maneira, Vê com nossas divagações sobre o que é ciência, o que é vida; Lu e Márton com ajudas de todos os tipos, desde análises estatísticas até identificação dos organismos.

Ao Centro de Ecologia e Depto. de Ecologia do Instituto de Biociências, pela infraestrutura cedida para execução do projeto, bem como a seus funcionários, principalmente à Silvana.

Aos professores e funcionários da UFPE, pela hospitalidade com que me receberam na finalização da dissertação, principalmente ao Dr. José Roberto Botelho de Souza (Betinho), por me fazer tentar enxergar padrões através dos números.

À CNPq, pela concessão da bolsa do mestrado.

E por fim, meu agradecimento mais profundo, ao Dr. Gilberto G. Rodrigues (Gil!), por toda contribuição profissional e pessoal ao longo desses sete anos de “parceria”! Desde lá dos Pampas até Boa Viagem, ouvirás meu grito de saudade do que passou e quem sabe, do que ainda virá!

A todos citados acima e aos que possivelmente tenha esquecido:

MUCHAS GRACIAS!

Resumo

Dois estudos envolvendo processos ecológicos de decomposição foliar e colonização por macroinvertebrados foram realizados em três nascentes do bioma Pampa. O primeiro deles questionou se as folhas podem ter processos diferenciados quando estão misturadas, ou seja, se há efeito aditivo de uma folha sobre as outras e se a fauna decompositora seleciona recursos na forma desse composto heterogêneo. Para tanto, quatro espécies mais comuns da mata de galeria desses riachos foram coletadas e incubadas em bolsas-de-folhíço. A taxa de decomposição das folhas quando misturadas não é diferente da média de todas as espécies isoladas, indicando que não existe efeito de uma espécie sobre as outras. A colonização de macroinvertebrados não respondeu a diferenças dos detritos, tanto para abundância quanto para composição da fauna, indicando que as morfoespécies não têm preferência por tipos de folhas. Em relação aos grupos tróficos funcionais, não existe seleção entre os diferentes detritos - mesmo quando misturados - mas sim um forte padrão de sucessão no tempo. Herbívoros e omnívoros possuem maior frequência nas primeiras etapas do processo, seguidos de detritívoros e carnívoros mais nas etapas finais. Já o segundo estudo se propõe a investigar se a presença de folhas de *Eucalyptus saligna* (exótica) junto às de nativas tem efeito na taxa de decomposição total da mistura em resposta as suas diferentes pressões de seleção, como por exemplo, seus metabólitos secundários. A taxa de decomposição tanto de *E. saligna*, quanto dessas folhas misturadas às nativas, é considerada lenta, sendo que folhas de *E. saligna* isoladas foi a mais rápida, ficando no limite entre lenta a intermediária. A taxa de decomposição do tratamento nativas + *E. saligna* foi diferente daquela esperada pela média de todas as espécies isoladas (nativas + exótica). A densidade de macroinvertebrados foi diferente entre folhas de *E. saligna* e desta misturada às nativas, sendo a maior riqueza de morfoespécies associada às folhas da espécie exótica. Não há padrões quanto à estrutura da assembléia de macroinvertebrados associados às diferentes folhas, e nem entre os tempos. A mesma falta de agrupamento ocorre para os grupos funcionais. *E. saligna* obteve uma taxa de decomposição mais acelerada provavelmente por apresentar baixo teor de lignina e, ainda, pela rapidez com que geralmente os polifenóis são lixiviados. O esperado para a decomposição do tratamento nativas + *E. saligna* foi uma taxa maior daquela observada, possivelmente porque as folhas nativas apresentam uma estrutura tecidual mais íntegra, providenciando uma desaceleração da taxa de decomposição das folhas de eucalipto na mistura. Portanto, tanto o processo de decomposição quanto a colonização de macroinvertebrados do tratamento de nativas sob influência da exótica se deu mais em função das espécies nativas ali presentes.

Palavras-chave: decomposição, nascentes, composição química foliar, grupos funcionais tróficos.

Abstract

Two studies involving ecological processes of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization were performed on three headwater streams of the Pampa biome. The first verified if the leaves may have different decomposition process when they are mixed, in other words, if there is additive effect of a film on the other, and if the fauna selects resources in the form of this heterogeneous compound. To achieve that, the four most common species of the gallery forest of these streams were collected and placed in litter-bags. The leaf breakdown rate when mixed is not different from the average of all species isolated, indicating that there is no effect of one species over the others. The colonization of macroinvertebrates did not respond to differences of detritus, both to the abundance and for fauna composition, indicating that the morphospecies have no preference for the leaves kind. Regarding the functional feed groups, there is no selection among the different debris - even when mixed - but a strong pattern of temporal succession. Herbivores and omnivores have higher frequency in the early stages of the decomposition followed by detritivores and carnivores in the final stages. The second study aims to investigate whether the presence of *Eucalyptus saligna* (exotic) plus native leaves affect the decomposition rate of the mixture since these leaves have experienced different selection pressures and therefore have different mechanisms of decomposition, for example, have developed different secondary metabolites. The decomposition rate of both *E. saligna*, and these leaves mixed with native, were considered slow, but the *E. saligna* leaves alone had the fastest decomposition rate, being in the limit between slow and intermediate. The leaf breakdown rate of native + *E. saligna* was different from that expected by the average of the isolated species (native + exotic). The density of macroinvertebrates was different between of *E. saligna* and native plus eucalypt leaves, with the greatest richness of morphospecies associated with the leaves of the exotic one. There were no standards in the assembly of macroinvertebrates associated with the different leaves, or between times. The same lack of clustering occurs for the functional feed groups. *E. saligna* obtained a faster decay rate probably because of its low lignin content, and also the speed with which the polyphenols are generally leached. The expected for the decomposition rate of native + *E. saligna* was higher than the observed, possibly because the leaves have a native tissue structure more fully, providing a deceleration in the decomposition rate of eucalyptus leaves in the mix. Therefore, both the process of decomposition and colonization by macroinvertebrates under the influence of the exotic, were more associated with the presence of the native species.

Key-words: decomposition, streams, leaf chemical composition, macroinvertebrates, functional feed groups.

INTRODUÇÃO GERAL

Como parte das mudanças de paradigmas ambientais que se iniciaram na década de 80, o interesse, os estudos e o conhecimento sobre as matas ciliares vêm sendo ampliados de forma marcante nos últimos anos. Em nível de micro-bacia, a zona ripária, que inclui principalmente as margens e as cabeceiras de drenagem dos cursos d'água, caracteriza-se como habitat de extrema dinâmica, diversidade e complexidade (Gregory *et al.*, 1992), sendo ela responsável por grande parte do regime ambiental do ecossistema aquático (Lima & Zákia, 2000). Nesse sentido, a alteração da vegetação ripária, em termos, por exemplo, de mudanças em sua estrutura e composição, certamente desencadeará mudanças nos processos do ecossistema ripário e, portanto, em seus serviços ambientais (Lima, 2003). A matéria orgânica proveniente da vegetação ripária é a maior fonte de energia em ecossistemas lóticos de baixa ordem (Vannote *et al.*, 1980; Webster & Benfield, 1986). Portanto, uma mudança das espécies que contribuem para esse aporte de matéria orgânica nos riachos altera a decomposição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados em riachos (Smock & MacGregor, 1988). Em muitos sistemas, a invasão de árvores exóticas tem sido correlacionada com mudanças nas taxas de decomposição dos detritos, biomassa e densidade de invertebrados (Campbell, 1994; Abelho & Graça, 1996, Royer *et al.*, 1999; Sampaio *et al.*, 2001). A decomposição de folhas de eucalipto em sistemas aquáticos tem sido muito estudada em regiões temperadas devido à vasta introdução dessas árvores nesses ambientes. Alguns deles demonstram que essas folhas são pobres em nutrientes - baixo teor de nitrogênio (Pozo, 1993) - e ricas em polifenóis e taninos condensados (Canhoto & Graça, 1999).

Em rios, dois tipos de ecótonos podem ser considerados: terra-água e água-água. Numa dimensão transversal, ocorrem as zonas de transição terra-água, que constituem as zonas ripárias. Na dimensão longitudinal, constituem os chamados ecótonos água-água, originados a partir de uma descontinuidade no percurso de água, como, por exemplo, nas quedas de água ou determinados pela heterogeneidade espacial do substrato em trechos de baixa ordem (Henry, 2003). Visto que a retenção do material alóctone provindo da zona ripária depende diretamente da estrutura do canal e da hidrologia do riacho, estudos demonstram que 90% das folhas que caem em riachos de pequena ordem podem ficar retidas em poucos metros após a queda (Canhoto & Graça, 1998). Uma vez retidas nesses remansos, elas formam uma mistura de material orgânico. O efeito dessa mistura foliar não necessariamente aumenta as taxas de decomposição, pois substâncias inibidoras (taninos, polifenóis) de algumas espécies podem acabar influenciando às demais (Chapman *et al.*, 1988). Ainda, esse composto foliar de várias espécies pode não ter qualquer efeito aditivo nos processos de decomposição (Swan & Palmer, 2004; Moretti *et al.*, 2007), bem como na assembleia de invertebrados associados às folhas (Hansen, 2000; Abelho, 2009). Atualmente, há muitas contradições em relação aos efeitos da diversidade de plantas na sua decomposição e consumo. Ainda, essa matéria orgânica oriunda da mata ciliar que aporta na calha dos riachos proporciona diversos habitats, sendo as alterações que o curso d'água sofre ao longo de seu trajeto importantes na determinação da organização funcional das comunidades (Cummins *et al.*, 1989). A queda das folhas pode variar sazonalmente, tornando-se um fator importante para a fauna aquática. Em regiões temperadas, o aporte energético alóctone ocorre principalmente durante o outono, período em que ocorre abscisão das folhas de grande parte das espécies. Este

aporte continua durante todo ano, porém em menor quantidade (Benfield, 1997). Nas regiões tropicais, muitos estudos envolvendo o aporte de folhas em riachos apresentam taxas relativamente similares durante o ano inteiro (Crowl *et al.*, 2001; Wantzen *et al.*, 2002). Nin *et al.* (2006) verificaram também um aporte constante de material alóctone principalmente de folhas em riacho na região subtropical do Brasil (São Francisco de Paula, RS).

Os macroinvertebrados aquáticos, dentre eles os insetos, são participantes ativos no processo de degradação foliar. Por essa razão, muitos pesquisadores buscaram entender como se dá a participação desses organismos nesse compartimento detrital. Merrit & Cummins (1996) agruparam os insetos aquáticos em cinco categorias de acordo com suas características morfológicas e comportamentais: fragmentadores, coletores, raspadores, filtradores e predadores. Dentro do grupo dos coletores, pode ocorrer uma subdivisão entre coletores-raspadores e coletores-filtradores. Assim que as folhas aportam no riacho, sofrem uma imediata lixiviação dos compostos solúveis, bem como alguma fragmentação física. Há uma subsequente colonização por fungos aquáticos, os quais produzem enzimas capazes de quebrar seus polissacarídeos estruturais, sendo o produto desse processo incorporado em sua biomassa fúngica (Gessner *et al.*, 1999). Esse condicionamento da folha, onde há o ataque por fungos e bactérias, tornando-a mais palatável para a ação dos fragmentadores (Graça, 2001).

As folhas em riachos são decompostas pela ação de fatores físicos (lixiviação dos compostos solúveis e fragmentação física) e decomposição biológica (mediada por decompositores e detritívoros) (Webster & Benfield, 1986; Graça *et al.*, 2002). Alguns

autores sugerem que riachos tropicais diferem daqueles temperados por consequência de suas distintas contribuições no processamento do detrito, sendo os últimos influenciados basicamente pela ação dos insetos fragmentadores e, aqueles tropicais influenciados pela ação microbiana (Irons *et al.*, 1994; Rosemond *et al.*, 1998, Graça *et al.*, 2001, Mathuriau & Chauvet, 2002), provavelmente porque cursos d'água de baixas latitudes apresentam temperaturas mais altas, propiciando um ambiente favorável para a proliferação desses organismos. Além disso, Covich (1988) sugere que a alta flexibilidade na história de vida somada à alta mobilidade dos consumidores neotropicais pode ter refletido na maior flexibilidade na exploração dos recursos, por isso as teias tróficas nos trópicos são dominadas por generalistas.

A serapilheira provinda de diferentes espécies de plantas decompõe-se em taxas diferentes nos rios (Webster & Benfield, 1986; Ostrofsky, 1997;) e abrigam diferentes assembléias de organismos decompositores (Wallace *et al.*, 1982; Cummins *et al.*, 1989; Graça, 2001). A natureza morfológica e química do material foliar de espécies de regiões tropicais, por apresentarem maior diversidade devido às pressões ecológicas, possui, também, maior quantidade de compostos secundários utilizados na defesa contra a herbivoria (Graça, 2001). Espécies com pouca quantidade de tecidos estruturais (p.ex.: lignina e celulose), área foliar específica grande, alto conteúdo de nutrientes, e baixa quantidade de compostos secundários, geralmente apresentam uma taxa de decomposição mais rápida (Gessner & Chauvet, 1994; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2000; Wright and Westoby, 2002; Vaieretti *et al.*, 2005). Esses compostos, junto com características morfológicas poderiam continuar atuando depois da entrada do material nos sistemas aquáticos, de forma a impedir ou, ao menos,

prejudicar a colonização das folhas por macroinvertebrados aquáticos (Grime et al., 1996; Wantzen *et al.*, 2002; Santiago, 2007).

O cultivo de árvores exóticas tem recebido muitos incentivos, tanto das indústrias privadas quanto do governo, para produção de celulose, por exemplo. As plantações geralmente não são sistemas silvopastoris, onde pelo menos uma parte da composição original de espécies permanece, mas densas monoculturas, que não permitem o crescimento de plantas no sub-bosque devido à falta de luz. No sul do RS, plantações de *Eucalyptus* sp. estão aumentando em área rapidamente, também levando à perda de espécies campestres (Pillar *et. al.*, 2002). Dados mais específicos do impacto dessas plantações na flora e fauna no sul do Brasil não existem, assim como dados recentes e confiáveis sobre a expansão espacial das plantações de árvores.

Assim, foram realizados dois experimentos envolvendo a questão da decomposição de detritos e sua colonização por macroinvertebrados. O primeiro artigo aborda a questão da quebra foliar e colonização de macroinvertebrados aquáticos - considerando os diferentes grupos tróficos - de espécies nativas de mata de galeria em riachos, testando se esses processos são alterados quando folhas dessas espécies se encontram misturadas. Já o segundo, investiga qual o efeito da diversidade de folhívoros de plantas nativas na decomposição de uma espécie exótica [*Eucalyptus saligna* Smith (MYRTACEAE)], já que estudos relacionados a processos de decomposição com essa árvore são escassos em regiões tropicais e, também, por ser a área de estudo alvo de projetos de monoculturas de eucalipto.

A dissertação foi estruturada da seguinte forma: Introdução Geral, incluindo o objetivo principal do trabalho e suas hipóteses; Materiais e Métodos, discorrendo a

área de estudo e explicando o delineamento amostral; Artigo 1 e 2; Considerações Finais; Referências e Anexos. Ambos os artigos serão submetidos à revista científica *Acta Limnologica Brasiliensia*, e por essa razão estão formatados segundo suas normas.

OBJETIVOS

Analisar a quebra foliar e colonização de macroinvertebrados aquáticos de espécies nativas de mata de galeria em riachos, testando se esses processos são alterados quando folhas dessas espécies se encontram misturadas. Além disso, verificar se a taxa de decomposição de espécies nativas é influenciada pela presença de folhas de uma espécie exótica (*Eucalyptus saligna* Smith), analisando se existe alteração na assembléia dos macroinvertebrados aquáticos.

HIPÓTESES

- i. Diferentes espécies de folhas decompõem-se em diferentes taxas (tempo) e abrigam diferentes assembléias de macroinvertebrados, em função da diferença da qualidade e composição da folha;
- ii. A presença de folhas de *E. saligna* junto às de nativas tem efeito na taxa de decomposição total da mistura, assim como efeitos na estrutura da assembléia de macroinvertebrados em resposta aos metabólitos secundários que sofreram diferentes pressões de seleção.

MATERIAS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em três riachos localizados na Área de Proteção Ambiental Ibirapuitã (APA Ibirapuitã), Unidade de Conservação de Uso Sustentável, criada com o intuito de proteger o Bioma Pampa (Figura 1). A APA Ibirapuitã estende-se por aproximadamente 319 mil hectares da fronteira oeste do Rio Grande do Sul, na região geomorfológica do Planalto da Campanha, abrangendo os seguintes municípios: Alegrete (13,78%), Quaraí (12,43%), Rosário do Sul (16,02%) e Santana do Livramento (57,77%) (Plano de Gestão da APA Ibirapuitã, 1998). Os riachos fazem parte da bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã (ocupa 47% da APA), sendo estes as nascentes do rio Ibirapuitã, localizados mais precisamente no município de Santana do Livramento: nascente 1 – Borba (30°45'S e 55°39'O), nascente 2 – Sociedade (30°39'S e 55°47'O), nascente 3 – Matadouro (30°30'S e 55°51'O).

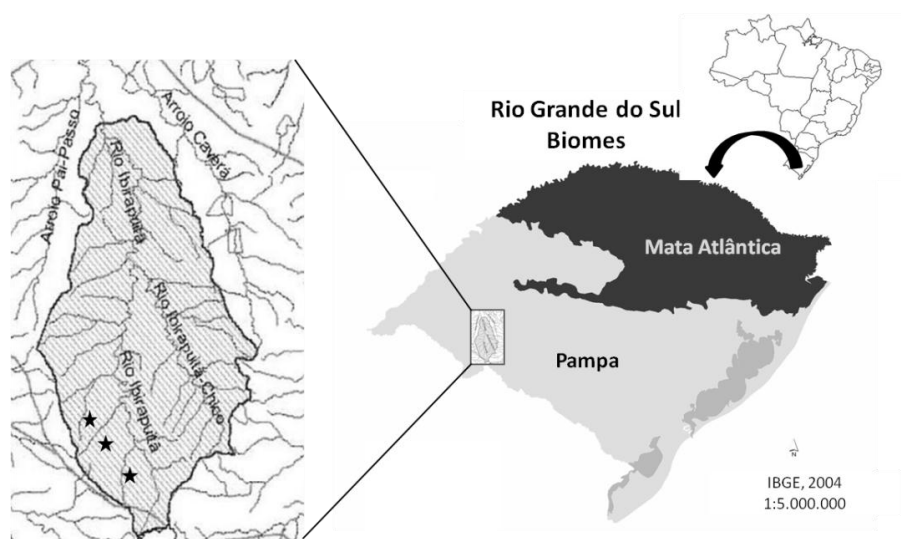


Figura 1. Mapa dos biomas presentes no Rio Grande do Sul. Em detalhe, os limites da APA Ibirapuitã, que protege integralmente a bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. (Fonte = IBGE, 2004).

