

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS
SUBTROPICAIS: DINÂMICA DE MATÉRIA
ORGÂNICA, PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO E
MACROFAUNA ASSOCIADA**

TESE DE DOUTORADO

Rodrigo König

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS SUBTROPICAIS:
DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA, PROCESSO DE
DECOMPOSIÇÃO E MACROFAUNA ASSOCIADA**

Rodrigo König

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM,
RS, como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Biodiversidade Animal.

Orientador: Prof. Sandro Santos
Coorientador: Prof. Luiz Ubiratan Hepp

Santa Maria, RS, Brasil
2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

König, Rodrigo
Detritos Foliareos em Riachos Subtropicais: Dinâmica de
Matéria Orgânica, Processo de Decomposição e Macrofauna
Associada / Rodrigo König.-2013.
100 p.; 30cm

Orientador: Sandro Santos
Coorientador: Luiz Ubiratan Hepp
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Riachos subtropicais 2. Vegetação ripária 3.
Detritos vegetais 4. Macroinvertebrados bentônicos 5.
Fragmentadores I. Santos, Sandro II. Hepp, Luiz Ubiratan
III. Título.

© 2013

Todos os direitos autorais reservados a Rodrigo König. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: rodrigokönig@jc.iffarroupilha.edu.br

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Tese de Doutorado

**DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS SUBTROPICAIS: DINÂMICA
DE MATÉRIA ORGÂNICA, PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO E
MACROFAUNA ASSOCIADA**

Elaborada por
RODRIGO KÖNIG

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:


Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (URI)
(Presidente/Coorientador)


José Francisco Gonçalves Júnior, Dr. (UnB)


Luciane Ayres Peres, Dra. (UFRGS)


Marcelo da Silva Moretti, Dr. (UVV)


Rodrigo Fornel, Dr. (URI)

Santa Maria, 08 de março de 2013.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Sandro Santos, pela orientação, oportunidade de aprendizagem e crescimento ao longo da minha caminhada no programa de pós-graduação. Agradeço pela confiança em mim depositada e pelos conhecimentos transmitidos em todos esses anos.

Ao professor Luiz Ubiratan Hepp, pelas valiosas contribuições durante o desenvolvimento deste trabalho, sempre estando disponível e participando de maneira fundamental para a elaboração em todas as etapas. Agradeço pelos conhecimentos repassados não somente como orientador, mas como amigo, desde meus primeiros trabalhos na carreira acadêmica.

À professora Rozane Maria Restello, por todos os ensinamentos e contribuições ao longo da minha formação acadêmica.

Aos membros da banca examinadora, os professores José Francisco Gonçalves Júnior, Luciane Ayres Peres, Marcelo da Silva Moretti e Rodrigo Fornel, pelas sugestões e contribuições para o enriquecimento desta tese.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, pelo apoio ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

À URI – Campus de Erechim, pelo espaço e equipamentos concedidos para realização das atividades laboratoriais necessárias à realização dos trabalhos.

À CAPES, pelo auxílio financeiro no segundo ano de doutorado.

Ao Paulo e Sidnei, secretários do Programa de Pós-Graduação, pela disponibilidade e auxílio com a parte burocrática.

Aos colegas do Lacrust, pela ajuda, pelos momentos de descontração e, principalmente, pela amizade e companheirismo nesses anos.

Aos colegas do Laboratório de Biomonitoramento da URI-Erechim, pela convivência, amizade e auxílio sempre que necessário.

Ao Fred, pela ajuda na confecção dos amostradores e nas coletas de campo e pelos momentos de descontração.

À Gabriela, pelo auxílio em coletas e atividades de laboratório.

Ao Alan, pela participação em várias etapas desse trabalho, seja em coletas, preparação de material ou discussões em laboratório.

Aos colegas do curso, pela amizade e bons momentos durante as aulas e na convivência diária.

Aos amigos-irmãos Caique e André, obrigado pelo convívio, pelas horas de conversa e apoio em vários momentos.

À Michele, pela inspiração em momentos determinantes, amiga e companheira que me deu a força e motivação necessárias em várias situações difíceis.

À Catia Suzin, pela paciência, apoio e confiança. Obrigado pelo carinho e por estar ao meu lado em vários momentos importantes da minha vida.

À minha família, por ter acreditado e pela formação de valores e princípios morais fundamentados no amor e trabalho, sem os quais não alcançaria êxito. Obrigado pelo apoio incondicional.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, **MUITO OBRIGADO!**

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS SUBTROPICAIS: DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA, PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO E MACROFAUNA ASSOCIADA

AUTOR: RODRIGO KÖNIG

ORIENTADOR: SANDRO SANTOS

COORIENTADOR: LUIZ UBIRATAN HEPP

Data e local de defesa: Santa Maria, 08 de março de 2013.

Os riachos florestados de baixa ordem são dependentes da entrada de material alóctone e a principal fonte de energia é obtida de detritos foliares provenientes da vegetação de entorno. Várias lacunas precisam ser preenchidas para o conhecimento desse processo em ambientes subtropicais e, nesse sentido, esta tese teve como objetivo realizar algumas investigações considerando o processamento de detritos foliares em riachos. Foram conduzidos quatro estudos em riachos subtropicais com os seguintes objetivos: a) verificar a importância quantitativa da entrada foliar em riachos, as principais vias de entrada e sua variação ao longo do ano; b) analisar a influência da qualidade do detrito foliar sobre a decomposição e colonização por macroinvertebrados; c) avaliar a influência do uso e ocupação da terra sobre o processo de decomposição, incluindo a comunidade de macroinvertebrados e fungos; d) realizar uma investigação inicial acerca da influência da aplicação de inseticida sobre a comunidade de macroinvertebrados que coloniza folhas em riachos. Detritos foliares foram o principal componente vegetal a entrar no riacho e a principal via de entrada do material alóctone foi a lateral. Foi observada influência da época do ano sobre esta entrada, com aumento principalmente nos meses do outono e com alta pluviosidade. A característica química das folhas influenciou a decomposição de detritos foliares e sua colonização pela comunidade de macroinvertebrados. Folhas com maior teor de nitrogênio e menor quantidade de componentes que dificultam a decomposição foram processadas mais rapidamente e apresentaram maior quantidade de fragmentadores. Por outro lado, diferentes usos da terra não influenciaram significativamente o processo de decomposição, apenas modificando alguns aspectos da comunidade de macroinvertebrados, principalmente em riachos com influência urbana. Os resultados podem ter ocorrido devido às altas correntezas encontradas nos riachos da região, que tornam homogêneas suas consequências para a qualidade da água, para o componente biológico e, conseqüentemente, para os processos ecológicos como a decomposição. Foi observada uma influência da aplicação de inseticida sobre a comunidade de macroinvertebrados, diminuindo a abundância dos grupos-alvo do produto, mas gerando um aumento na riqueza e abundância dos demais grupos após um período inicial de colonização.

Palavras-chave: Vegetação ripária. Entrada de matéria orgânica. Fungos filamentosos. Invertebrados aquáticos

ABSTRACT

Doctoral Thesis
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

LEAF LITTER IN SUBTROPICAL STREAMS: DYNAMICS OF ORGANIC MATTER, DECOMPOSITION PROCESS AND ASSOCIATED MACROFAUNA.

AUTHOR: RODRIGO KÖNIG

ADVISER: SANDRO SANTOS

CO-ADVISER: LUIZ UBIRATAN HEPP

DATE AND PLACE OF DEFENSE: SANTA MARIA, MARCH 8TH, 2013.