A formação vegetal no entorno dos corpos d'água é a Savana Estépica Gramíneo-Lenhosa. Um dos riachos apresenta uma mata de galeria com maior número de indivíduos arbóreos (nascente 2 – Sociedade), sendo que os outros dois suportam uma vegetação ripária mais arbustiva (DAP < 8cm) e com indivíduos mais esparsos. O clima da região é subtropical, temperado quente, com chuvas bem distribuídas e com estações bem definidas (Cfa na classificação de Köeppen). De acordo com Hausman (1995), o volume de precipitação média anual no município está abaixo dos 1400mm, com médias mensais de 100 a 150mm, ocorrendo um pequeno déficit hídrico nos meses de dezembro e fevereiro, e com temperatura média anual de 17,4°C.

Delineamento experimental

Para saber quais espécies nativas são mais comuns nos riachos foi realizado um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos (Filgueiras *et al.*, 1994), através do caminhamento pela mata de galeria dos três riachos (Tabela I). Para a seleção das espécies nativas foi levado em conta a sua predominância e ocorrência, ou seja, as espécies comuns entre os riachos que apresentavam maior número de indivíduos. Assim, as quatro espécies selecionadas foram: *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs (EUPHORBIACEAE), *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera (ANACARDIACEAE), *Scutia buxifolia* Reissek (RHAMNACEAE), *Myrcianthes cisplatensis* (Cambess.) O.Ber (MYRTACEAE).

Tabela I. Espécies vegetais encontradas na mata de galeria de três nascentes do rio Ibirapuitã, RS. (X) = presença e (-) = ausência.

Espécies	Nascente 1	Nascente 2	Nascente 3
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	X	X	X

<i>Schinus polygamus</i>	X	X	X
<i>Siderolixum obtusifolium</i>	X	X	X
<i>Tripodanthus acutifolium</i>	X	X	X
<i>Eugenia uniflora</i>	X	X	-
<i>Berberis laurina</i>	X	X	-
<i>Zantoxylum rhoifolium</i>	X	X	-
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X	-	X
<i>Lithrea molleoides</i>	X	-	X
<i>Maytenus ilicifolia</i>	X	-	X
<i>Myrrhimum atropurpureum</i>	X	-	-
<i>Eugenia uruguayensis</i>	X	-	-
<i>Sebastiana brasiliensis</i>	X	-	X
<i>Scutia buxifolia</i>	X	X	X
<i>Sebastiana comersoniana</i>	-	X	X
<i>Xylosma prockia</i>	-	X	X
<i>Zantoxylum fagara</i>	-	X	X
<i>Quillaja brasiliensis</i>	-	X	X
<i>Celtis iguanea</i>	-	X	X
<i>Allophylus guaraniticus</i>	-	X	-
<i>Styrax leprosus</i>	-	X	-
<i>Ocotea acutifolia</i>	-	X	-
<i>Citarelixum montevidensis</i>	-	X	-
<i>Allophylus edulis</i>	-	X	-
<i>Pouteria salicifolia</i>	-	X	-
<i>Pouteria gardneriana</i>	-	X	-
<i>Myrcianthes pungens</i>	-	-	X
<i>Guettarda uruguensis</i>	-	-	X
<i>Aloysia grandissima</i>	-	-	X
<i>Caliandra tweediei</i>	-	-	X
TOTAL	13	19	17

Em relação às folhas da espécie exótica (*E. saligna*), estas foram coletadas em uma área de monocultura de eucalipto no município de Arroio dos Ratos, pertencente

à antiga empresa Aracruz Celulose. Após a seleção das espécies nativas da mata de galeria, foi feita a coleta das folhas no final de setembro a início de outubro de 2008. As folhas verdes foram coletadas de diferentes indivíduos, para que, assim, contemplassem uma maior diversidade genética das plantas. Retiraram-se as folhas - com aproximadamente o mesmo tamanho - dos galhos que estavam na mesma altura, e que, portanto, estariam num estágio semelhante de vida. Todo material vegetal foi levado à estufa a uma temperatura de 60°C por 48h para obtenção do seu peso seco através de uma balança analítica com precisão de 0,001g. Essas folhas já secas foram transferidas para bolsas-de-folhíço (20x20 cm), onde cada unidade recebeu uma massa foliar de $3,0 \pm 0,001$ gramas de peso seco em seu interior. A malha dessas bolsas tinha uma abertura de 1mm, sendo que em cada superfície foram feitos orifícios para que os organismos maiores tivessem acesso a esse material. Para sua identificação, utilizaram-se etiquetas de polietileno fixadas com um lacre metálico com uma numeração específica.

Experimento 1

O experimento 1 foi dividido em cinco tratamentos: quatro tratamentos com folhas de uma única espécie nativa (bolsas simples) e um tratamento com a mistura de folhas das quatro espécies nativas (bolsa mista). As bolsas simples foram contempladas com uma massa foliar seca de 3,00g de uma única espécie. Para as mistas, a massa foliar total foi dividida pelo número de espécies contidas no tratamento (0,75g de *S. commersoniana* + 0,75g de *S. polygamus* + 0,75g de *S. buxifolia* + 0,75g de *M. cisplatensis* = 3,00 gramas).

Experimento 2

O experimento 2 foi dividido em três tratamentos: um com folhas da espécie exótica (*E. saligna*), um com a mistura de folhas das quatro espécies nativas (bolsa mista) e outro com folhas de *E. saligna* somada às folhas das quatro espécies nativas (bolsa mista + *E. saligna*). Para ambos os tratamentos mistos, a massa foliar de cada espécie foi dividida pelo número de espécies contidas no tratamento, como previsto para as bolsas mistas do experimento 1. No caso do tratamento “bolsa mista + *E. saligna*”, cada espécie (4 nativas e 1 exótica) contribuiu com uma biomassa de 0,60g, totalizando 3,00g.

Procedimento em campo

O início do período de exposição das bolsas-de-folhíço ocorreu em outubro de 2008, finalizando-se em junho de 2009. Em trechos dos três riachos foram distribuídas três unidades amostrais de cada tratamento (9 unidades amostrais por tratamento), sendo estas coletadas após 1, 30, 60, 90, 180 e 220 dias de exposição. Assim, no experimento 1 havia um total de 270 unidades amostrais (270 u.a. = 3 u.a. X 3 riachos X 6 períodos de coleta X 5 tratamentos) e no experimento 2 um total de 162 unidades amostrais (162 u.a. = 3 u.a. X 3 riachos X 6 períodos de coleta X 3 tratamentos). O tratamento misto com folhas de nativas “bolsa mista” foi o mesmo para ambos os experimentos. Para manter uma independência das unidades amostrais, considerou-se uma distância mínima de dez metros entre cada ponto do mesmo riacho, sendo elas fixadas às árvores ribeirinhas através de um fio de nylon resistente. Após a retirada da água, as bolsas foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas em isopor térmico até o laboratório.

Para cada período de coleta foram analisadas as seguintes variáveis químicas e físicas da água: Temperatura da água e do ar (°C), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, Oxigênio Dissolvido (mg/L), Velocidade em cada bolsa (m/seg). Adicionalmente à coleta de 30 dias (novembro de 2008), foram analisadas mais algumas variáveis importantes, tais como: Dureza (mg CaCO_3/L), Fósforo Total (mgP/L), Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN/L), Sólidos Totais (mg/L) e Vazão (m^3/seg).

Procedimento em laboratório

O material coletado foi lavado em água corrente sob uma peneira com abertura de 200 μm . As folhas em processo de decomposição foram novamente levadas à estufa a uma temperatura de 60° C por 48h para obtenção do seu peso seco remanescente, para assim, calcular a taxa de degradação foliar através do modelo exponencial não-linear $M_t = M_o e^{-k.t}$ (Petersen & Cummins, 1974), onde M_t é a massa no tempo t , M_o é a massa inicial, t é o tempo em dias e k é o coeficiente de decaimento foliar. Através do valor desse coeficiente de decaimento foliar, as espécies foram classificadas como lenta ($0 > k > 0,005$), intermediária ($0,005 > k > 0,01$) e rápida ($0,01 > k > 1,00$), segundo Petersen e Cummins (1974).

O resto do material retido na peneira (organismos e material orgânico particulado) foi fixado em álcool 70% para posterior contagem em estereomicroscópio (aumento 40x) e identificação em nível de morfoespécie utilizando diversas chaves de identificação (Domínguez *et al.*, 1992; Merritt & Cummins, 1996; Angrisano, 1995; Pes *et al.*, 2005). Quando possível, os grupos tróficos funcionais foram atribuídos a cada morfoespécie, segundo a classificação de Merritt & Cummins (1996).

ARTIGO 1.

EFEITOS DA DIVERSIDADE DE FOLHIÇO NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS

Cecília Schüler Nin^a & Gilberto Gonçalves Rodrigues^b

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av: Bento Gonçalves, 9500, prédio 43422, Porto Alegre, RS, CEP 91501-970.

^b Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Av: Professor Moraes Rego, S/N, Cidade Universitária, Recife, PE, CEP 50670-420.

Resumo

A serapilheira provinda de diferentes espécies de plantas decompõe-se em taxas diferentes nos rios e abrigam diferentes assembléias de organismos decompositores. Muitos trabalhos apresentam resultados contraditórios quanto aos efeitos da diversidade de plantas na sua decomposição e consumo. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo analisar a quebra foliar e colonização de macroinvertebrados aquáticos - considerando os diferentes grupos tróficos – em quatro espécies nativas (quatro tratamentos simples) de mata de galeria em riachos, testando se esses processos são alterados quando folhas dessas espécies se encontram misturadas (um tratamento misto). Existe diferença na taxa de decomposição entre os tratamentos. Entretanto, a taxa de decomposição das folhas quando misturadas não é diferente da média de todas as espécies isoladas, indicando que não existe efeito de uma espécie sobre as outras. A colonização de macroinvertebrados não respondeu a diferenças dos tratamentos, tanto para abundância quanto para composição da fauna, indicando que as morfoespécies não têm preferência por tipos de folhas. Em relação aos grupos tróficos funcionais, não existe seleção entre os diferentes tratamentos - mesmo quando misturados - mas sim um forte padrão de sucessão no tempo. Herbívoros e omnívoros possuem maior frequência nas primeiras etapas do processo, seguidos de detritívoros e carnívoros nas etapas finais.

Palavras-chave: nascentes; composição do folhíço; quebra foliar; grupos funcionais tróficos.

Abstract

Litter stemmed from different plant species decomposes at different rates in the rivers and harbor different assemblages of decomposer organisms. Many studies have shown conflicting results regarding the effects of plant diversity in its decomposition and consumption. Thus, the aim of this study is to analyze the breakdown of leaf and macroinvertebrate colonization - considering the different functional feed groups - in four native species of gallery forest along streams (four simple treatments), testing whether these processes are altered when these leaves species are mixed (mixed treatment). There is a difference in decomposition rate between treatments. However, the rate of leaf decomposition when mixed is not different from the average of all species isolated, indicating that there is no effect of one species over others. The colonization of macroinvertebrates did not respond to different treatments, both for abundance and composition of the fauna, indicating that the morphospecies have no preference for the leaves kinds. Regarding the functional trophic groups, there is no selection between the different treatments, but there is a strong pattern of succession in time. Herbivores and omnivores have higher frequency in the early stages of the procedure followed by detritivores and carnivores in the final stages.

Key-words: streams; litter composition; leaf breakdown; functional feed groups.

Introdução

A serrapilheira provinda da vegetação ripária é um recurso essencial para as redes tróficas dos riachos (Cummins *et al.*, 1989; Wallace *et al.*, 1997). A composição de espécies arbóreas e arbustivas dessa vegetação apresenta enorme variação de área para área, o que torna muito difícil uma definição de sua composição florística (Lima, 2003). A serrapilheira de diferentes espécies de plantas decompõe-se em taxas diferentes nos rios (Webster & Benfield, 1986; Ostrofsky, 1997) e abrigam diferentes assembléias de organismos decompositores (Wallace *et al.*, 1982; Cummins *et al.*, 1989; Graça, 2001). A natureza morfológica e química do material foliar de espécies de regiões tropicais, por apresentarem maior diversidade devido às pressões ecológicas, possui, também, maior quantidade de compostos secundários utilizados na defesa contra a herbivoria (Graça *et al.*, 2001). Em sistemas terrestres, já é claro que espécies com pouca quantidade de tecidos estruturais (p.ex.: lignina e celulose), área foliar específica grande, alto conteúdo de nutrientes, e baixa quantidade de compostos secundários, apresentam uma taxa de decomposição mais rápida (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2000; Wright and Westoby, 2002; Vaieretti *et al.*, 2005). Para sistemas aquáticos, espera-se o mesmo comportamento, já que esses compostos, junto com características morfológicas poderiam continuar atuando depois da entrada do material nos sistemas aquáticos, de forma a impedir ou, ao menos, prejudicar a colonização das folhas por macroinvertebrados aquáticos (Feeny, 1970; Grime *et al.*, 1996; Wantzen *et al.*, 2002; Santiago, 2007).

As folhas, ao aportarem no riacho, podem ficar retidas em remansos formando uma mistura de material orgânico. Existem várias discussões a cerca de quais os efeitos

dessa mistura, se ela pode aumentar as taxas de decomposição, através de compostos inibidores (taninos, polifenóis) de algumas espécies que podem acabar influenciando às demais (Chapman *et al.*, 1988). Ainda, há trabalhos apontando que esse composto foliar de várias espécies pode não ter efeito aditivo nos processos de decomposição (Swan & Palmer, 2004; Moretti *et al.*, 2007), bem como na assembléia de invertebrados associados às folhas (Hansen, 2000; Abelho, 2009).

Atualmente, há muitas contradições em relação aos efeitos da diversidade da serrapilheira no processo de decomposição e consumo. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo analisar a quebra foliar e colonização de macroinvertebrados aquáticos - considerando os diferentes grupos tróficos - de espécies nativas de mata de galeria em riachos, testando se esses processos são alterados quando folhas dessas espécies se encontram misturadas.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O experimento foi conduzido em três nascentes (Nascente 1: 30°45'S e 55°39'O; Nascente 2: 30°39'S e 55°47'O; Nascente 3: 30°30'S e 55°51'O) da bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã, localizadas em uma Área de Proteção Ambiental (APA Ibirapuitã) no bioma Pampa, sudoeste do RS, Brasil. A mata de galeria desses riachos se mostra bem preservada, pois se encontram em propriedades de pecuária extensiva, com um impacto mínimo de pastejo.

Bolsas-de-folhico

Pelo método expedito para levantamentos florísticos qualitativos (Filgueiras *et al.*, 1994), através do caminhamento pela mata de galeria dos três riachos, quatro espécies nativas comuns entre as três nascentes foram selecionadas para o experimento: *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs (EUPHORBIACEAE), *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera (ANACARDIACEAE), *Scutia buxifolia* Reissek (RHAMNACEAE), *Myrcianthes cisplatensis* (Cambess.) O.Ber (MYRTACEAE). As folhas coletadas de diferentes indivíduos arbóreos de cada espécie foram levadas à estufa a uma temperatura de 60°C por 48h para obtenção do seu peso seco.

O experimento foi dividido em cinco tratamentos: quatro com uma única espécie (simples) e um com a mistura das quatro espécies nativas (mista). Em cada bolsa-de-folhíço (20x20 cm) foi colocado uma massa foliar de $3,0 \pm 0,001$ gramas de peso seco em seu interior. Para as mistas, a massa de cada espécie foi dividida pelo número de espécies contidas no tratamento (0,75 gramas de cada espécie). A malha dessas bolsas tinha uma abertura de 1mm, sendo que em cada superfície foram feitos orifícios para que os organismos maiores tivessem acesso a esse material.

O início do período de exposição das bolsas-de-folhíço ocorreu em outubro de 2008, finalizando-se em junho de 2009. Em cada período de coleta (1, 30, 60, 90, 180 e 220 dias) nove unidades amostrais de cada tratamento foram retiradas da água (n= 270 unidades amostrais), sendo devidamente acondicionadas até serem levadas ao laboratório. As unidades amostrais foram distribuídas em três trechos de remanso dos três riachos, com uma distância mínima de dez metros para manter uma independência entre as mesmas. A fixação foi feita em árvores ribeirinhas através de um fio de nylon resistente.

As análises químicas do detrito foram realizadas no período inicial – após 24h de exposição na água – para os seguintes parâmetros: nitrogênio Kjeldahl, carbono orgânico, fósforo total, potássio total, cálcio total, magnésio total e lignina. Como não foram encontrados na literatura dados a cerca da consistência da folha, essa característica foi classificada conforme a percepção do pesquisador em relação ao seu grau de maleabilidade e resistência da seguinte maneira: membranácea (mais maleável e menos resistente); coriácea (pouco maleável e muito resistente); papirácea (maleabilidade e resistência intermediária).

Macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados associados às folhas foram fixados em álcool 70% até sua contagem e identificação em nível de morfoespécie com o auxílio de chaves de identificação (Domínguez *et al.*, 1992; Merritt & Cummins, 1996; Angrisano, 1995; Pes *et al.*, 2005). A estratégia alimentar (níveis tróficos) foi atribuída a cada morfoespécie segundo seu mecanismo alimentar (grupo funcional trófico) proposto por Merritt & Cummins, 1996:

Herbívoros = fragmentadores (folhas) e filtradores (principalmente algas);

Carnívoros = predadores;

Detritívoros = coletores (detritos);

Onívoros = raspadores (perífíton) e àqueles que utilizam mais de um mecanismo.