Low-order forested streams are dependent on allochthonous material input and the main energy source is obtained from leaf litter provided by the surrounding vegetation. Several gaps need to be filled to the knowledge of this process in subtropical environments and, accordingly, the thesis aimed to conduct some investigations considering the decomposition of leaf litter in streams. Four studies were conducted in subtropical streams with the following objectives: a) to verify the quantitative importance of the leaf input into streams, the main sources of input and its variation over the year; b) to analyze the influence of the leaf litter quality on decomposition and macroinvertebrate colonization; c) to evaluate the influence of the land use on the decomposition process, including the macroinvertebrate community and fungi; d) to conduct an initial investigation about the influence of insecticide application on the macroinvertebrate community that colonizes leaves in streams. Leaf litter was the main plant component to come in stream and the main route of entry allochthonous material was vertical. We observed the influence of season on this entry, with an increase mainly in the autumn and in the months with high rainfall. The chemical characteristic of leaves influenced the decomposition of leaf litter and its colonization by the macroinvertebrate community. Leaves with higher nitrogen content and lower amount of components that hinder decomposition were processed more quickly and, for these reasons, showed a higher amount of shredders. Moreover, different land uses did not significantly influence the decomposition process, just modifying some aspects of the macroinvertebrate community, especially in streams with urban influence. The results may be due to high currents found in local streams that make homogeneous its consequences for water quality, for the biological component and hence for ecological processes such as decomposition. We observed an influence of insecticide application on the macroinvertebrate community, decreasing the abundance of the target groups of the product, but generating an increase in the richness and abundance of other groups after an initial period of colonization.

Key-words: Riparian vegetation. Organic matter input. Hyphomycetes. Aquatic invertebrates

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
Entrada de material alóctone e decomposição foliar em riachos	10
Ação biológica	12
Influência das variáveis abióticas e da qualidade do detrito	13
Decomposição e atividades antrópicas	15
REFERÊNCIAS	17
ARTIGO 1 – APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA EM UM RIACHO SUBTROPICAL	24
RESUMO	26
ABSTRACT	26
INTRODUÇÃO	27
MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
Área de Estudo	28
Coleta de Dados	29
Análise de Dados	29
RESULTADOS	30
DISCUSSÃO	35
REFERÊNCIAS	
ARTIGO 2 – COLONIZATION OF LOW- AND HIGH-QUALITY DETRITUS BY MACROINVERTEBRATES DURING LEAF BREAKDOWN IN A SUBTROPICAL STREAM	40
ABSTRACT	41
INTRODUCTION	41
MATERIAL AND METHODS	43
Study area	43
Plant species	43
Field experiment and laboratory procedures	44
Data analysis	45
RESULTS	46
Leaf processing and mass loss.....	46
Community structure	47
Community composition	50
DISCUSSION.....	51
REFERENCES.....	55
ARTIGO 3 – INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E COLONIZAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS	61
RESUMO	63
ABSTRACT	63
INTRODUÇÃO	64
MATERIAL E MÉTODOS	66
Área de estudo	66
Coleta de dados	66
Análise de dados	67
RESULTADOS	68
Paisagem e variáveis hídricas	68
Coeficientes de decomposição	70
Comunidade de macroinvertebrados e biomassa fúngica	71

DISCUSSÃO	75
REFERÊNCIAS	78
ARTIGO 4 – THE INFLUENCE OF A BIOPESTICIDE ON MACROINVERTEBRATES COMMUNITY DURING THE COLONIZATION OF LEAF DETRITUS IN SUBTROPICAL STREAMS	84
ABSTRACT.....	86
RESUMO.....	86
INTRODUCTION	86
MATERIAL AND METHODS	88
Study area	88
Field experiment	89
Data analysis	89
RESULTS	90
DISCUSSION.....	92
REFERENCES.....	94
CONCLUSÃO GERAL.....	99

INTRODUÇÃO GERAL

O conhecimento sobre características da decomposição de detritos foliares e da influência de diferentes fatores sobre o processo, tais como a colonização por macroinvertebrados, as propriedades químicas do detrito, dentre outros, pode fornecer respostas e auxiliar em estratégias de manejo, conservação e recuperação de zonas ripárias. Em ambientes aquáticos subtropicais, a investigação de aspectos de decomposição e a relação com organismos associados constituem pontos com várias lacunas a serem preenchidas, visto a falta de investigações abordando o tema. Abordagens que utilizem espécies vegetais com diferentes características foliares, que avaliem o efeito do uso e ocupação da terra e da aplicação de produtos que afetam a macrofauna, dentre outras, podem complementar dados existentes ou fornecer informações inéditas para ambientes subtropicais.

Dessa forma, este estudo pretende contribuir para estas abordagens, sendo estruturado por quatro capítulos, os quais constituem-se em manuscritos científicos. Os diferentes manuscritos atendem algumas especificações das revistas às quais serão encaminhados, tais como o formato de: citações de autores no texto, legendas de figuras e tabelas, referências, resumo e abstract.

Os trabalhos buscam elucidar aspectos importantes para a compreensão do processamento de detritos na região estudada, conforme segue:

- Artigo 1: Aporte de matéria orgânica em um riacho subtropical.

Trabalho em que foi realizada uma investigação acerca das características de entrada e estocagem do material alóctone em um riacho, tendo como principais perguntas: Qual a importância relativa das folhas em um riacho subtropical? Qual a principal via de entrada do material vegetal alóctone? Em quais meses ocorre maior entrada deste material?

O manuscrito será submetido ao periódico *Acta Limnologica Brasiliensia*, porém, está redigido em português.

- Artigo 2: Colonização de detritos de alta e baixa qualidade por macroinvertebrados durante a decomposição foliar em um riacho subtropical.

Visto as diferentes espécies vegetais que podem contribuir para o total de folhas no ambiente hídrico e a substituição de espécies ribeirinhas em riachos, buscou-se avaliar de que maneira algumas características químicas das folhas, em espécies exóticas e nativas, influenciam a decomposição e colonização por macroinvertebrados. As perguntas do trabalho

foram: Diferenças nas características químicas dos detritos foliares alteram a taxa de decomposição em riacho subtropical? Estas características afetam a colonização do detrito por macroinvertebrados? As diferenças tem relação com a origem da planta?

O manuscrito foi submetido ao periódico *Limnologica*.

- Artigo 3: Influência da paisagem sobre a decomposição foliar e colonização por macroinvertebrados em riachos subtropicais.

Alterações nas características da decomposição foliar podem ser provocadas pela influência humana ao alterar a composição da vegetação, substituindo espécies e modificando o uso da terra no entorno dos corpos hídricos. Assim, o trabalho teve as seguintes perguntas: O uso e ocupação da terra influencia a decomposição e a colonização de detritos foliares por fungos e macroinvertebrados em riachos subtropicais? Quais usos exercem maior influência sobre tais aspectos?

O manuscrito será submetido ao periódico *Hydrobiologia*, porém está redigido em português.

- Artigo 4: Influência de biopesticida sobre a comunidade de macroinvertebrados durante a colonização de detritos foliares em riachos subtropicais.

Devido ao uso de produtos que visam o controle de alguns grupos de insetos na região estudada, realizou-se uma investigação inicial acerca das consequências dessa prática, não somente para os grupos-alvo, mas para o processo de colonização de detritos foliares. As perguntas foram: A utilização do produto altera a comunidade de macroinvertebrados que utiliza os detritos foliares de riachos? Esta alteração ocorre somente nos grupos-alvo ou também afeta a colonização de outros grupos?

O manuscrito foi submetido ao periódico *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*.

Entrada de material alóctone e decomposição foliar em riachos

Um ecossistema fluvial inclui a biota e sua interação com todos os processos físicos e químicos que determinam o seu funcionamento. Dentre as propriedades reconhecidas dos sistemas hídricos, a produtividade total, o metabolismo, a eficiência de utilização de nutrientes, a variedade dos materiais que fornecem energia são algumas das que os caracterizam (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A matéria orgânica morta é o recurso alimentar basal dominante em alguns ecossistemas (HEDIN, 1991). Em rios florestados de baixa ordem, a principal fonte alimentar é obtida da matéria orgânica proveniente da vegetação de entorno e, portanto, esses sistemas são dependentes da entrada de material alóctone (VANNOTE et al., 1980). Este pode ser usado, por exemplo, como um recurso alimentar por macroinvertebrados bentônicos e sustentar redes alimentares aquáticas (BENFIELD, 1997).