Análises dos dados

Para a análise da degradação foliar foi utilizado um modelo exponencial não-linear $M_t = M_0 e^{-k \cdot t}$ (Petersen & Cummins, 1974), onde M_t é a massa no tempo t , M_0 é a massa inicial, t é o tempo em dias e k é o coeficiente de decaimento foliar. Diferenças entre o k dos tratamentos foram testadas pela análise do logaritmo ($\log x + 1$) da fração remanescente através da análise de covariância, sendo o tempo a covariável (ANCOVA). Testes *post hoc* foram executados para apontar quais os tratamentos que diferiam. Segundo Petersen & Cummins (1974), as taxas de decomposição das espécies vegetais foram classificadas de acordo com o seu coeficiente de decaimento foliar: lenta ($0,005 \leq k \leq 0$), intermediária ($0,01 \leq k < 0,005$) e rápida ($1,0 \leq k < 0,01$).

Com os mesmos dados da ANCOVA, contrastes lineares foram realizados para testar se existe efeito aditivo das espécies quando estão misturadas. Assim, testou-se a hipótese de que o tratamento “mista” observado difere daquele esperado pela média das taxas de decaimento foliar estimado para cada tratamento simples ($H_0 : K_{MISTURA} - [(\sum k_i) / n] = 0$, onde i = espécie do tratamento simples). Se a diferença entre as taxas de decaimento (observado – esperado) for significativamente diferente de 0, temos uma evidência de que existem efeitos aditivos quando as espécies estão misturadas (Swan & Palmer, 2004). Os dados foram examinados assumindo os pressupostos da normalidade e homocedasticidade dos resíduos. Tanto a ANCOVA quanto os Contrastes Lineares foram executados no Programa R.

Sendo que a riqueza de morfoespécies está relacionada com abundância de indivíduos numa dada amostra (Gotelli & Colwell, 2001), curvas de rarefação com intervalos de confiança foram realizadas para a comparação da riqueza de morfoespécies de macroinvertebrados entre os tratamentos utilizando o programa

PAST 1.9 (Hammer *et al.* 2001). Para verificar se a densidade de macroinvertebrados (indivíduos/bolsa-de-folhço) variava entre os tratamentos e ao longo do tempo, foi realizada a ANOVA.

Ordena es através da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS; Clarke & Warwick, 2001) foram realizadas para verificar a existência de padrões de agrupamento das morfoespécies e dos grupos funcionais tanto para o fator tratamento quanto para o tempo. Para tanto, foi utilizada a matriz de densidade (morfoespécie e grupo funcional) X tratamento X tempo, sendo os dados transformados pela extra o de sua raiz quarta e após foi executada a distância de Bray-Curtis como  ndice de dissimilaridade. Para verificar se existe diferença estatística entre os possíveis padrões gerados pela ordena o, uma análise de similaridade foi executada (ANOSIM; Clarke & Warwick, 2001) através da matriz de distância de Bray-Curtis. Tanto o NMDS quanto o ANOSIM foram executados no pacote estatístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006).

Resultados

Características das nascentes

Os parâmetros físicos e químicos da água são similares entre as nascentes, exceto quanto à condutividade elétrica e dureza da nascente 2 que apresenta maiores valores em rela o às demais (Tabela I).

Características das folhas

A análise química das folhas mostra que as espécies apresentam diferentes concentra es de nutrientes em sua constitui o, onde observamos dois extremos: S.

commersoniana com maiores concentrações de nitrogênio [2,40] e fósforo [0,17], menor concentração de lignina [6,41], e consistência muito maleável; e no outro extremo *S. buxifolia* com concentração intermediária de nitrogênio [2,10], baixa concentração de fósforo [0,09], alta concentração de lignina [17,37], e consistência pouco maleável (Tabela II).

Decomposição das folhas

Enquanto as folhas de *S. commersoniana* levaram menos de 30 dias para perder metade de sua massa inicial, àquelas de *S. polygamus*, *M. cisplatensis*, *S. buxifolia* levaram cerca de 60 dias. Para a mesma perda de massa foliar (50%), verificou-se uma decomposição ligeiramente mais rápida da mistura dos quatro tipos de folhas em relação a essas três espécies quando tratadas isoladamente (Figura 1).

Existe diferença na taxa de decomposição entre os tratamentos (ANCOVA, $F_{4, 232} = 169,8586$; $p < 0,001$). *S. polygamus*, *M. cisplatensis* e a mistura demonstram comportamento semelhante em relação ao decaimento foliar, sendo os demais tratamentos diferentes entre si. *S. commersoniana* ($K = - 0,015 \text{ d}^{-1}$) teve uma perda de massa foliar significativamente mais rápida que as demais espécies ($p < 0,001$), com somente 7% de massa foliar remanescente em 90 dias de exposição (Fig. 1). As taxas de decomposição dos tratamentos com folhas de *S. polygamus* ($k = - 0,003 \text{ d}^{-1}$), *M. cisplatensis* ($k = - 0,004 \text{ d}^{-1}$), *S. buxifolia* ($k = - 0,002 \text{ d}^{-1}$) e mista ($k = - 0,003 \text{ d}^{-1}$) foram consideradas lentas (Figura 2). A taxa de decomposição da mistura não foi significativamente diferente do esperado, valores estes baseados na média dos tratamentos de espécie única ($t_{4, 232} = - 0,198$; $p > 0,05$).

Colonização dos macroinvertebrados

Foi encontrado um total de 59 morfoespécies, sendo 49 pertencentes à classe Insecta e os demais divididos entre as classes Arachnida (Acari), Malacostraca (Amphipoda), Gastropoda (Basommatophora), Bivalvia, Hirudinae e Oligochaeta. Dentre os insetos, Caenidae (representada pelo gênero *Caenis*) e Chironomidae foram os mais abundantes, sendo encontrados em cerca de 80% das bolsas. Treze morfoespécies (principalmente das ordens EPHEMEROPTERA e TRICHOPTERA) foram encontradas apenas uma vez, ou seja, colonizaram apenas um tratamento em um determinado período (Tabela III). Apesar de observar-se uma maior riqueza de morfoespécies nos tratamentos com *S. polygamus* e *S. buxifolia* (41), seguidos *S. commersoniana* e *M. cisplatensis* (35), sendo a menor em mista (34), a curva de rarefação mostra que para uma mesma abundância (2110 ind.) o tratamento com mista comporta uma maior riqueza que àqueles com *S. commersoniana* e *M. cisplatensis* (Figura 3). O resultado da ANOVA da densidade de macroinvertebrados que colonizaram as bolsas-de-folhicho não apresentou diferença significativa tanto para tratamentos quanto para o fator tempo (Figura 4; Tabela IV).

O NMDS não agrupou a assembléia de macroinvertebrados em relação aos tratamentos, nem entre os tempos (stress = 0,26). Entretanto, a ANOSIM indicou que a comunidade difere entre os tempos (R global = 0,159, p = 0,001). Para os grupos funcionais, o NMDS (stress = 0,15) reconheceu um padrão de agrupamento em relação ao tempo (ANOSIM: R global = 0,356, p = 0,001), mas não entre os tratamentos (Figura 5).

A ANOVA da densidade dos grupos funcionais não mostrou diferenças entre tratamentos, mas sim entre os tempos ($p \leq 0,002$) (Tabela V), onde os dominantes

foram onívoro (46%) e detritívoro (43,6%), seguidos de carnívoros (5,4%) e herbívoros (5%). Os herbívoros tiveram uma maior representatividade no início da exposição das bolsas-de-folhíço (30 dias: >10%), diminuindo sua densidade no decorrer da colonização (180 e 220 dias: < 2%). Os detritívoros e carnívoros tiveram um comportamento inverso, onde visualizamos o pico de organismos aos 220 dias. Para os onívoros, a maior concentração de indivíduos ocorreu entre 60 e 90 dias após exposição (Figura 6).

Discussão

Taxa de decomposição das espécies

As taxas de decomposição das espécies usadas no experimento variaram de lenta a rápida, segundo a classificação de Petersen & Cummins (1974). *S. commersoniana* revelou a maior perda de massa foliar ao longo do tempo ($K = - 0,015 \text{ d}^{-1}$), provavelmente por suas folhas inicialmente apresentarem um baixo teor de lignina e alta concentração de nitrogênio, além de possuírem uma consistência mais maleável do que as demais. Hepp *et al.* (2009), em experimento em riacho de primeira ordem encontraram uma taxa de decomposição para essa espécie ainda mais rápida ($k = - 0,028 \text{ d}^{-1}$). Para as demais espécies, a taxa de decomposição mais lenta deve-se, provavelmente, pela grande quantidade de tecidos estruturais nas suas folhas. *S. buxifolia*, que possui o maior teor de lignina, apresentou a menor perda de massa foliar ao longo do tempo. Sparrat *et al.* (2008), encontraram altos teores de compostos recalcitrantes (lignina e polifenóis) em experimento com essa espécie na Argentina, concluindo que a regulação da taxa de decomposição dá-se pelo conteúdo de lignina e polifenóis e/ou pela sua razão com nitrogênio. *S. polygamus*, espécie que apresentou a

segunda menor taxa de decomposição, além de coerentemente apresentar a segunda maior percentagem de lignina, possui óleos ricos em monoterpenos em suas folhas que inibem a atividade antibacteriana (Erazo, *et al.*, 2006), fatores que poderiam estar influenciando na velocidade do processo de decomposição. Apesar das folhas de *M. cisplatensis* também apresentarem esses óleos essenciais (Apel *et al.*, 2006), em contrapartida essa espécie possui uma concentração menor de lignina em sua estrutura, revelando dessa maneira um *k* mais elevado em relação às demais espécies classificadas com taxas de decomposição lenta.

Taxa de decomposição da mistura

A taxa de decomposição das folhas quando misturadas não foi diferente da média de todas as espécies isoladas, indicando que não existe efeito de uma espécie sobre as outras. Ou seja, as folhas com uma estrutura tecidual mais maleável e com menor concentração de compostos químicos não influenciaram na taxa de decomposição daquelas mais suscetíveis. Esse resultado corrobora com estudos realizados por Leff & McArthur (1989) que misturaram duas espécies de folhas. Moretti *et al.* (2007), incubando cinco espécies, não encontrou diferenças nos coeficientes de decomposição das espécies envolvidas na mistura em comparação ao tratamento individual. Abelho (2009), combinando três e cinco espécies também não encontrou diferenças entre os coeficientes observados e esperados. Para Kominoski *et al.* (2007), o aumento na riqueza de espécies acarretou um aumento na velocidade de decomposição. Leroy & Marks (2006), pesquisando os efeitos da mistura de folhígio em três riachos, encontrou diferenças entre o observado e esperado apenas em um dos riachos. Swan & Palmer (2006), experimentando várias combinações de misturas em

dois períodos - verão e outono - encontraram que apenas no verão as misturas decompõem-se em taxas diferentes do esperado. Esses resultados refletem a complexidade de fatores que atuam na dinâmica de decomposição, já que as mesmas espécies, quando expostas em riachos e períodos diferentes, demonstram padrões distintos de decomposição.

Colonização dos macroinvertebrados

A colonização de macroinvertebrados não respondeu a diferenças dos tratamentos, tanto para densidade quanto para composição da fauna, indicando que as morfoespécies não têm preferência por tipos de folhas. Os resultados são consistentes com os encontrados por Li *et al.* (2009) que utilizou sete espécies de folhas com diferentes resistências e teores de nitrogênio. Em contraste, Leroy & Marks (2006) encontraram assembléias diferentes colonizando folhiço com diferentes qualidades (tratamentos com espécies únicas e mistas). Houve uma grande quantidade de indivíduos incluídos na ordem Ephemeroptera e família Chironomidae nos riachos durante todo o experimento. A predominância desses dois grupos já foi também verificada em outros riachos em regiões tropicais (Mathuriau & Chauvet, 2002; Moulton e Magalhães, 2003). Essa alta abundância de organismos divididos nessas duas famílias pode estar relacionada com suas habilidades de colonizar diferentes detritos, independente de sua qualidade, estruturando, dessa maneira, toda a comunidade de invertebrados (Gonçalves, J.F.Jr. *et al.*, 2006). Entretanto, deve-se considerar que os organismos podem utilizar as bolsas-de-folhiço como substrato, mascarando alguma tendência na escolha de detritos com maior qualidade nutricional, como por exemplo, folhas de *S. commersoniana*.

Assim que a folha aporta no riacho, elas são rapidamente colonizadas por fungos e invertebrados aquáticos, especialmente por fragmentadores (McArthur & Barnes, 1988). A ação desses organismos facilita o papel dos outros detritívoros na decomposição da matéria orgânica no sedimento dos cursos d'água (Cummins *et al.*, 1989), acelerando o processo de decomposição. A maior prevalência de herbívoros - principalmente *Hyaella* (Hyaellidae) - nos primeiros em relação aos demais estágios do experimento indica a preferência desses organismos por folhas ainda inteiras e relativamente novas. No presente trabalho, *Hyaella* foi considerado um fragmentador (Cummins *et al.*, 2005), embora outros autores o considerem como predador (Wantzen and Wagner, 2006) ou coletor-apanhador (Poi de Neiff *et al.*, 2006). Contudo, essa concentração de herbívoros no início do experimento não se traduz em alta abundância, já que comparativos aos demais grupos, os herbívoros apresentaram baixa abundância (2,5 – 6,5%), sendo essa escassez previsível para sistemas aquáticos tropicais (Irons *et al.*, 1994; Dobson *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2009).

Os onívoros são bem representados em todos os tratamentos até os primeiros 90 dias. Provavelmente isso se deve ao fato desse grupo englobar os raspadores, que se alimentam do perifíton (algas, fungos e bactérias) que se forma assim que a folha aporta no riacho, atraindo esses organismos à medida que o seu recurso está rapidamente disponível. Com exceção do tratamento com *S. buxifolia* - onde os carnívoros foram ligeiramente mais representados - este grupo funcional foi o mais abundante, chegando a 70% em *M. cisplatensis*. Isso se deve principalmente a presença de Chironomidae, que pode apresentar espécies com mecanismos alimentares variados - tais como coletores, filtradores ou predadores - , utilizando os recursos de diversas formas.

Salvo algumas exceções, os carnívoros têm uma importância maior nos estágios finais de decomposição. Possivelmente seja porque no início da exposição das folhas havia grande quantidade de *Hyalella*, que são organismos grandes e móveis (presas difíceis), e mais para o final, com a maior porcentagem de organismos detritívoros de tamanhos pequenos (muitos Elmidae), os predadores foram mais atuantes.

No final do experimento (220 dias), ainda existe uma alta densidade de indivíduos nos tratamentos com *S. polygamus* e *S. buxifolia*, sendo em sua grande maioria detritívoros. Provavelmente seja decorrência das bolsas-de-folhigo ainda possuírem detritos em seu interior, fornecendo recursos para esses organismos.

Portanto, apesar da composição da assembléia de macroinvertebrados aquáticos ser a mesma ao longo do tempo, a sua proporção é diferenciada, o que reflete nos padrões dos níveis tróficos. Não existe preferência entre os diferentes detritos - mesmo quando misturados - mas sim um forte padrão de sucessão no tempo, seguindo uma ordem de importância: herbívoros e onívoros nos primeiros estágios; e detritívoros e carnívoros nos estágio mais finais de decomposição.

Agradecimentos:

A todos a seguir, nossos sinceros agradecimentos: ao Dr. José Roberto Botelho de Souza (UFPE), pela ajuda na análise dos dados; aos colegas Lucas Lima e Márlon Vasconcellos pela ajuda na identificação dos macroinvertebrados; aos vários acompanhantes de campo que ajudaram nas coletas; aos proprietários das terras onde são localizadas as nascentes, pela autorização para executar o trabalho; ao CNPq, pela bolsa de estudo fornecida à primeira autora durante os 24 meses como aluna de mestrado no PPG-Ecologia/UFRGS.

Referências:

- Abelho, M. 2009. Leaf-litter mixtures affect breakdown and macroinvertebrate colonization rates in a stream ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 94: 436-451.
- Angrisano, E.B. 1995. Insecta Trichoptera. In: Loporetto, E.C. and Tell, G., eds. *Ecosistemas de Aguas Continentales: Metodologia para su Estudio*. La Plata: Ediciones Sur. vol. 3, p.1199-1224.
- Apel, M.A.; M. Sobral, & A.T. Henriques. 2006. Composição química do óleo volátil de *Myrcianthes* nativas da região sul do Brasil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, Curitiba, 16: 402-407.
- Chapman, K.; J.B. Whittaker & O.W. Heal. 1988. Metabolic and faunal activity in litters of tree mixtures compared with pure stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, E.U.A., 24: 33-40.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido, 172p.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. *PRIMER 6: User manual/tutorial*, PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido, 192p.
- Cummins, K.W.; M.A. Wilzabach; D.M. Gates; J. B. Perry & W. B. Taliaferro. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, E.U.A., 39: 24-30.

- Cummins, K.W.; R. W. Merritt & P.C.N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Londres, 40: 69-89.
- Dobson, M.; A. Magana; J.M. Mathooko & F.K. Ndegwa. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*, E.U.A., 47: 909-919.
- Domínguez, E., M.D. Hubbard & W.L. Peters. 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y generos de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biologia Acuatica*, nº 16. Instituto de Limnología Dr. Raul A. Ringuelet (UNLP-CONICET), La Plata/Argentina, 38 p.
- Erazo, S.; C. Delporte; R. Negrete; R. García; M. Zaldívar; G. Iturra; E. Caballero; J.L. López & N. Backhouse. 2006. Constituents and biological activities of *Schinus polygamus*. *Journal of Ethnopharmacology*, Holanda, 107: 395-400.
- Feeny, P. 1970. Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. *Ecology*, E.U.A., 51: 565-581.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review –. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 86: 383-393.