O material orgânico que entra no riacho é originado de folhas, galhos e estruturas reprodutivas (ROYER; MINSHALL, 2003) e, dentre estes, os detritos foliares são geralmente a fonte dominante de energia para comunidades de rios (ALLAN; CASTILLO, 2007). A matéria orgânica entra no canal diretamente ou por meio de movimentos laterais (WEBSTER; MEYER, 1997) e a quantidade desse material pode variar espacial e temporalmente, sendo mais abundante em determinados períodos, se a vegetação for decídua, ou constante ao longo do ano, em locais com vegetação perene (CAMPBELL et al., 1992).

Este material, quando incorporado ao ecossistema aquático, precisa ser processado para estar disponível na forma inorgânica aos produtores primários. Segundo os conceitos vigentes, a decomposição de folhas caracteriza-se por ser um processo contínuo, no qual partículas grandes de matéria orgânica são reduzidas a matéria orgânica particulada fina e matéria orgânica dissolvida (GESSNER et al., 1999).

A decomposição foliar inclui uma variedade de processos bióticos e abióticos. As fases normalmente citadas incluem a lixiviação, na qual ocorre perda rápida de componentes foliares solúveis, orgânicos e inorgânicos; a colonização microbiana e subsequente decomposição, fundamentalmente por fungos aquáticos filamentosos (hifomicetos); e a fragmentação por invertebrados que se alimentam das folhas condicionadas por microrganismos (BÄRLOCHER, 1997; GESSNER et al., 1999). No entanto, a decomposição não deve ser considerada uma sucessão temporal desses processos, mas uma sobreposição e interação de eventos (GESSNER et al., 1999).

Fatores que têm sido considerados influentes nas taxas de decomposição incluem: a composição química das folhas, variáveis físico-químicas da água, velocidade da correnteza, além de características da ação microbiana e de fragmentadores. Por ser um importante componente da dinâmica de matéria orgânica em vários sistemas lóticos, a decomposição de folhas tem sido examinada em diferentes rios e biomas (ROBINSON et al., 1998). No entanto, em rios que são dependentes da entrada de material alóctone, alguns aspectos ainda precisam ser elucidados (GULIS; SUBERKROPP, 2003). A maioria dos estudos relacionados à dinâmica de matéria orgânica tem sido conduzida em rios de regiões temperadas,

principalmente na América do Norte e Europa. A ecologia de rios de baixa ordem no processamento foliar são questões bem estabelecidas para tais áreas, mas escassas em zonas tropicais e outras (WEBSTER; BENFIELD, 1986; ABELHO, 2000).

Ação biológica

Dentre os vários mecanismos de processamento de folhas, a influência biológica ocupa papel fundamental e ocorre, principalmente, por meio da ação microbiana e de macroinvertebrados (WEBSTER; BENFIELD, 1986). Ação microbiana é a atividade mecânica e enzimática de fungos ou bactérias que levam a modificações químicas e estruturais das folhas (GESSNER; RYCKEGEM, 2002). Alguns estudos abordam a importância de fungos aquáticos e bactérias no processo de decomposição foliar (BALDY et al., 1995; SUBERKROPP; WEYERS, 1996) e existem evidências de que fungos são mais importantes, em termos de biomassa (ABELHO et al., 2005). É amplamente conhecido que os fungos decompositores de folhas são hifomicetos aquáticos (GULIS; SUBERKROPP, 2003), os quais apresentam rápida e densa esporulação em folhas se decompondo, podendo acelerar o processo (GESSNER; CHAUVET, 1994).

Quanto ao outro grupo associado à decomposição, os macroinvertebrados, várias características alimentares podem ser encontradas, incluindo organismos detritívoros, chamados de fragmentadores (HIEBNER; GESSNER, 2002). Estes possuem papel chave na ecologia trófica de rios de baixa ordem (GRAÇA, 2001), pois, antes da incorporação do material foliar à produção secundária de rios, tais organismos fragmentam as folhas, resultando na transformação de matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (MERRITT; CUMMINS, 1996). Assim, o grupo auxilia na decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, mas também aumenta a disponibilidade alimentar para organismos de outros grupos alimentares que colonizam o detrito (GRAÇA, 2001; HIEBER; GESSNER, 2002; BENFIELD, 2007), como coletores e filtradores utilizam, que matéria orgânica particulada fina (HOFFMANN, 2005). Outros grupos, por meio de atividades de raspagem e perfuração de folhas, por exemplo, também podem acelerar a perda de massa (CHESHIRE et al., 2005). Além disso, o acúmulo de material foliar no riacho não serve apenas de alimento, mas também como proteção e abrigo para vários organismos (DUDGEON; WU, 1999), ou seja, o tipo de detrito não influencia apenas as taxas de decomposição, mas também grande parte da comunidade de invertebrados associada (LIGEIRO et al., 2010).

A importância dos macroinvertebrados e fungos para a decomposição, bem como os fatores que controlam a ação destes grupos, dependem das características do ambiente (HIEBNER; GESSNER, 2002). Em riachos naturais ocorre uma diminuição da matéria orgânica particulada grossa e aumento da matéria orgânica particulada fina no sentido cabeceira-foz. Assim, invertebrados fragmentadores tem maior participação em rios de baixa ordem florestados. Com o aumento da ordem do rio, há incidência de luz solar sobre o substrato, aumento de temperatura e dos teores de nutrientes na água. Conseqüentemente, é estimulada a produção primária e aumenta a atividade microbiana, além de ocorrerem mudanças na comunidade, com menor representatividade de fragmentadores e aumento no número de grupos que coletam matéria particulada fina (VANNOTE et al., 1980).

Alguns autores (PETERSEN; CUMMINS, 1974; BENSTEAD, 1996; HAGEN et al., 2006) encontraram que a abundância de macroinvertebrados foi correlacionada com a degradação foliar, enquanto outros não (DANGLES; GUÉROLD, 1998). Em estudos de campo e laboratório têm sido verificada relação positiva entre riqueza taxonômica de fragmentadores e taxas de decomposição (JONSSON; MALMQVIST, 2000; JONSSON et al., 2001; LECERF et al., 2006). Em riachos fora da zona temperada parece ser típica uma escassez de fragmentadores (Li e Dudgeon, 2009), conforme encontrado na Nova Zelândia (WINTERBOURN et al., 1981), Austrália e Nova Guiné (YULE, 1996), Ásia Tropical (DUDGEON, 2000), leste da África (DOBSON et al., 2002) e neotrópicos (GREATHOUSE; PRINGLE, 2006).

Influência das variáveis abióticas e da qualidade do detrito

As características da decomposição sofrem influência abiótica, incluindo fatores físicos e químicos da água, como a temperatura (IRONS et al., 1994; ABELHO, 2000), correnteza (CHERGUI; PATTEE, 1988), pH e conteúdo de nutrientes (ENRIQUEZ et al., 1993). Dentre os mais importantes encontramos a temperatura. Geralmente, a lixiviação é mais pronunciada em altas temperaturas (CHERGUI; PATTEE, 1990). Quanto à ação biológica, o papel de invertebrados fragmentadores é mais importante em altas latitudes, com baixas temperaturas, enquanto fungos dominam em baixas latitudes, com altas temperaturas (IRONS et al., 1994).

Estudos têm sugerido que a decomposição de folhas e a atividade fúngica em ecossistemas lóticos podem ser afetadas pela concentração de nutrientes na água (GRATTAN; SUBERKROPP, 2001; ROSEMOND et al., 2002), sendo que níveis elevados possivelmente estimulam a ação de microrganismos heterotróficos, aumentando a taxa de decomposição

(GULIS; SUBERKROPP, 2003). Quanto à resposta dos detritívoros, pouco é conhecido, mas há grande potencial para os nutrientes afetarem a energética dos consumidores via cadeia de detritos (GREENWOOD et al., 2007). O enriquecimento favoreceu o aumento da abundância, taxas de crescimento e produção de detritívoros em alguns estudos (CROSS et al., 2005), mas não em outros (NEWBOLD et al., 1983).