- Graça, M.A.S.; C. Cressa; M.O. Gessner; M.J. Feio; K.A. Callies, K.A. & Barrios, C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 46: 947-957.
- Grime, J.P.; J.H.C. Cornelissen; K. Thompson & J. G. Hodgson. 1996. Evidence of a causal connection between anti-herbivore defense and the decomposition rate of leaves. *Oikos*, Suécia, 77: 489-494.
- Gonçalves Jr., J.F.; J.S. França; A.O. Medeiros; C.A. Rosa & M. Callisto. 2006. Leaf breakdown in a tropic stream. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 91: 164-177.
- Gotelli, N.J. & R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, Reino Unido, 4: 379-391.
- Hammer, Ø.; D.A.T., Harper; P.D. Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, Oxford, 4(1): 9.
- Hansen, R.A. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, Inglaterra, 81: 1120-1132.
- Hepp, L.U.; R. Delanora & A. Trevisan. 2009. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, 23: 407-413.

- Irons, J.G.; M. W. Oswood & J. P. Bryant. 1988. Consumption of leaf detritus by a stream shredder: Influence of tree species and nutrient status. *Hydrobiologia*, Holanda, 160: 53-61.
- Kominoski, J.S.; C. M. Pringle; B.A. Ball; M.A. Bradford; D.C. Coleman; D.B. Hall & M.D. Hunter. 2007. Nonadditive effects of leaf litter species diversity on breakdown dynamics in a detritus-based stream. *Ecology*, E.U.A., 88: 1167-1176.
- Leff, L.G. & J.V. McArthur. 1989. The effect of leaf pack composition on processing: a comparison of mixed and single species packs. *Hydrobiologia*, Holanda, 182: 219-224.
- Leroy, C.J. & J.C. Marks. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, E.U.A., 51: 605-617.
- Li, A.O.Y.; L.C.Y. Ng & D. Dudgeon. 2009. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. *Aquatic Sciences*, Alemanha, 71: 80-93.
- Lima, W.P. 2003. Relações Hidrológicas em Matas Ciliares, p. 293-300. *In*: Raoul Henry. (Org.). *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos - SP: RiMa Editora, 349p.
- Mathuriau, C. & E. Chauvet. 2002. Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 21: 384-396.

- McArthur, J.V. & J.R. Barnes. 1988. Community dynamics of leaf litter breakdown in a Utah alpine stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 7: 37-43.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 862p.
- Moretti, M.S.; J.F. Gonçalves Jr. & M. Callisto. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica*, Alemanha, 37: 250-258.
- Moulton, T. P. & Magalhães, S. A. P. 2003. Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic rainforest, Rio de Janeiro, Brazil -- A test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship? *Brazilian Journal of Biology* 63, 87-95.
- Ostrofsky, M.L. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 16: 750-759.
- Peréz-Harguindeguy, N.; S. Díaz; J.H.C. Cornelissen; F. Vendramini; M. Cabido & A. Castellanos. 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil*, Holanda, 218: 21-30

- Pes, A.M.O.; N. Hamada & J.L. Nessimian. 2005. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, Curitiba, 49: 181-204
- Petersen, R.C. & K.W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, Oxford, 4: 343-368.
- Poi de Neiff, A.; J.J. Neiff, & L.S. Casco. 2006. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná River floodplain. *Wetlands*, E.U.A., 26: 558–566.
- Santiago, L.S. 2007. Extending the leaf economics spectrum to decomposition: evidence from a tropical forest. *Ecology*, E.U.A., 88(5):1126-1131.
- Sparrat, M.C.N.; M. Rocca; M. Aulicino; A.M. Arambarri & P.A. Balatti. 2008. *Celtis tala* and *Scutia buxifolia* leaf litter decomposition by selected fungi in relation to their physical and chemical properties and lignocellulolytic enzyme activity. *European Journal of Soil Biology*, Holanda, 44: 400-407.
- Swan, C. M. & M.A. Palmer. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 23: 15-28.
- Vaieretti, M.V.; N. Pérez-Harguindeguy; D.E. Gurvich; A.M. Cingolani & M. Cabido. 2005. Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in central Argentina. *Plant and Soil*, Holanda, 278: 223-234.

Wallace, J.B.; J.R. Webster & T.F. Cuffney. 1982. Stream detritus dynamics: regulation by invertebrate consumers. *Oecologia, Alemanha*, 53: 197-200.

Wantzen, K.M. & R. Wagner. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders. A neotropical temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society, E.U.A.*, 25: 216-232.

Wantzen, K.M.; R. Wagner; R. Suetfeld & W.J. Junk. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, Alemanha*, 28: 1-7.

Webster, J.R. & E.F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review Of Ecology And Systematics, E.U.A.*, 17: 567-594.

Wright, I.J. & M. Westoby. 2002. Leaves at low versus high rainfall: coordination of structure, lifespan and physiology. *New Phytologist, Reino Unido*, 155: 403-416.

TABELAS

Tabela I. Variáveis químicas e físicas da água medidas nas três nascentes da bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã, medidas em todos os períodos de coletas (n = 6).

	Nascente 1 Média (± dp)	Nascente 2 Média (± dp)	Nascente 3 Média (± dp)	p
Temperatura (°C)	21,6 (5,3)	19,6 (3,0)	21,4 (4,9)	0,196
pH	7,4 (0,3)	7,4 (0,3)	7,3 (0,3)	0,369
OD (mg/L)	12,1 (7,7)	12,0 (8,2)	11,0 (6,1)	0,703
Condutividade elétrica (µS/cm)	119,7 (98,6)	206,4 (115,1)	111,5 (69,3)	0,008
Dureza (mg CaCO₃/L)*	55,2	151,0	532	#
Fóforo Total (mg P/L)*	0,021	0,019	0,034	#
Nitrogênio Kjeldahl (mg N/L)*	1,03	0,67	0,67	#
Sólidos Totais (mg/L)*	80	224	178	#
Vazão (m³/s)	0,33	0,18	0,13	#

* variável coletada em apenas um período (nov/2008).

Tabela II. Percentagem dos parâmetros mostrando a composição das folhas dos cinco tratamentos. Os valores são a média de duas observações. M = membranácea; P = papirácea; C = coriácea.

Parâmetro (%)	<i>Schinus polygamus</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>	<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	<i>Scutia buxifolia</i>	MISTA
Carbono Orgânico	46	40	39	40	43
Nitrogênio (TKN)	1,9	2,4	1,6	2,1	2,1
Fósforo total	0,1	0,17	0,09	0,09	0,11
Potássio total	0,18	0,07	0,19	0,12	0,11
Cálcio total	1,7	1,4	2,4	1,6	1,8
Magnésio total	0,13	0,21	0,21	0,15	0,17
Lignina	14,54	6,41	11,31	17,37	11,01
Consistência	P	M	P	C	-

Tabela III. Somatório do número de indivíduos de macroinvertebrados que colonizaram as bolsas-de-folhço em todo período de exposição (out/2008-jun/2009) nas três nascentes do bioma Pampa, RS (n = 45). *S. pol* = *S. polygamus*, *S. com* = *S. commersoniana*, *M. cis* = *M. cisplatensis*, *S. bux* = *S. buxifolia*, NI = Não Identificado, GFT = Grupo Funcional Trófico, Co = Coletor, Rasp = Raspadores, Frag = Fragmentadores, Pr = Predadores, (-) = ausência, (*) = GFT não determinado.

FILO	TAXON	<i>S. pol</i>	<i>S. com</i>	<i>M. cis</i>	<i>S. bux</i>	MISTA	GFT
ARTHROPODA							
EPHEMEROPTERA							
<u>Leptophlebiidae</u>							
	<i>Ulmeritoides</i>	5	5	16	9	8	*
	<i>Massartella</i>	5	-	-	-	-	Co
	<i>Askola</i>	3	-	-	3	-	Co
	<i>Hagenulopsis</i>	-	-	-	1	-	Co
<u>Ephemeridae</u>							
	<i>Hexagenia</i>	1	-	-	-	-	Co
<u>Leptohyphidae</u>							
	<i>Tricorythodes</i>	40	28	15	27	5	Co
	<i>Traverhyphes</i>	-	1	1	1	-	Rasp
<u>Polymitaryidae</u>							
	<i>Campsurus</i>	-	1	-	-	-	*
<u>Caenidae</u>							
	<i>Caenis</i>	653	579	516	575	553	Co
TRICHOPTERA							
<u>Polycentropodidae</u>							
	<i>Cernotina</i>	100	81	114	82	27	Pr
	<i>Cyrnellus</i>	2	-	2	-	-	Co
<u>Hydropsychidae</u>							
	<i>Smicridea</i>	-	-	1	1	-	Co
	<i>Macronema</i>	5	-	-	1	1	Co
<u>Hydroptilidae</u>							
	<i>Hydroptila</i>	3	5	6	-	4	Co
	<i>Alisotrichia</i>	4	-	-	-	-	Rasp
	<i>Neotrichia</i>	5	1	-	1	5	Rasp
	<i>Rhyachopsyche</i>	-	-	-	1	-	Co
	<i>Oxyetrichia</i>	2	4	8	16	-	Co
	<i>Ochotrichia</i>	-	1	-	4	-	Rasp
<u>Leptoceridae</u>							
	<i>Oecetis</i>	-	-	2	1	1	Pr

<i>Triplectides</i>	-	-	1	1	-	Frag
<i>Triaenodes</i>	-	-	1	-	-	Frag
<u>Glossosomatidae</u>						
<i>Mortoniella</i>	2	-	-	-	1	Rasp
<u>Odontoceridae</u>						
<i>Marilia</i>	3	1	-	2	-	Frag
<u>Calamoceratidae</u>						
<i>Phylloicus</i>	1	-	-	-	-	Frag
COLEOPTERA						
<u>Elmidae</u>						
<i>Xenelmis</i>	233	137	119	107	221	Co
<i>Hexanchorus</i>	45	27	98	106	26	*
<i>Noelmis</i>	17	15	9	9	15	Co
<i>Microcylloepus</i>	24	30	14	29	5	Co
<i>Hexaxylloepus</i>	2	6	-	-	-	Co
<i>Heterelmis</i>	5	4	1	2	3	Co
<i>Macrelmis</i>	-	-	2	2	1	Co
Larva C	-	-	-	-	1	*
Larva E	-	1	2	1	-	*
Larva Z	4	2	1	2	24	*
Larva Y	-	2	-	-	-	*
Elmidae 1	4	9	22	9	9	*
<u>Hydrophilidae</u>						
<i>Hydrobius</i>	14	20	9	9	20	Co
<i>Berosus</i>	5	8	7	1	6	Pr
Coleoptera 1	1	-	-	-	-	*
HEMIPTERA						
<u>Naucoridae</u>						
<i>Ambrysus</i>	-	7	-	1	6	Pr
Naucoridae 1	6	4	1	1	2	Pr
<u>Helotrephidae</u>						
	5	-	2	2	-	Pr
ODONATA						
<u>Coenagrionidae</u>						
<i>Argia</i>	10	7	11	13	12	Pr
DIPTERA						
<u>Chironomidae</u>	1114	1279	1322	868	909	Pr/Fil/Co
<u>Ceratopogonidae</u>	638	337	213	429	215	Pr
<u>Tabanidae</u>	1	-	1	-	-	
<u>Tiipulidae</u>	-	-	-	-	4	Pr/Frag/Co
<u>Sciomyzidae</u>	-	-	-	-	1	Pr
ACARI	-	1000	-	1000	-	Pr
CRUSTACEA						
AMPHIPODA						
<u>Hyalellidae</u>						
<i>Hyalella</i>	72	124	72	89	141	Frag
DECAPODA						

	<u>Trichodactylidae</u>						
	<i>Trichodactylus</i>	1	1	-	-	1	Frag
MOLLUSCA							
	GASTROPODA						
	<i>Lymnea</i>	2	-	5	5	-	Fil
	<i>Physa</i>	2	2	2	3	1	Rasp
	<i>Biomphalaria</i>	2	-	2	-	7	Rasp
	<i>Pomacea</i>	-	1	-	2	1	Rasp
	BIVALVIA	6	-	-	3	-	Rasp
ANNELIDA							
	HIRUDINAE	17	6	8	7	19	Pr
	OLIGOCHAETA	34	64	1	114	18	Co
	NI	1	-	-	-	-	
	Nº total de taxa	41	35	35	41	34	
	Nº total de organismos	3098	3800	2607	3540	2273	

Tabela IV. Resultado da ANOVA, sendo a variável dependente a densidade de macrorinvertebrados (ind/bolsa-de-folhiço) e as variáveis preditoras: tratamento, bloco e tempo.

Variáveis Preditoras	G.L.	S.Q.	S.Q.M.	Valor de F	Pr(>F)
Tratamento	4	1,922	0,48056	1,4767	0,21045
Tempo	4	3,990	0,99749	3,0652	0,01758 *
Bloco	8	17,149	2,14365	6,5872	< 0,001
Resíduos	208	67,689	0,32543		

Tabela V. Resumo da ANOVA testando os efeitos do tratamento e as diferenças na densidade dos grupos funcionais dos macroinvertebrados ($\log x + 1$) durante o tempo de exposição nos riachos. Os valores estatisticamente significativos estão em negrito ($p < 0,01$). Os graus de liberdade são: blocos (8), tratamento (4), tempo (4) e resíduos (208).

Variável resposta	Blocos	Tratamento (A)	Time (B)
Herbívoros	7,5759 (<0,001)	0,6963 (0,595)	12,0053 (<0,001)
Carnívoros	2,1973 (0,029)	1,8031 (0,129)	6,0715 (<0,001)
Detritívoros	5,5961 (<0,001)	1,3967 (0,236)	4,4805 (0,002)
Onívoros	3,7233 (<0,001)	0,5533 (0,697)	12,5169 (<0,001)

FIGURAS

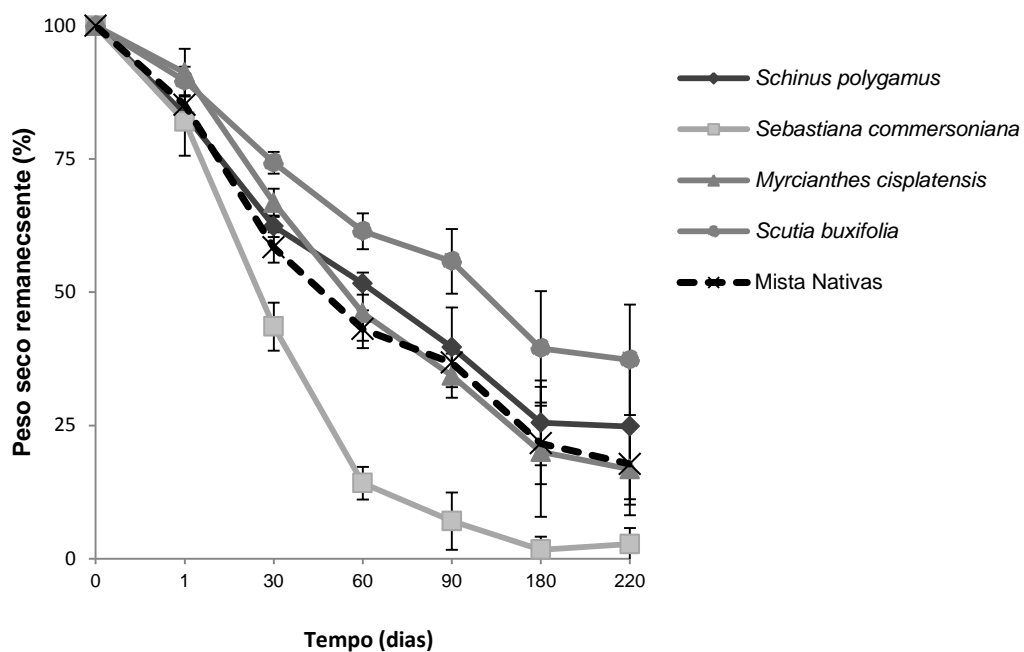


Figura 1. Decaimento foliar de cada tratamento no decorrer do experimento (220 dias) realizado nas nascentes do rio Ibirapuitã, RS. Linhas contínuas são os tratamentos simples e tracejadas o misto.

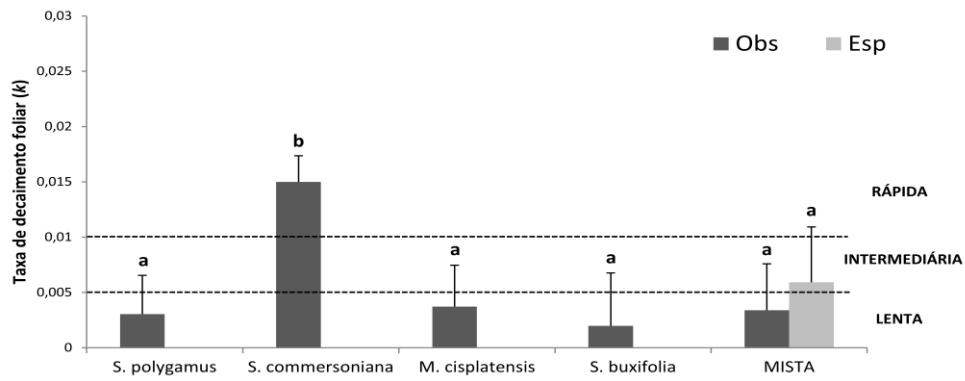


Figura 2. Taxa de decaimento foliar (k) dos quatro tratamentos com bolsas-de-folhicho simples e um misto (observado e esperado) nas três nascentes do Rio Ibirapuitã. As denominações à direita da figura indicam se a taxa de decaimento dos tratamentos é rápida, intermediária ou lenta (Petersen & Cummins, 1974).