Um dos fatores que pode contribuir para a decomposição foliar é a abrasão física realizada pela correnteza. Esta é influenciada pela concentração de sedimentos suspensos e pela velocidade da água (PAUL et al., 2006). A urbanização promove a aceleração da correnteza devido o aumento do escoamento superficial, aumentando as enxurradas, que alteram a hidrografia do rio (PAUL, 1999). O movimento de sedimentos, principalmente em períodos chuvosos, aumenta a quebra física do material foliar. No entanto, efeito adverso pode também ser observado devido ao soterramento das folhas pelos sedimentos carregados, provocando condições anaeróbicas que dificultam a colonização por microrganismos (BENFIELD et al., 2001).

Além destas e de outras variáveis ambientais, aspectos da qualidade do detrito podem influenciar seu processamento. Detritos podem exibir diferentes aspectos de estrutura e de química, como relacionados à lignina e taxas C:N (GESSNER; CHAUVET, 1994) e fatores intrínsecos da folha podem ser usados para prever taxas de decomposição (GONÇALVES et al., 2007). Estudos sobre a influência direta e indireta da qualidade do detrito sobre a comunidade de invertebrados verificam, dentre outros, o tipo de substrato, a composição química e a proteção contra predadores (WHILES; WALLACE, 1997). Quando se alimentam, fragmentadores escolhem algumas espécies, rejeitando outras, podendo esta preferência estar relacionada às diferenças na estrutura física, concentração de nutrientes e presença de componentes secundários como polifenóis e taninos (GRAÇA, 2001). O conteúdo de nitrogênio do detrito, por exemplo, pode influenciar na resposta dos microrganismos às concentrações de nutrientes da água, sendo estas respostas maiores em detritos com conteúdo nutricional menor (GULIS et al., 2004). Normalmente as taxas de decomposição e a incorporação de matéria orgânica pelos invertebrados aquáticos aumentam com o conteúdo de nitrogênio de folhas e diminuem com o maior grau de defesas químicas e físicas da planta (CANHOTO; GRAÇA, 1996; GONZÁLEZ; GRAÇA, 2003).

A colonização por microrganismos também é um fator importante a ser considerado (GRAÇA, 2001). Estes demoram um tempo maior para colonizar e degradar folhas de espécies mais recalcitrantes em comparação com folhas de alta qualidade, que são rapidamente processadas. No entanto, para as comunidades que utilizam o detrito, as espécies de menor

qualidade podem constituir um recurso para mais tarde na estação, embora rios somente com tais recursos não possuam uma diversidade qualitativa de detritos e possam apresentar escassez energética nos estágios iniciais (GRAÇA; CANHOTO, 2006). Conseqüentemente, macroinvertebrados com curtos ciclos de vida podem ser beneficiados pelo aumento da qualidade do detrito resultante do enriquecimento de nutriente, mas táxons de longa vida são prejudicados pela redução em quantidade. Assim, taxas de decomposição rápidas podem promover a substituição de comunidades de consumidores para táxons de vida curta, não dependentes da disponibilidade contínua do detrito (CROSS et al., 2005).

Outro aspecto qualitativo diz respeito à origem da planta. Plantas exóticas são muito comuns em áreas ripárias (VITOUSEK, 1996). Caso a espécie exótica seja fixadora de nitrogênio, espera-se que a decomposição seja acelerada, enquanto com espécies química ou fisicamente protegidas, as taxas são retardadas (GRAÇA; CANHOTO, 2006). Alguns experimentos comparativos entre plantas introduzidas e nativas têm encontrado que a colonização e as taxas de decomposição são independentes da origem da planta, embora estejam relacionadas às propriedades foliares intrínsecas (PINTO et al., 1997; PEREIRA et al., 1998). Devido à conectividade entre os rios florestados e a vegetação de cabeceira, o estabelecimento de espécies não naturais, como *Pinus*, por exemplo, pode ter impactos sobre a fauna aquática (GOODMAN et al., 2006).