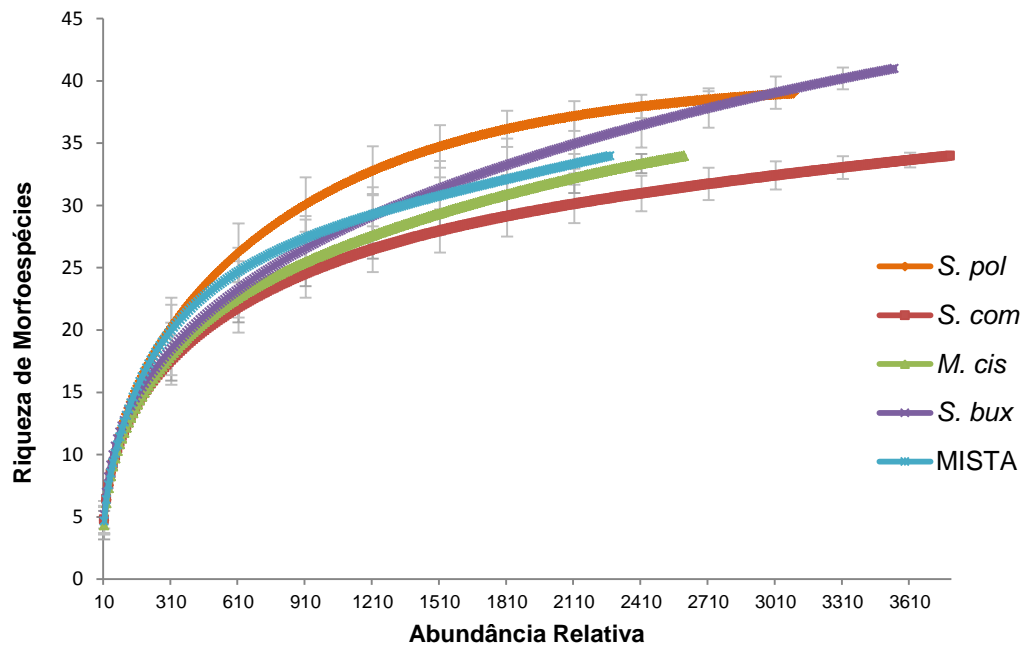


Figura 3. Curvas de rarefação do total de macroinvertebrados aquáticos em resposta aos diferentes tratamentos: *S. pol* = *Schinus polygamus*; *S. com* = *Sebastiania commersoniana*; *M. cis* = *Myrcianthes cisplatensis*; *S. bux* = *Scutia buxifolia*. Barra de erro representa à ± 1 intervalo de confiança (I.C. 95%).

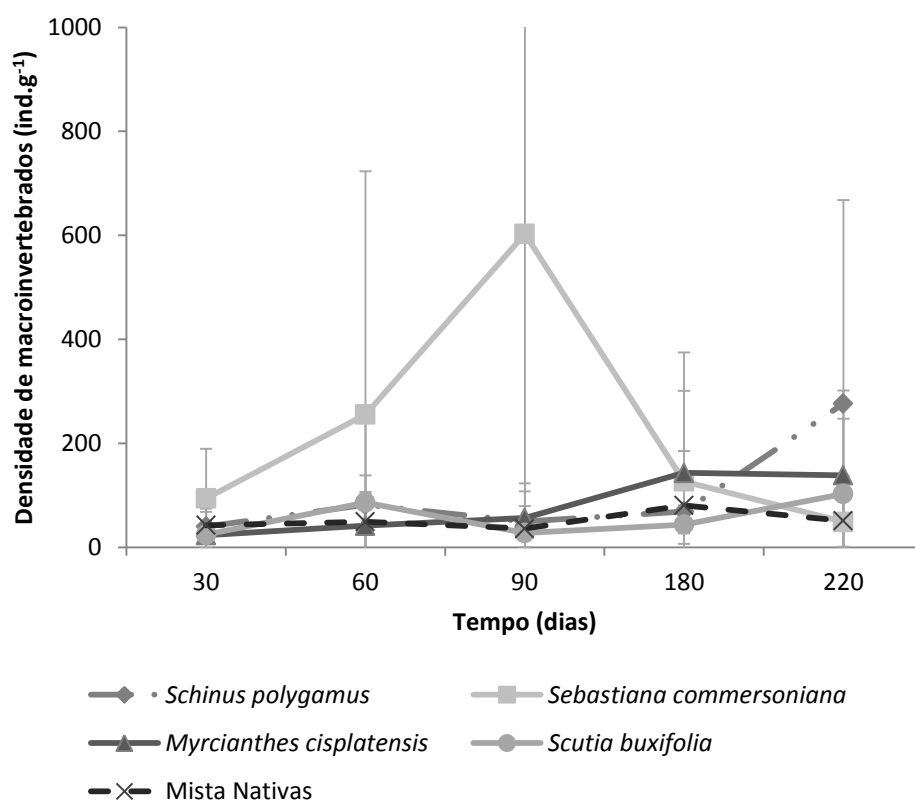


Figura 4. Densidade dos macroinvertebrados (indivíduos/grama de folhço remanescente encontrados nas bolsas-de-folhço dos 9 blocos) associados às folhas dos cinco tratamentos expostos nas três nascentes do rio Ibirapuitã durante um período de 220 dias.

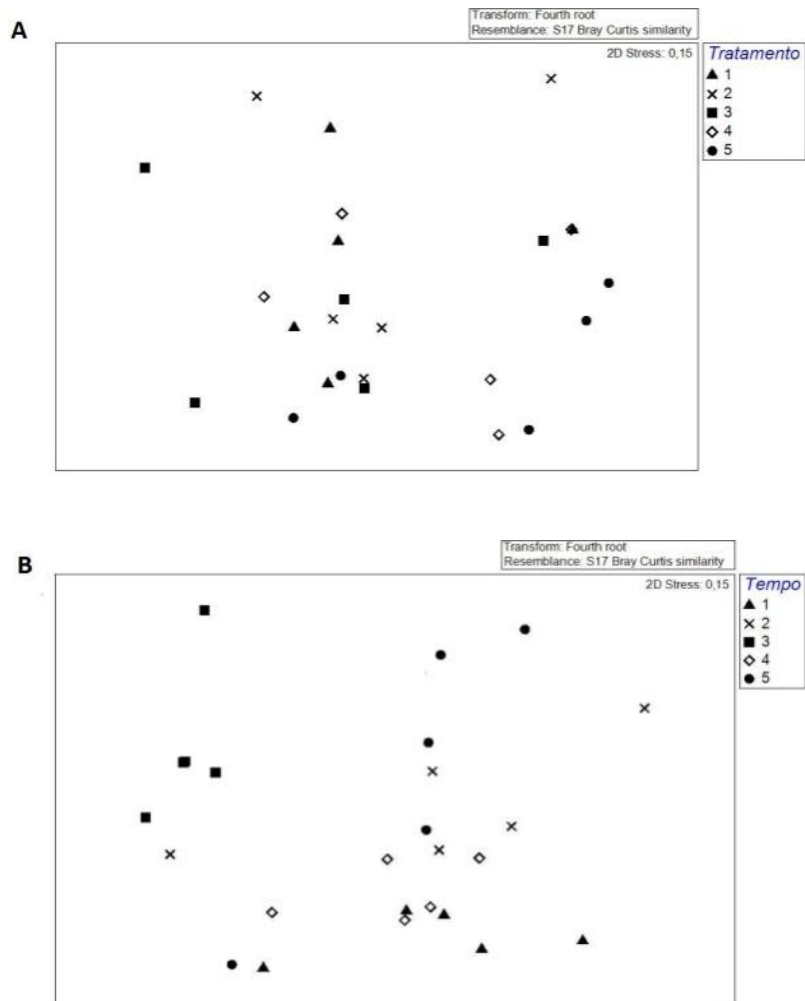


Figura 5. Ordenação (NMDS) dos grupos funcionais associados às bolsas-de-folhço em relação aos tratamentos (A) e ao tempo de exposição (B) nas três nascentes do Rio Ibirapiuitã (Stress = 0,15), onde em A: ▲ = *Schinus polygamus*, × = *Sebastiania commersoniana*, ■ = *Myrcianthes cisplatensis*, ◇ = *Scutia buxifolia*, ● = Mista; e B: ▲ = 30 dias, × = 60 dias, ■ = 90 dias, ◇ = 180 dias, ● = 220 dias.

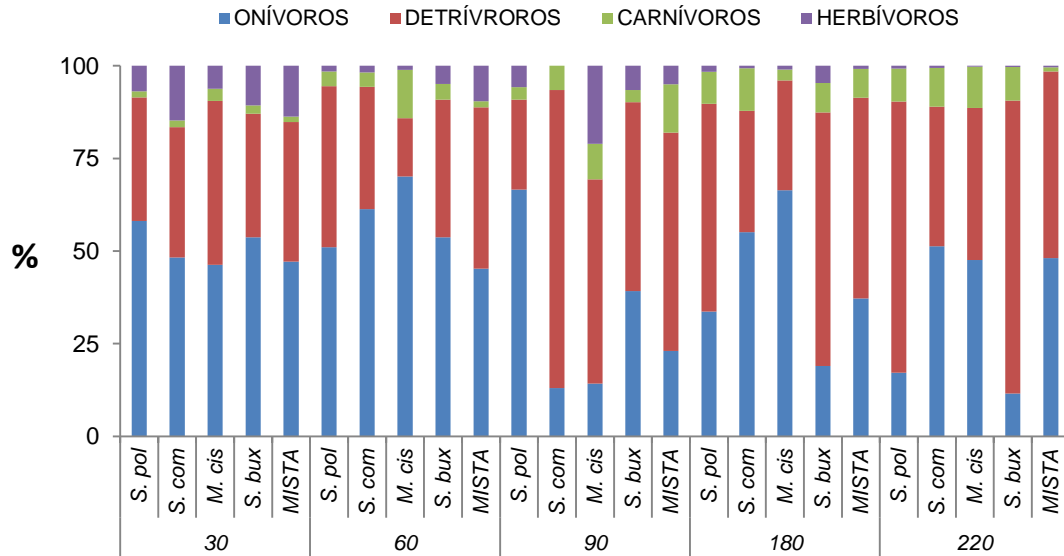


Figura 6. Proporção da abundância relativa dos grupos funcionais que colonizaram os tratamentos (*S. pol* = *S. polygamus*; *S. com* = *S. commersoniana*; *M. cis* = *M. cisplatisensis*; *S. bux* = *S. buxifolia*) e os tempos (30, 60, 90, 180 e 220 dias) nas três nascentes do Rio Ibirapuitã no período de outubro/2008 – junho/2009.

ARTIGO 2.

QUEBRA FOLIAR E COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE ESPÉCIES NATIVAS NA PRESENÇA DE ESPÉCIE EXÓTICA (*Eucalyptus saligna*)

Cecília Schüler Nin^a & Gilberto Gonçalves Rodrigues^b

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av: Bento Gonçalves, 9500, prédio 43422, Porto Alegre, RS, CEP 91501-970.

^b Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Av: Professor Moraes Rego, S/N, Cidade Universitária, Recife, PE, CEP 50670-420.

Resumo

A mudança das espécies que contribuem para o aporte de matéria orgânica nos riachos pode alterar a decomposição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Já que existem muitos projetos de monoculturas de *Eucalyptus* para o bioma Pampa, o presente trabalho investigou qual o efeito da presença de folhas de eucalipto na decomposição da mistura de folhiço de plantas nativas. Foram expostas bolsas-de-folhiço em três nascentes contendo três tratamentos: (1) folhas de *E.saligna*, (2) mistura de folhas nativas e (3) mistura de folhas nativas + *E.saligna*. A taxa de decomposição de todos os tratamentos é considerada lenta, sendo que em (3) foi diferente daquela esperada pela média de todas as espécies isoladas. A densidade de macroinvertebrados foi diferente entre os tratamentos e entre o tempo de incubação. Não há padrões na estrutura da assembléia de macroinvertebrados associados aos três tratamentos e entre os tempos. *E. saligna* apresentou baixo teor de lignina quando comparadas às folhas das espécies nativas presentes na mistura. Esse fator, associado à possível rápida lixiviação dos seus polifenóis, pode explicar a sua taxa de decomposição mais acelerada. O esperado para a decomposição de (3) é uma taxa maior daquela observada, provavelmente porque as folhas nativas apresentam uma estrutura tecidual mais íntegra, providenciando uma desaceleração da decomposição das folhas de eucalipto na mistura. A maior abundância e riqueza de morfoespécies em (1) também pode estar relacionada com sua composição química, o que lhe proporciona uma maior palatabilidade. Tanto o processo de decomposição quanto a colonização de macroinvertebrados do tratamento de nativas sob influência da exótica se deu mais em função das espécies nativas ali presentes.

Palavras-chave: *Eucalyptus*; decomposição; efeito aditivo; macroinvertebrados.

Abstract

The change of species contributing to the input of organic matter in streams can alter the decomposition and macroinvertebrate community structure. Since there are many designs of monocultures of *Eucalyptus* for the Pampa biome, this study investigated what effect the diversity of native plant at the litter decomposition of this exotic tree. Three treatment with litter-bags were exposed in streams: (1) leaves *E.saligna*, (2) a mixture of native leaves and (3) a mixture of native leaves + *E.saligna*. The decomposition rate of all treatments is considered slow, and in (3) was different from that expected by the average of all species isolated. The density of macroinvertebrates was different among treatments and between the incubation time. There are no patterns in assemblage structure of macroinvertebrates associated with three treatments and between times. *E. saligna* showed low lignin content compared to leaves of native species in the mixture. This factor, coupled with possible rapid leaching of its polyphenols, could explain the faster rate of decomposition. The expected for the decomposition rate of (3) was higher of that observed, probably because the leaves have a native tissue structure more fully, providing a deceleration of the decomposition of eucalyptus leaves in the mix. The highest abundance and morphospecies richness in (1) should also be related to its chemical composition, which gives greater palatability. Both the process of decomposition and colonization by macorinvertebrados of treatment under the influence of exotic native gave more a function of the native species present there.

Keywords: *Eucalyptus*; decomposition, additive effect; macroinvertebrates.

Introdução

O folhicho, quando aporta no riacho, é decomposto pela ação de fatores físicos – lixiviação dos compostos solúveis e fragmentação – e biológicos – mediado por decompositores e detritívoros (Graça *et al.*, 2001). A matéria orgânica proveniente da vegetação ripária é a maior fonte de energia em ecossistemas lóticos de baixa ordem devido ao sombreamento dessa vegetação nesses sistemas, inibindo a produção autóctone (Vannote *et al.*, 1980; Webster & Benfield, 1986). Portanto, uma mudança das espécies vegetais que contribuem para esse aporte de matéria orgânica nos riachos altera o processo de decomposição e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (Smock & MacGregor, 1988). Em muitos sistemas, a presença de árvores exóticas tem sido correlacionada com mudanças nas taxas de decomposição dos detritos, biomassa e densidade de invertebrados (Abelho & Graça, 1996, Royer *et al.*, 1999; Sampaio *et al.*, 2001).

A composição química da folha afeta sua taxa de decomposição, persistência e disponibilidade para os consumidores (Webster & Benfield, 1986). A taxa de decomposição é mais lenta em folhas que tem as seguintes características: alta concentração de lignina (Gessner & Chauvet, 1994), baixa concentração de N (Mellilo *et al.*, 1983), alta razão lignina:N e C:N (Enriquez *et al.*, 1993), alto teor de taninos (Ostrofsky, 1997; Driebe & Whithan, 2000) e altas concentrações de polifenóis (Canhoto & Graça, 1996).

A decomposição de folhas de eucalipto em sistemas aquáticos tem sido muito estudada em regiões temperadas devido à vasta introdução dessas árvores nesses ambientes. Alguns deles demonstram que essas folhas são pobres em nutrientes -

baixo teor de nitrogênio (Pozo, 1993) - e ricas em polifenóis e taninos condensados (Canhoto & Graça, 1999). Então, já que estudos relacionados a processos de decomposição com essa árvore são escassos em regiões tropicais e, também, por essas áreas serem alvo de projetos de monoculturas de eucalipto, o presente trabalho tem o intuito de investigar qual o efeito da presença de uma espécie exótica, o *Eucalyptus saligna* Smith (MYRTACEAE), no processo de decomposição de folhiço formado pela mistura de espécies nativas em riachos do bioma Pampa, além de verificar como se dá a colonização de macroinvertebrados nesses detritos.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O experimento foi conduzido em três nascentes (Nascente 1: 30°45'S e 55°39'O; Nascente 2: 30°39'S e 55°47'O; Nascente 3: 30°30'S e 55°51'O) da bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã, localizadas em uma Área de Proteção Ambiental (APA Ibirapuitã) no bioma Pampa, sudoeste do RS, Brasil. A mata de galeria desses riachos se mostra bem preservada, pois se encontram em propriedades de pecuária extensiva, com um impacto mínimo de pastejo. Os parâmetros físicos e químicos da água são semelhantes entre as nascentes, exceto a condutividade elétrica e dureza da Nascente 2 que se mostra diferente em relação às demais (Tabela I).

Bolsas-de -folhiço

Além das folhas da espécie exótica (*Eucalyptus saligna*), quatro espécies nativas comuns entre as três nascentes foram selecionadas para o experimento: *Sebastiania*

commersoniana (Baill.) L.B. Sm. & Downs (EUPHORBIACEAE), *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera (ANACARDIACEAE), *Scutia buxifolia* Reissek (RHAMNACEAE), *Myrcianthes cisplatensis* (Cambess.) O.Ber (MYRTACEAE). As folhas coletadas de diferentes indivíduos árvores de cada espécie foram levadas à estufa a uma temperatura de 60°C por 48h para obtenção do seu peso seco. O experimento foi dividido em três tratamentos: um somente com folhas de *E. saligna*, um com a mistura das quatro espécies nativas e um com a mistura das quatro nativas somadas às folhas de eucalipto. Em cada bolsa-de-folhíço (20x20 cm) foi colocada $3,0 \pm 0,001$ gramas de peso seco em seu interior. Para as mistas, a massa de cada espécie foi dividida pelo número de espécies contidas no tratamento. A malha dessas bolsas tinha uma abertura de 1 mm, sendo que em cada superfície foram feitos orifícios para que os organismos maiores tivessem acesso a esse material. O início do período de exposição das bolsas-de-folhíço ocorreu em outubro de 2008, finalizando-se em junho de 2009. Em cada período de coleta (1, 30, 60, 90, 180 e 220 dias) nove unidades amostrais de cada tratamento eram retiradas da água (n= 162 u.a.), sendo devidamente acondicionadas até serem levadas ao laboratório. As unidades amostrais foram distribuídas em três trechos de remanso em cada riacho, com uma distância mínima de dez metros entre eles, sendo fixadas às árvores ribeirinhas através de um fio de nylon resistente.

As análises químicas das folhas foram realizadas no período inicial – após 24h de exposição na água – para os seguintes parâmetros: nitrogênio Kjeldahl, carbono orgânico, fósforo total, potássio total, cálcio total, magnésio total e lignina.

Macroinvertebrados

Os macroinvertebrados associados às folhas foram fixados em álcool 70% até sua contagem e identificação em nível de morfoespécie com o auxílio de chaves de identificação. A estratégia alimentar foi atribuída a cada morfoespécie segundo seu mecanismo alimentar proposto por Merritt & Cummins, 1996:

Herbívoros = fragmentadores (folhas) e filtradores (principalmente algas);

Carnívoros = predadores;

Detritívoros = coletores (detritos);

Onívoros = raspadores (perífíton) e àqueles que utilizam mais de um mecanismo.

Análises dos dados

Para a análise da degradação foliar foi utilizado um modelo exponencial não-linear $M_t = M_0 e^{-k \cdot t}$ (Petersen & Cummins, 1974), onde M_t é a massa no tempo t , M_0 é a massa inicial, t é o tempo em dias e k é o coeficiente de decaimento foliar. Diferenças entre o k dos tratamentos foram testadas pela análise do logaritmo ($\log x + 1$) da fração remanescente através da análise de covariância, sendo o tempo a covariável (ANCOVA). Testes *post hoc* foram executados para apontar quais os tratamentos que diferiam. Segundo Petersen & Cummins (1974), as taxas de decomposição das espécies vegetais foram classificadas de acordo com o seu coeficiente de decaimento foliar: lenta ($0,005 \leq k \leq 0$), intermediária ($0,01 \leq k < 0,005$) e rápida ($1,0 \leq k < 0,01$).

Com os mesmos dados da ANCOVA, contrastes lineares foram realizados para testar se existe efeito aditivo das espécies quando estão misturadas. Assim, testou-se a hipótese de que os tratamentos com as misturas “observado” difere daquele

“esperado” pela média das taxas de decaimento foliar estimado para cada tratamento simples ($H_0 : K_{MISTURA} - [(\sum k_i) / n] = 0$, onde i = espécie do tratamento simples). Se a diferença entre as taxas de decaimento (observado – esperado) for significativamente diferente de “0”, temos uma evidência de que existem efeitos aditivos quando as espécies estão misturadas (Swan & Palmer, 2004). Os dados foram examinados assumindo os pressupostos da normalidade e homocedasticidade dos resíduos. Tanto a ANCOVA quanto os Contrastes Lineares foram executados no Programa R.

Sendo que a riqueza de morfoespécies está relacionada com abundância de indivíduos numa dada amostra (Gotelli & Colwell, 2001), curvas de rarefação com intervalos de confiança foram realizadas para a comparação da riqueza de morfoespécies de macrinvertebrados entre os tratamentos utilizando o programa PAST 1.9 (Hammer *et al.*, 2001). Para verificar se a densidade de macroinvertebrados (nº indivíduos/bolsa-de-folhicho) variava entre os tratamentos e ao longo do tempo, foi realizada a ANOVA.

Ordenações através da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS; Clarke & Warwick, 2001) foram realizadas para verificar a existência de padrões de agrupamento das morfoespécies e dos grupos funcionais tanto para o fator tratamento quanto para o tempo. Para tanto, foi utilizada a matriz de densidade (morfoespécie e grupo funcional) X tratamento X tempo, sendo os dados transformados pela extração de sua raiz quarta e após foi executada a distância de Bray-Curtis como índice de dissimilaridade. Para verificar se existe diferença estatística entre os possíveis padrões gerados pela ordenação, uma análise de similaridade foi executada (ANOSIM; Clarke & Warwick, 2001) através da matriz de distância de Bray-

Curtis. Tanto o NMDS quanto o ANOSIM foram executados no pacote estatístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006).

Resultados

Características da folha

A análise química das folhas mostra que os tratamentos apresentam concentrações semelhantes de nutrientes em sua constituição. (Tabela II)

Decomposição das folhas

A taxa de decomposição das folhas de *E. saligna* ($K = - 0,0047 \text{ d}^{-1}$) foi a mais rápida dentre os tratamentos [mista nativas ($k = - 0,0034 \text{ d}^{-1}$) e mista nativas + *E. saligna* ($0,0032 \text{ d}^{-1}$)], mesmo que essa diferença tenha sido ligeiramente significativa (ANCOVA, $F_{2, 136} = 3,2068$; $p = 0,044$). Embora *E. saligna* tenha ficado no limite (lenta à intermediária), a taxa de decaimento foliar dessa espécie é classificada “lenta” como nos demais tratamentos (Figura 1).

O tratamento só com folhas de espécies nativas apresentou uma perda de massa maior nos primeiros 90 dias, em contraste com àquele com folhas de eucalipto, que a partir desse período obteve uma taxa de decaimento acentuada, finalizando o experimento (220 dias) com a menor biomassa remanescente (13%) em relação aos demais [mista nativas (18%) e mista nativas + *E. saligna* (22%)] (Figura 2). Os contrastes lineares revelaram que a taxa de decomposição do tratamento com mista nativas + *E. saligna* ($k = - 0,0032 \text{ d}^{-1}$) foi significativamente menor daquela esperada

pela média de todas as espécies isoladas (*S. commersoniana*, *S. polygamus*, *S. buxifolia*, *M. cisplatensis* e *E. saligna*; $K_{\text{médio}} = 0,0053$) ($t_{5, 280} = -29,064$; $p < 0,001$).

Colonização dos macroinvertebrados

Foi encontrado um total de 48 morfoespécies, sendo 38 pertencentes à classe Insecta e o restante dividido entre as classes Arachnida (Acari), Malacostraca (Amphipoda), Gastropoda (Basommatophora), Bivalvia, Hirudinae e Oligochaeta. Dentre os insetos, *Caenis* (Caenidae) e a família Chironomidae foram os mais abundantes, sendo encontrados em 84 e 90% das bolsas, respectivamente. Desse total, 28 morfoespécies foram encontradas em apenas 5% das bolsas-de-folhíço, 22 foram comuns nos três tratamentos, 10 (dez) foram exclusivas de eucalipto, 07 (sete) das mistas nativas e apenas duas colonizaram apenas o tratamento misto com eucalipto (Tabela III). A curva de rarefação confirma que dentre os tratamentos, o mais rico foi *E. saligna* com 38 morfoespécies, seguidos de mista nativa (34), sendo que a interação das folhas nativas + *E. saligna* obteve um número consideravelmente menor de taxa, com apenas 28 morfoespécies (Figura 3).

O resultado da ANOVA da densidade de macroinvertebrados que colonizaram as bolsas-de-folhíço apresentou uma sensível diferença entre os tratamentos ($p = 0,02$), mais precisamente entre *Eucalyptus* e mista nativa (Tukey, $p = 0,014$). Entre os tempos se observa uma diferença bastante significativa ($F_{4, 120} = 4,1078$; $p = 0,004$) (Tabela IV). Se somarmos os organismos das nove bolsas, *E. saligna* é que obtém a maior abundância de organismos em todos os períodos de coleta, sendo que os dois outros tratamentos seguem um mesmo padrão de abundância: pico aos 30 dias,

diminuindo até os 90 dias e após, um aumento dos 90 aos 180 dias e após um decréscimo até o fim do experimento (Figura 4).

O NMDS não distingue padrões na composição taxonômica da assembléia de macroinvertebrados associados aos três tratamentos, nem entre os tempos (stress = 0,18). A mesma falta de agrupamento se verifica para a abundância relativa dos grupos funcionais (stress = 0,03). Dentro os grupos funcionais, apenas organismos detritívoros apresentam variação de abundância no tempo ($p = 0,006$) (Tabela V). Contudo, existe uma tendência na representatividade desses grupos, onde se observa que em *E. saligna* e mista existe maior concentração de herbívoros no início de exposição (30 dias), sendo que em mista + *E. saligna* o pico desse grupo aparece aos 60 dias. Em *E. saligna* os carnívoros têm dois picos: 90 e 220 dias. Os onívoros foram mais representados até os 180 dias, perdendo força no final do experimento. Já para os detritívoros acontece o inverso, onde foi a partir dos 180 dias que se encontrou uma maior porcentagem desse grupo funcional em todos os tratamentos (Figura 5).

Discussão

Efeito do *E. saligna* na mistura

Mesmo sendo as folhas de *Eucalyptus* consideradas pobres em nutrientes (Pozo, 1993) e ricas em polifenóis e taninos (Canhoto & Graça, 1996), *E. saligna* apresentou concentração semelhante de nitrogênio e baixo teor de lignina quando comparadas às folhas das espécies nativas presentes na mistura. Apesar dos polifenóis serem considerados inibidores da decomposição, agindo como inibidores do crescimento de microorganismos e defensores contra herbívoros (Sampaio *et al.*, 2001), é provável que esses compostos tenham sido lixiviados rapidamente (24 horas)

assim que a folha foi introduzida na água. Sampaio *et al.* (2001) encontraram uma liberação maior dessas moléculas nos primeiros 7 dias de exposição na água (lixiviação) e após os 28 dias (degradação microbial). Graça *et al.* (2002) também apontam que a colonização dos microorganismos pode ser influenciada pela composição química das folhas de *Eucalyptus*. Esse fator, associado à baixa concentração de lignina, pode explicar a taxa de decomposição mais acelerada do tratamento com folhas de *E. saligna*.

Estudos com outra espécie de eucalipto, o *E. globulus*, também classificaram sua decomposição de média a lenta, sendo que a perda da metade da massa ocorreu em 76 e 84 dias em Portugal (Bärlocher *et al.*, 1995; Canhoto & Graça, 1996), 84 a 90 dias na Índia (Raviraja *et al.*, 1996), mais de 90 dias nos E.U.A. (Hart & Howmiller, 1975). Já para decomposição de folhas de *E. camaldulensis* em trecho do rio Paraná, Galizzi & Marchese (2009) encontraram uma perda de 50% de massa aos 56 dias de exposição, semelhante ao tempo de decomposição de *E. saligna*. Em experimento em região mais próxima e, portanto, mais similar ao clima onde foi realizado o presente trabalho (27°37'S e 52°16'O - Erechim, Rio Grande do Sul/BR), Hepp *et al.* (2009) encontraram uma taxa de decomposição foliar de *E. grandis* ao fim de 60 dias ($K = -0,0047 \text{ d}^{-1}$) praticamente a mesma taxa encontrada para *E. saligna* ($K = -0,005 \text{ d}^{-1}$) ao longo de 220 dias nos três riachos experimentados.

A transferência de compostos tem sido uma explicação, tanto para a aceleração da decomposição de tratamentos com misturas por meio de folhas ricas em nitrogênio, quanto pela desaceleração, proporcionada por folhas que contêm compostos inibidores (McArthur *et al.*, 1994; Hättenschwiler *et al.*, 2005). Sendo que o

“esperado” para a decomposição do tratamento misto + *E. saligna* era uma taxa significativamente maior daquela encontrada no experimento, o que supostamente pode ter ocorrido é efeito “inibidor” das folhas de *E. saligna*, diminuindo o decaimento foliar total da mistura. Ou mais provável ainda, as folhas nativas, por apresentarem uma estrutura tecidual mais íntegra, providenciariam uma desaceleração da taxa de decomposição das folhas de eucalipto na mistura.

Colonização dos macroinvertebrados

A maior densidade de organismos e riqueza de morfoespécies encontrada nas folhas de *E. saligna* também deve estar relacionada com sua baixa concentração de lignina, o que lhe proporciona uma maior palatabilidade frente aos consumidores. Este grande número de indivíduos observado para a espécie exótica entre 30 e 60 dias se justifica, pois como citado anteriormente, suas folhas já teriam sofrido duas grandes perdas dos compostos inibidores – lixiviação e degradação microbial. O crescimento no número de organismos a partir dos 90 dias pode ter ocasionado a alta taxa de decaimento foliar observada no período de 90 a 180 dias. A abundância de organismos ao longo do tempo de exposição para os tratamentos mista nativa e mista + *E. saligna* é semelhante, salvo entre 30 e 90 dias onde se observa uma queda mais acentuada no número de indivíduos em mista + *E. saligna*, o que reflete na sua taxa de decomposição mais lenta nesse período em relação à mista.

Apesar de que a variação de abundância no tempo tenha sido confirmada apenas para os organismos detritívoros, existe uma tendência na representatividade dos grupos funcionais tróficos, mostrando uma fraca sucessão temporal. Os herbívoros (fragmentadores e filtradores) e onívoros (raspadores) foram mais bem representados

no início, onde os primeiros têm um papel importante na fragmentação da folha. O primeiro pico de carnívoros (predadores) foi logo após essa primeira colonização, justamente após o aparecimento de presas, como as larvas de Chironomidae; o segundo pico foi nas fases finais da incubação, onde uma alta proporção de detritívoros (coletores) é observada, provavelmente aqui as larvas de Elmidae funcionaram como presas. Já para os detritívoros aconteceu o inverso, onde se encontrou uma maior porcentagem desse nível trófico em todos os tratamentos a partir dos 180 dias, período em que as folhas já foram bastante processadas.

A habilidade dos macroinvertebrados em consumirem as folhas de *Eucalyptus* pode depender do seu tamanho corporal. Ao contrário de alguns fragmentadores de grandes dimensões [*Tipula lateralis* (DIPTERA); *Sericostoma vittatum* (TRICHOPTERA)] que rejeitaram as folhas de *E. globulus*, larvas de Chironomidae seriam hábeis em penetrar no mesófilo da folha deixando as glândulas de óleo intactas (Canhoto & Graça, 1999). No caso de *E. saligna*, os principais herbívoros foram *Hyallela*, o que indica que não há uma seletividade desses organismos por nativas, já que eles colonizaram fortemente ambos tratamentos no início do processo de decomposição. A alta prevalência de onívoros, bem representados por Chironomidae (pertencente a mais de um grupo trófico funcional), pode ser também um indício dessas larvas estarem consumindo o seu mesófilo.

Em estudos prévios, os fragmentadores têm mostrado preferência entre tipos de folhas (Nolen & Pearson, 1993), mas essas preferências não são necessariamente dependentes da origem geográfica das folhas (Parkyn & Winterbourn, 1997), mas sim de suas propriedades intrínsecas (Parkyn & Winterbourn, 1997; Yeates & Barmuta,

1999; Graça *et al.*, 2001). Em ambientes onde a espécie exótica não possui propriedades atrativas para os macroinvertebrados, pode ocorrer efeito em suas populações, como documentado em estudos na Europa, após a introdução de eucalipto ao longo dos rios (Basaguren & Pozo, 1994; Canhoto & Graça, 1995; Abelho & Graça, 1996; Pozo *et al.*, 1998). Porém, como as espécies tropicais sintetizam um grande número de metabólitos secundários que podem diminuir a palatabilidade de suas folhas (Coley & Aide, 1991; Basset, 1994; Waterman & Mole, 1994 *apud* Graça *et al.*, 2001), não ocorreu uma preferência das folhas nativas em relação a essa espécie exótica, indicando que a sua presença não causou efeito na assembléia de macroinvertebrados, já que os tratamentos com nativas e nativas + *E. saligna* foram tão similares em relação a colonização desses organismos.

Conclusão

A presença de folhas de eucalipto em folhiço com espécies nativas tem efeito inibidor na taxa de decomposição global da mistura, porém, esse efeito não é observado na colonização dos macroninvertebrados. No entanto, devemos olhar o compartimento detrital como um todo, já que outras alterações podem estar sendo processadas, como por exemplo, nas populações dos microorganismos, que tem um importante papel em toda a dinâmica no processo de decomposição.

Agradecimentos:

A todos a seguir, nossos sinceros agradecimentos: ao Dr. José Roberto Botelho de Souza (UFPE), pela ajuda na análise dos dados; aos colegas Lucas Lima e Márlon Vasconcellos pela ajuda na identificação dos macroinvertebrados; aos vários

acompanhantes de campo que ajudaram nas coletas; aos proprietários das terras onde são localizadas as nascentes, pela autorização para executar o trabalho; ao CNPq, pela bolsa de estudo fornecida à primeira autora durante os 24 meses como aluna de mestrado no PPG-Ecologia/UFRGS.

Referências:

- Abelho, M. & M.A.S. Graça. 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, Holanda, 324: 195-204.
- Bärlocher F.; C. Canhoto & M.A.S. Graça. 1995. Fungal colonization of alder and eucalypt leaves in a Portuguese stream. *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, 133: 457-470.
- Basaguren, A. & J. Pozo. 1994. Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Aguera stream system (Northern Spain) II. Macroinvertebrates associated. *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, 132: 57-68.
- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 34: 209-214.
- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 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*, Holanda, 333: 79-85.

- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposition *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, E.U.A., 37: 163-172.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, U.K., 172p.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. *PRIMER 6: User manual/tutorial*, PRIMER-E, Plymouth Reino Unido, 192p.
- Driebe, E.M. & T.G. Whitham. 2000. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. *Oecologia*, Alemanha, 123: 99-107.
- Enriquez, S., C. M. Duarte & K. Sand-Jensen, 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, Alemanha, 94: 457-471.
- Galizzi, M.C. & M. Marchese. 2009. Colonización de hojas en decomposición de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnhardt por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná medio. *Hidrobiológica*, México, 19(2): 141-149.
- Gessner, M.O. & E. Chauvet. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*, E.U.A., 75(6): 1807-1817.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, Reino Unido, 4: 379-391.

- Graça, M.A.S.; C. Cressa; M.O. Gessner; M.J. Feio; K.A. Callies & C. Barrios. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology, Ingraterra*, 46: 947-957.
- Graça, M.A.S.; J. Pozo; C. Canhoto & R. Elosegi. 2002. Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World JOURNAL, E.U.A.*, 2: 1173-1185.
- Hammer, Ø.; D.A.T., Harper; P.D. Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica, Oxford*, 4(1): 9.
- Hart, S.D. & R.P. Howmiller. 1975. Studies on the decomposition of allochthonous detritus in two Southern California streams. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Alemanha*, 19: 1665-1674.
- Hättenschwiler, S.; A.V. Tiunov & S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, E.U.A.*, 36: 191-218.
- McArthur, J. V.; J.M. Aho; R.B. Rader & G.L. Mills. 1994. Interspecific leaf interactions during decomposition in aquatic and floodplain ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society, E.U.A.*, 13:57-67.
- Melillo, J.M.; J.D. Aber & J.F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood litter decomposition dynamics. *Ecology, E.U.A.*, 63: 621-626.

- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 862p.
- Nolen, J.A. & R.G. Pearson. 1993: Factors affecting litter processing by *Anisocentropus kirramus* (Trichoptera: Calamoceratidae) from an Australian tropical rainforest stream. *Freshwater Biology, Inglaterra*, 29: 469-479.
- Ostrofsky, M.L. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society, E.U.A.*, 16:750-759.
- Parkyn, S.M. & M.J. Winterbourn. 1997. Leaf breakdown and colonization by invertebrates in a headwater stream: comparisons of native and introduced tree species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Nova Zelândia*, 31: 301-312.
- Petersen, R.C. & K.W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology, Inglaterra*, 4: 343-368.
- Pozo J. 1993. Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Aguera stream system (North Spain). I. Chemical changes. *Archiv für Hydrobiologie, Alemanha*, 127: 299-317.
- Pozo, J.; A. Basaguren; A. Elosegui; J. Molinero, E. Fabre & E. Chauvet. 1998. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia, Holanda*, 374: 101-109.
- Royer, T.V.; M.T. Monaghan & G.W. Minshall. 1999. Processing of native and exotic leaf litter in two Idaho (U.S.A.) streams. *Hydrobiologia, Holanda*, 400: 123-128.

- Sampaio, A.; R. Cortes & C. Leão. 2001. Invertebrate and microbial colonization in native and exotic leaf litter species in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 4-5: 527-540.
- Smock, L.A. & C.M. MacGregor. 1988. Impact of the American chestnut blight on aquatic shredding macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 7:212-221.
- Swan, C.M. & M.A. Palmer. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 23: 15-28.
- Raviraja, N.S.; K.R. Sridhar & F. Bärlocher. 1996. Breakdown of introduced and native leaves in two Indian streams. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, Alemanha, 81: 529-539.
- Vannote, R.L.; G.W. Minshall; K.W. Cummins; J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Canadá, 37: 130-137.
- Webster, J.R. & E.F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, E.U.A., 17: 567-594.
- Yeates, L.V. & L.A. Barmuta. 1999. The effects of willow and eucalypt leaves on feeding preference and growth of some Australian aquatic macro invertebrates. *Australian Journal of Ecology*, Austrália, 24: 593-598.

TABELAS

Tabela I. Variáveis químicas e físicas da água medidas nas três nascentes da bacia hidrográfica do rio Ibirapuitã, medidas em todos os períodos de coletas (n = 6).

	Nascente 1 Média (± dp)	Nascente 2 Média (± dp)	Nascente 3 Média (± dp)	p
Temperatura (°C)	21,6 (5,3)	19,6 (3,0)	21,4 (4,9)	0,196
pH	7,4 (0,3)	7,4 (0,3)	7,3 (0,3)	0,369
OD (mg/L)	12,1 (7,7)	12,0 (8,2)	11,0 (6,1)	0,703
Condutividade elétrica (µS/cm)	119,7 (98,6)	206,4 (115,1)	111,5 (69,3)	0,008
Dureza (mg CaCO₃/L)*	55,2	151,0	53,2	#
Fósforo Total (mg P/L)*	0,021	0,019	0,034	#
Nitrogênio Kjeldahl (mg N/L)*	1,03	0,67	0,67	#
Sólidos Totais (mg/L)*	80	224	178	#
Vazão (m³/s)	0,33	0,18	0,13	

* variável coletada em apenas um período (nov/2008).

Tabela II. Percentagem dos parâmetros mostrando a composição das folhas dos três tratamentos. Os valores são a média de alíquotas de duas amostras.

PARÂMETRO - % (m/m)	MISTA	MISTA + <i>E. saligna</i>	<i>E. saligna</i>
Carbono Orgânico	43	45	48
Nitrogênio (TKN)	2,1	2,0	2,2
Fósforo total	0,11	0,11	0,1
Potássio total	0,11	0,14	0,2
Cálcio total	1,8	1,8	1,1
Magnésio total	0,17	0,17	0,21
Lignina	11,01	10,44	7,93

Tabela III. Densidade dos taxa de macroinvertebrados que colonizaram as bolsas-de-folhço em todo período de exposi o (out/2008-jun/2009) nas três nascentes do bioma Pampa, RS (n = 45). NI = Não Identificado, GFT = Grupo Funcional Tr fico, Co = Coletor, Rasp = Raspador, Frag = Fragmentador, Pr = Predador, (-) = ausência, (*) = GFT não determinado.

FILO	TAXON	<i>E. saligna</i>	MISTA	MISTA + <i>E. saligna</i>	GFT
ARTHROPODA					
EPHEMEROPTERA					
<u>Leptophlebiidae</u>					
	<i>Ulmeritoides</i>	10	8	1	*
	<i>Askola</i>	6	-	-	Co
	<i>Farrodes (?)</i>	4	-	-	Co
	G�n Indet. 5	1	-	-	*
<u>Leptohyphidae</u>					
	<i>Tricorythodes</i>	12	5	4	Co
	<i>Traverhyphes</i>	1	-	-	Rasp
<u>Caenidae</u>					
	<i>Caenis</i>	719	553	545	Co
<u>Baetidae</u>					
	<i>Americabaetis</i>	1	-	-	Co
TRICHOPTERA					
<u>Polycentropodidae</u>					
	<i>Cernotina</i>	89	27	84	Pr
<u>Hydropsychidae</u>					
	<i>Smicridea</i>	1	-	-	Co
	<i>Macronema</i>	-	1	1	Co
<u>Hydroptilidae</u>					
	<i>Hydroptila</i>	3	4	7	Co
	<i>Neotrichia</i>	3	5	1	Rasp
	<i>Ochotrichia</i>	1	-	2	Rasp
<u>Leptoceridae</u>					
	<i>Oecetis</i>	2	1	2	Pr
<u>Glossosomatidae</u>					
	<i>Mortoniella</i>	-	1	-	Frag
<u>Odontoceridae</u>					
	<i>Marilia</i>	3	-	-	Frag
	Trichoptera 1	12	-	-	*
COLEOPTERA					
<u>Elmidae</u>					
	<i>Xenelmis</i>	317	221	75	Co

	<i>Hexanchorus</i>	16	26	20	*
	<i>Noelmis</i>	15	15	4	Co
	<i>Microcyloepus</i>	27	5	21	Co
	<i>Heterelmis</i>	3	3	5	Co
	<i>Macrelmis</i>	-	1	-	Co
	Larva C	1	1	-	*
	Larva Z	3	24	2	*
	Elmidae 1	5	9	7	*
	<u>Hydrophilidae</u>				
	<i>Hydrobius</i>	13	20	6	Co
	<i>Berosus</i>	6	6	7	Pr
	Coleoptera 1	-	-	2	*
	HEMIPTERA				
	<u>Naucoridae</u>				
	<i>Ambrysus</i>	-	6	-	Pr
	Naucoridae 1	3	2	-	Pr
	<u>Helotrephidae</u>	1	-	7	Pr
	ODONATA				
	<u>Coenagrionidae</u>				
	<i>Argia</i>	20	12	7	Pr
	DIPTERA				
	<u>Chironomidae</u>	1422	909	785	Pr/Fil/Co
	<u>Ceratopogonidae</u>	481	215	195	Pr
	<u>Tiipulidae</u>	-	4	-	Pr/Frag/Co
	<u>Sciomyzidae</u>	-	1	-	Pr
	ACARI	-	-	1	Pr
CRUSTACEA					
	AMPHIPODA				
	<u>Hyalellidae</u>				
	<i>Hyalella</i>	112	141	117	Frag
	DECAPODA				
	<u>Trichodactylidae</u>				
	<i>Trichodactylus</i>	-	1	-	Frag
MOLLUSCA					
	GASTROPODA				
	<i>Lymnea</i>	2	-	-	Rasp
	<i>Physa</i>	11	1	-	Rasp
	<i>Biomphalaria</i>	1	7	-	Rasp
	<i>Pomacea</i>	-	1	-	Rasp
	BIVALVIA	4	-	2	Rasp
ANNELIDA					
	HIRUDINAE	4	19	6	Pr
	OLIGOCHAETA	18	18	2	Co
	NI	2	-	-	
	Nº total de taxa	38	34	28	
	Nº total de organismos	3355	2273	1918	

Tabela IV. Resultado da ANOVA, sendo a variável dependente a densidade de macrorinvertebrados (ind/bolsa-de-folhicho) e as variáveis preditoras: tratamento, bloco e tempo.

Variáveis Preditoras	G.L.	S.Q.	Mean Sq	Valor F	P
Tratamento	2	2,345	1,17240	4,0947	0,019
Tempo	4	4,705	1,17616	4,1078	0,004
Bloco	8	10,967	1,37085	4,7878	< 0,001
Resíduos	120	34,359	0,28632		

Tabela V. Resumo da ANOVA testando os efeitos do tratamento e as diferenças na abundância dos grupos funcionais (níveis tróficos) dos macroinvertebrados ($\log x + 1$) durante o tempo de exposição nos riachos. Os valores estatisticamente significativos estão em negrito ($p < 0,01$). Os graus de liberdade são: blocos (8), tratamento (2), tempo (4) e resíduos (120).

Variável resposta	Blocos	Tratamento (A)	Time (B)
Herbívoros	7,5492 (<0,001)	2,2866 (0,106)	1,1214 (0,350)
Carnívoros	7,4731 (<0,001)	2,6148 (0,077)	0,9647 (0,429)
Detritívoros	5,4766 (<0,001)	2,4146 (0,094)	3,8374 (0,006)
Onívoros	7,1643 (<0,001)	2,8216 (0,063)	1,9613 (0,105)

FIGURAS

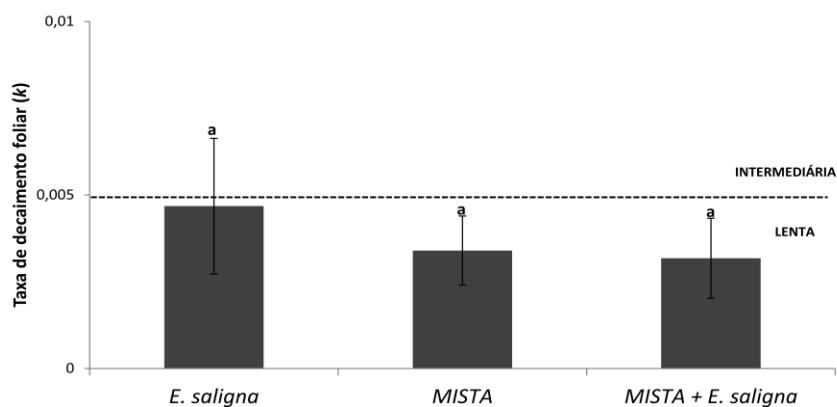


Figura 1. Taxa de decaimento foliar (k) dos três tratamentos com bolsas-de-folhigo em três nascentes do rio Ibirapuitã, onde “a” = não existe diferença estatística. As denominações à direita da figura indicam a classificação das taxas de decaimento, segundo Pettersen & Cummins, 1974.

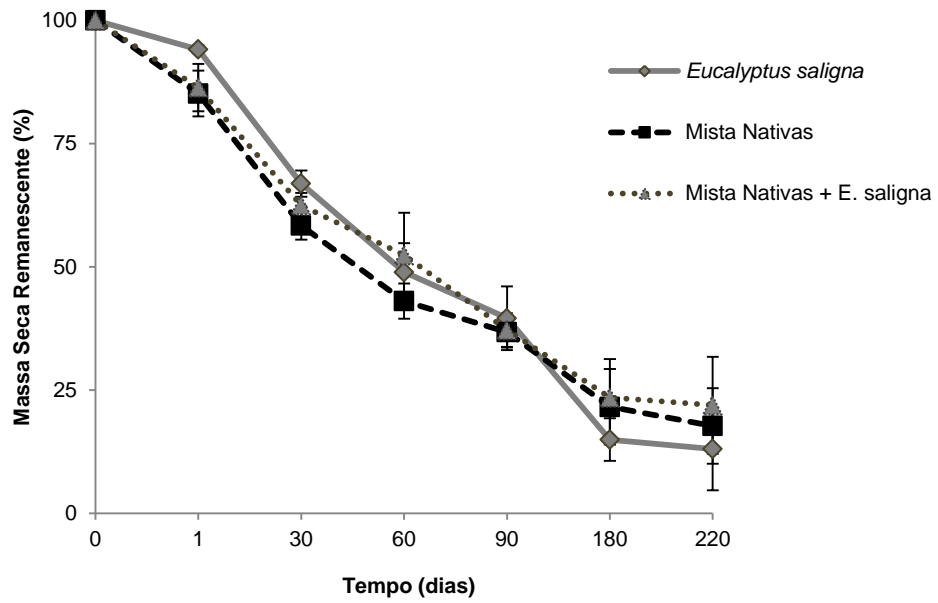


Figura 2. Quebra foliar dos três tratamentos em todo período de experimento (220 dias) das bolsas-de-folhiço expostas em nascentes do rio Ibirapuitã, RS. Linha contínua é o tratamento simples e tracejadas os mistos.

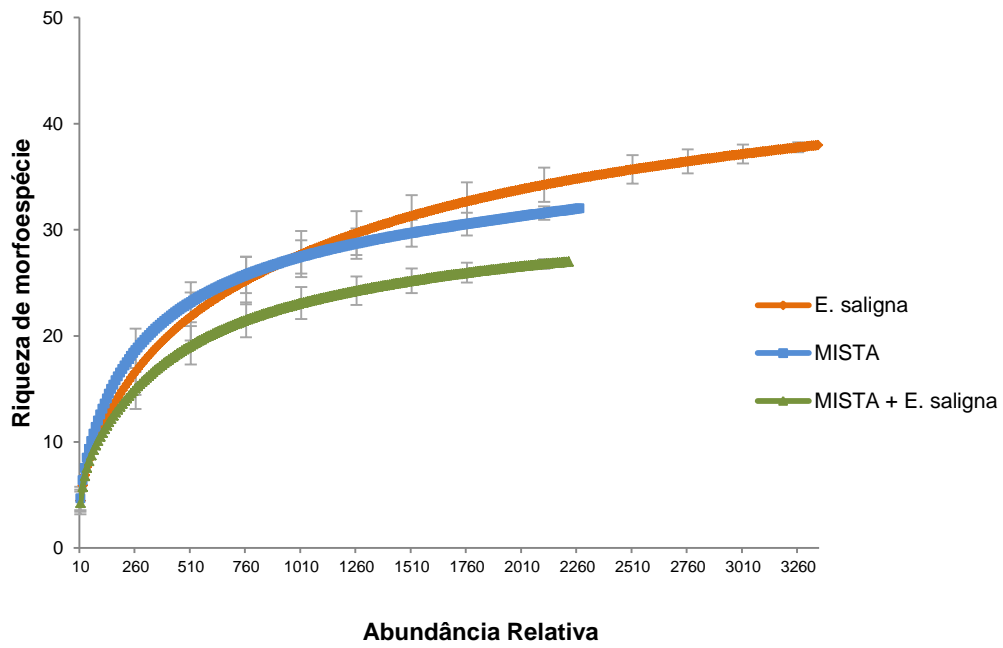


Figura 3. Curvas de rarefação do total de macroinvertebrados aquáticos em resposta aos diferentes tratamentos. Barra de erro representa à ± 1 intervalo de confiança (I.C. 95%).

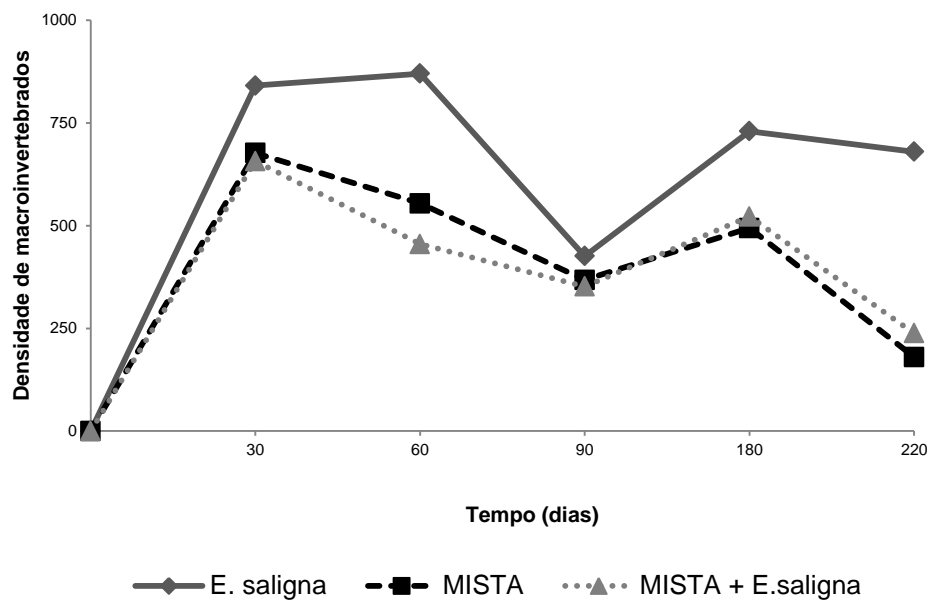


Figura 4. Densidade dos macroinvertebrados (indivíduos encontrados nas bolsas-de folhiço dos 9 blocos) associados às folhas dos três tratamentos expostos em três nascentes do rio Ibirapuitã durante um período de 220 dias.

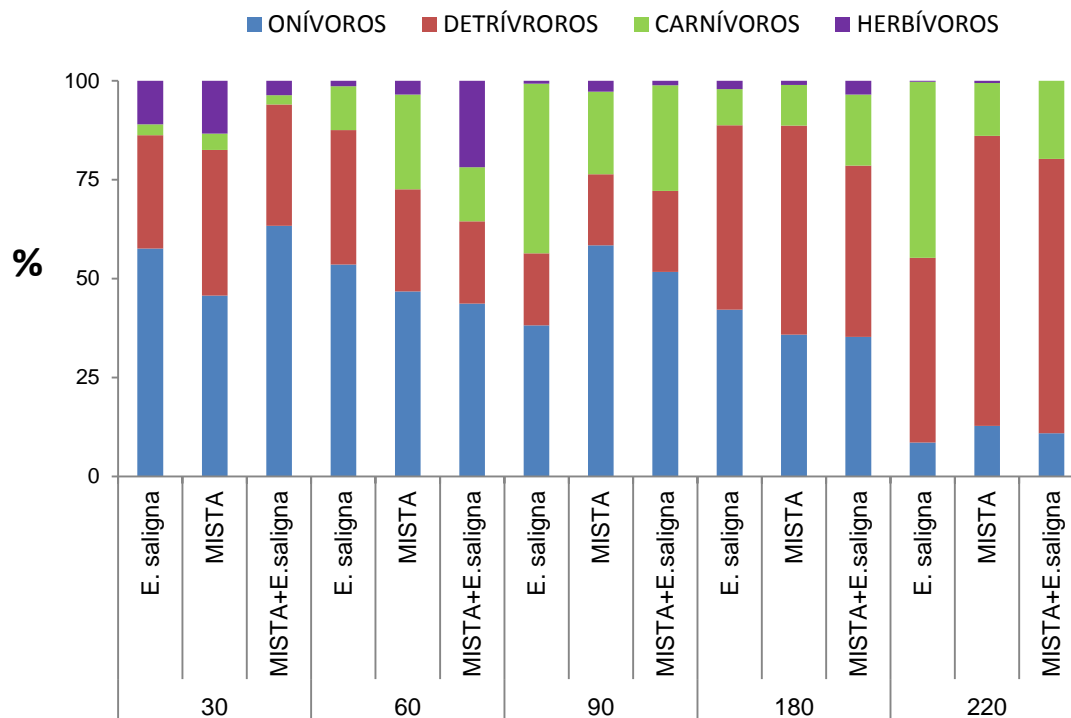


Figura 5. Proporção da abundância relativa dos grupos funcionais que colonizaram os tratamentos (*E. saligna*, Mista e Mista + *E. saligna*) e os tempos (30, 60, 90, 180 e 220 dias) nas três nascentes do rio Ibirapuitã no período de outubro/2008 – junho/2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi a partir da década de 70 que pesquisadores começaram estudos sobre o processo de decomposição foliar em sistemas lóticos (Kaushik & Hynes, 1971, Fisher & Likens, 1973; Petersen & Cummins, 1974) e lênticos (Smock & Stoneburner, 1980; Oerti, 1993). Esses trabalhos se deram principalmente em regiões temperadas, onde sabemos que as condições climáticas são bastante distintas daquelas tropicais. As temperaturas mais altas das águas tropicais podem favorecer a ação microbiana, acelerando o processo de decomposição da matéria orgânica. Vários estudos sustentam a hipótese de que a atividade dos microorganismos no processo de decomposição pode ser mais importante nos riachos tropicais do que em temperados, onde a ação dos fragmentadores teria uma importância maior (Irons *et al.*, 1994). As variáveis físicas e químicas da água, juntamente com as características intrínsecas da vegetação ripária, são determinantes de toda a dinâmica de decomposição e ciclagem de nutrientes nesses ecótonos, portanto, é de se esperar que esses processos se dêem de forma também diferenciada em regiões tão distantes geograficamente.

Folhas de diferentes espécies de plantas variam em relação às taxas de decomposição e à qualidade de alimento, assim sendo, é de se esperar que ocorra uma preferência por alguns tipos de folhas em detrimento de outras quando a escolha é possível. Embora as taxas de decomposição das espécies nativas utilizadas neste trabalho tenham sido diferentes, provavelmente, por consequência da variação química das folhas (teor de lignina), essa diferença não está associada à comunidade de macroinvertebrados aquáticos, já que os resultados mostram nenhuma diferença de abundância e composição de morfoespécies entre os tratamentos. Mesmo quando

há uma heterogeneidade de alimento, no caso a mistura de detrito, não se verifica uma “preferência” da fauna por esse recurso disponível. No entanto, alguns estudos encontram essa correlação entre taxa de degradação e abundância de organismos nas bolsas-de-folheto (Petersen & Cummins, 1974; Iversen, 1975; Benstead, 1996), enquanto outros não (Meyer, 1980; Stockley *et al.*, 1998). Uma explicação plausível é que essas bolsas estejam funcionando como proteção e/ou substrato para os macroinvertebrados (Webster & Simmons, 1978; Winterbourn, 1978). Outros sustentam que de fato é o alimento, no caso o detrito, que é o principal fator que atrai a fauna (Dobson, 1991; Richardson, 1992). Isto corrobora com os resultados do segundo artigo, em que a espécie exótica apresenta as menores concentrações iniciais de lignina, e, portanto, seria a mais palatável para os consumidores. Contudo, outras variáveis importantes não foram avaliadas, como por exemplo, os compostos secundários que são muito presentes na forma de polifenóis no gênero *Eucalyptus* (Campbell & Fuchsuber, 1995; Canhoto & Graça, 1996).

Apesar da alteração da composição da assembléia de macroinvertebrados aquáticos ser a mesma ao longo do tempo não ter sido confirmada em nenhum dos experimentos, a sua abundância foi diferenciada, o que refletiu nos padrões dos grupos funcionais tróficos. O experimento apenas com folhas nativas mostrou uma nítida sucessão temporal, seguindo uma ordem de importância dos grupos funcionais tróficos: herbívoros e onívoros nos primeiros estágios; e detritívoros e carnívoros nos estágios mais finais de decomposição. Já para o segundo experimento, existiu uma tendência semelhante: herbívoros e onívoros nos primeiros estágios; carnívoros assim que as presas se estabelecem; detritívoros no final do período de incubação, quando os detritos já estão em forma de matéria orgânica particulada fina. O grande

predomínio de detritívoros (*Caenis*) e onívoros (Chironomidae) em ambos os experimentos é uma constatação de que realmente o papel dos herbívoros (fragmentadores) em riachos tropicais é muito menor que naqueles temperados. Além disso, ambos os experimentos evidenciaram a sucessão desses grupos ao longo do tempo: com maior representatividade de herbívoros e onívoros no início do período, seguidos de carnívoros e uma grande quantidade de detritívoros nos períodos finais.

Porém, a grande maioria dos estudos nos trópicos utiliza ferramentas que são apropriadas para os ambientes temperados, o que nos faz pensar na necessidade de desenvolvermos nossa própria metodologia e a investir mais no conhecimento da nossa fauna. Por exemplo, para atribuir os grupos funcionais tróficos às morfoespécies encontradas nas nascentes do rio Ibirapuitã (região subtropical) utilizou-se, como referência, a classificação para àquelas da América do Norte (Merritt & Cummins, 1996), já que ainda é muito escassa literatura que contemple essas necessidades. Esses grupos funcionais ainda foram classificados em níveis tróficos, ou seja, uma classificação trófica menos rígida, justamente pela dificuldade de se atribuir com segurança o mecanismo alimentar das morfoespécies de macroinvertebrados.

Entender quais os principais fatores que influenciam o processo ecológico de decomposição foliar em ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais é um desafio ainda. Já que pesquisas verificando a atividade de microorganismos *in loco* nesses sistemas ainda é bastante reduzida. Certamente toda a biota do compartimento detrital tem sua importância, portanto, é fundamental investigar quais os elos, quais espécies são chaves e quais os mecanismos básicos que controlam todo esse processo dinâmico, tanto em escala espacial quanto temporal.

Na metade sul do estado do Rio Grande do Sul existe grandes áreas de monoculturas de eucalipto e, ainda, muitos projetos estão sendo propostos para aumentar essas plantações. Portanto, é importante a iniciativa de pesquisas que incluam essa árvore para investigarmos quais os efeitos que suas folhas, seus galhos, enfim, qual interação esse vegetal vai ter com o ambiente circundante. Apesar das nascentes onde foi realizado o estudo estarem localizadas dentro dos limites da APA Ibirapuitã, sabemos que essas áreas são parte da solução para se evitar a degradação ambiental, mas estão longe de ser uma garantia efetiva de proteção.

REFERÊNCIAS:

- Abelho, M. 2009. Leaf-litter mixtures affect breakdown and macroinvertebrate colonization rates in a stream ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 94: 436-451.
- Abelho, M. & M.A.S. Graça. 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, Holanda, 324: 195-204.
- Ab'Saber, A.N. 2000. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares), 15-25 p. *In: Rodrigues, R.R. & H.F. Leitão Filho (Eds.): Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP/FAPESP, 320p.
- Angrisano, E.B. 1995. Insecta Trichoptera. *In: Lopretto, E.C. & G. Tell. Ecosistemas de aguas continentales: Metodología para su estudio*. SUR. pp. 1199-1237.
- Benstead, J. P. 1996. Macroinvertebrates and the processing of leaf litter in a tropical stream. *Biotropica*, 28: 367-375.
- Benfield, E.F. 1997. Comparison of litterfall input streams. Stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 16: 104-108.
- Campbell, I.C. 1994. Ecology of Australian detritus-based streams. A note in response to Graça. *Limnologica*, Alemanha, 28: 291-293.
- Campbell, I.C. & L. Fuchshuber. 1995. Polyphenols, condensed tannins, and processing rates of tropical and temperate leaves in an Australian stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 14: 174-182.

- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 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*, Holanda, 333: 79-85.
- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 1998. Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, Alemanha, 26: 990-993.
- Canhoto, C. & M.A.S. Graça. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposition *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, E.U.A., 37: 163-172.
- Chapman, K.; J.B. Whittaker & O.W. Heal. 1988. Metabolic and faunal activity in litters of tree mixtures compared with pure stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, E.U.A., 24: 33-40.
- Covich, A. P. 1988. Geographical and historical comparison of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A, 7:361–386.
- Crowl, T.A.; W.H. McDowell; A.P. Covich & S.L. Johnson. 2001. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology*, E.U.A., 82: 775-783.
- Cummins, K.W.; M.A. Wilzbach; D.M. Gates; J. B. Perry & W. B. Taliaferro. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, E.U.A., 39: 24-30.

- Dobson, M. 1991. An assessment of mesh bag and plastics leaf traps as tolos for studying macroinvertebrates assemblages in natural leaf packs. *Hydrobiologia*, 22: 19-28.
- Domínguez, E., M.D. Hubbard & W.L. Peters. 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y generos de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biologia Acuatica*, nº 16. Instituto de Limnologia Dr. Raul A. Ringuelet (UNLP-CONICET), La Plata/Argentina, 38 p.
- Enriquez, S., C.M. Duarte & K. Sand-Jensen, 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, Alemanha, 94: 457-471.
- Filgueiras, T.S.; P.E. Nogueira, A.L. Brochado & G.F. Guala II. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*, UFBA - Bahia, 12: 39-43.
- Fisher, S.G., & Likens, G. E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, E.U.A., 43: 421-439.
- Gessner, M.O. & E. Chauvet. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*, E.U.A., 75(6): 1807-1817.
- Gessner, M. O., E. Chauvet, and M. Dobson. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, Suécia, 85: 377-384.

- Grime, J.P.; J.H.C. Cornelissen; K. Thompson & J. G. Hodgson. 1996. Evidence of a causal connection between anti-herbivore defense and the decomposition rate of leaves. *Oikos*, Suécia, 77: 489-494.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 86: 383-393.
- Graça, M.A.S.; C. Cressa; M.O. Gessner; M.J. Feio; K.A. Callies & C. Barrios. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 46: 947-957.
- Graça, M.A.S.; J. Pozo; C. Canhoto & R. Elosegi. 2002. Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World JOURNAL*, E.U.A., 2: 1173-1185.
- Graça, M.A.S.; F. Bärlocher & M.O. Gessner. 2007. Methods to study litter decomposition – a practical guide. Springer, Holanda, 317p.
- Gregory, S.V.; F.J. Swanson; W.A. McKee & K.W. Cummins. 1992. Na ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, E.U.A., 41(8): 540-551.
- Guadagnin, D.L. ; R.C. Cruz; E. Vélez; J.C.P. Dotto; MELO, M.T. Queiroz . 1998. Relatório do plano de gestão da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã: diagnóstico do meio biótico, físico e cultural, 72p.
- Hammer, Ø.; D.A.T., Harper; P.D. Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, Oxford, 4(1): 9.

- Hansen, R.A. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, Inglaterra, 81: 1120-1132.
- Hausman, A. 1995. Províncias Hidrogeológicas do Rio Grande do Sul. *Acta Geologica Leopoldensia. Séries Mapas*. São Leopoldo, RS, 125p.
- Henry, R. 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim, 1-28p. *In: Henry, R. (Org.). Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos - SP: RiMa Editora, 349p.
- Irons, J.G.; M.W. Oswood; R.J. Stout & C.M. Pringle. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, Inglaterra, 32: 401-411.
- Iversen T.M. 1973. Decomposition of autumn-shed beech leaves in a springbrook and its significance for the fauna. *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, 72: 305-312.
- Kaushik, N.K.& H.B.N. Hynes. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, 68:465-515.
- Lima, W.P. 2003. Relações Hidrológicas em Matas Ciliares, p. 293-300. *In: Raoul Henry. (Org.). Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos - SP: RiMa Editora, 349p.
- Lima, W.P. & M.J.B. Zákia. 2000. Hidrologia de matas ciliares, 33-44p. *In: Rodrigues, R.R. & H.F. Leitão Filho (Eds.): Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP/FAPESP, 320p.

- Mathuriau, C. & E. Chauvet. 2002. Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society, E.U.A.*, 21: 384-396.
- Melillo, J.M.; J.D. Aber & J.F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood litter decomposition dynamics. *Ecology, E.U.A.*, 63: 621-626.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 862p.
- Meyer, J.L. 1980. Dynamics of phosphorus and organic matter during leaf decomposition in a forest stream. *Oikos, Suécia*, 34: 44-53.
- Moretti, M.S.; J.F. Gonçalves Jr. & M. Callisto. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica, Alemanha*, 37: 250-258.
- Naiman, R.J. & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics, E.U.A.*, 28: 621-658.
- Nin, C.S.; E.L. Ruppenthal & Rodrigues, G.G. 2009. Produção de folhiço e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences, Maringá*, 31(3): 263-271.
- Oerti, B. 1993. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia*, 96:466-477.
- Ostrowsky, M.L. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North America Benthological Society, E.U.A.*, 16:750-759.

- Peréz-Harguindeguy, N.; S. Díaz; J.H.C. Cornelissen; F. Vendramini; M. Cabido & A. Castellanos. 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil*, Holanda, 218: 21-30.
- Pes, A.M.O.; N. Hamada & J.L. Nessimian. 2005. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, Curitiba, 49: 181-204.
- Petersen, R.C. & K.W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 4: 343-368.
- Pillar V.D., Boldrini I.I. & Lange O. (2002). Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 37: 753-761.
- Pozo J. 1993. Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Aguera stream system (North Spain). I. Chemical changes. *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, 127: 299-317.
- Richardson, J.S. 1992. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrates use of leaf accumulations in a mountain stream. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 27: 169-176.
- Rodrigues, R.R. & A.G. Nave. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares, 45-72p. *In: Rodrigues, R.R. & H.F. Leitão Filho (Eds.): Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP/FAPESP, 320p.

- Rosemond, A.D.; C.M. Pringle & A. Ramírez. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, Inglaterra, 39:515-523.
- Royer, T.V.; M.T. Monaghan & G.W. Minshall. 1999. Processing of native and exotic leaf litter in two Idaho (U.S.A.) streams. *Hydrobiologia*, Holanda, 400: 123-128.
- Sampaio, A.; R. Cortes & C. Leão. 2001. Invertebrate and microbial colonization in native and exotic leaf litter species in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology*, Alemanha, 4-5: 527-540.
- Santiago, L.S. 2007. Extending the leaf economics spectrum to decomposition: evidence from a tropical Forest. *Ecology*, E.U.A., 88: 1126-1131.
- Smock, L. A. & Stoneburner, D. L. 1980. The response of macroinvertebrates to aquatic macrophyte decomposition. *Oikos*, Suécia, 35:397-403.
- Smock, L.A. & C.M. MacGregor. 1988. Impact of the American chestnut blight on aquatic shredding macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 7:212-221.
- Stockley, R.A.; G.S. Oxford & R.F.G. Ormond. 1998. Do invertebrates matter? Detrital processing in the river Swale-Ouse. *Sciences of the total environment*, 210/211: 427-435.
- Swan, C. M. & M.A. Palmer. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, E.U.A., 23: 15-28.
- Vaieretti, M.V.; N. Pérez-Harguindeguy; D.E. Gurvich; A.M. Cingolani & M. Cabido. 2005. Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant

species in a montane woodland in central Argentina. *Plant and Soil*, Holanda, 278: 223-234.

Vannote, R.L.; G.W. Minshall; K.W. Cummins; J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Canadá, 37: 130-137.

Wallace, J.B.; J.R. Webster & T.F. Cuffney. 1982. Stream detritus dynamics: regulation by invertebrate consumers. *Oecologia*, Alemanha, 53: 197-200.

Wantzen, K.M.; R. Wagner; R. Suetfeld & W.J. Junk. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, Alemanha, 28: 815-821.

Webster, J.R. & G.M. Simons. 1978. Leaf breakdown and invertebrates colonization on a reservoir bottom. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, Alemanha, 20: 1587-1596.

Webster, J.R. & E.F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, E.U.A., 17: 567-594.

Winterbourn, M.R. & J.B. Wallace. 1978. An evaluation of mesh bag method for studying leaf colonization by stream invertebrates. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, Alemanha, 20: 1557-1560.

Wright, I.J. & M. Westoby. 2002. Leaves at low versus high rainfall: coordination of structure, lifespan and physiology. *New Phytologist*, Reino Unido, 155: 403-416.

ANEXOS



Nascente 1



Nascente 2



Nascente 3