Decomposição e atividades antrópicas

A influência de atividades humanas pode degradar severamente a qualidade da água ou gerar outros efeitos negativos ao ambiente aquático por meio de diferentes usos da terra nas áreas adjacentes de riachos (PARK et al., 2011). O uso da terra é um fator importante em todo o mundo pela possibilidade de causar erosão, sedimentação, enriquecimento por nutrientes e entrada de substâncias tóxicas (STEWART et al., 2001). Além disso, como a matéria orgânica particulada grossa é a fonte de energia primária em rios florestados, alterações antrópicas na vegetação de entorno, que alteram a qualidade e quantidade da entrada desse material, podem ter impactos profundos sobre a estrutura da comunidade e função ecológica do ecossistema (BILBY; WARD, 1991).

Muitos dos fatores relacionados ao processamento de matéria orgânica são alterados pela conversão de terras florestadas em áreas de agricultura (HAGEN et al., 2006), devido a perda de sombreamento, aumento da temperatura da água, menores concentrações de oxigênio dissolvido, bem como maior concentração de nutrientes em resposta ao uso de fertilizantes e

excreção de animais (ALLAN, 2004). Também se pode citar a utilização de substâncias tóxicas a organismos e, nesse sentido, o controle biológico tem recebido destaque, principalmente a aplicação de inseticidas no controle de larvas de mosquitos (POLANCZYK et al. 2003). Adicionalmente, a diminuição da entrada de material foliar associado à agricultura pode diminuir a disponibilidade de alimento e, conseqüentemente, a biomassa de fragmentadores (HAGEN et al., 2006).

Da mesma maneira, a urbanização pode afetar a decomposição, modificando e alterando a composição de espécies vegetais e/ou aumentando a entrada de folhas (MILLER; BOULTON, 2005). Além disso, podem ocorrer várias alterações na qualidade da água e o papel de invertebrados na decomposição, em rios urbanos, pode ser afetado devido à perda de espécies sensíveis a essas modificações impostas pela ação antrópica (PASCOAL et al., 2005).

As avaliações dos efeitos ambientais provocados por estressores humanos devem incluir medidas de parâmetros estruturais e funcionais, no entanto, poucos estudos têm considerado estes últimos, por meio do exame da produção primária ou decomposição (PASCOAL et al., 2005). Dessa forma, de acordo com Hagen et al. (2006), alguns estudos têm sugerido utilizar as taxas de decomposição para avaliar as conseqüências de alterações antropogênicas para a integridade ambiental. Esta ferramenta fornece uma medida sensível e integrada de processos em nível de ecossistema e comunidade, como da entrada alóctone, atividade biológica e condições físico-químicas. O estudo conjunto da estrutura biológica e decomposição de materiais permitem uma melhor detecção do grau de integridade ecológica (NELSON, 2000).

REFERÊNCIAS

- ABELHO, M. Once upon a time a leaf: from litterfall to breakdown in streams. **PhD Thesis**, University of Coimbra, Portugal, 2000.
- ABELHO, M.; CRESSA, C.; GRAÇA, M. A. S. Microbial biomass, respiration and decomposition of *Hura crepitans* L. (Eupobiaceae) leaves in a tropical stream. **Biotropica**, 37: 397-402, 2005.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 35: 257–284, 2004.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. 2nd.ed. Dordrecht: Springer, 2007.
- BALDY, V.; GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. **Oikos** 74: 93-102, 1995.
- BÄRLOCHER, F. Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. **Limnetica** 13: 1–11, 1997
- BENFIELD, E. F. Comparison of litterfall input to streams. In: WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. (ed.). Stream organic matter budgets. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 16, 1997.
- BENFIELD, E. F. Decomposition of leaf material. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (eds.). **Methods in stream ecology**. 2 ed. San Diego: Academic Press, 2007.
- BENFIELD, E. F et al. Long-term patterns in leaf breakdown in streams in response to watershed logging. **International Review of Hydrobiology** 86: 467–474, 2001.
- BENSTEAD, J. P. Macroinvertebrates and the processing of litter in a tropical stream. **Biotropica** 28: 367- 375, 1996
- BILBY, R. E.; WARD, J. W. Characteristics and function of large woody debris in streams draining old-growth, clearcut, and second-growth forests in southwestern Washington. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 48: 2499–2508, 1991.

- CAMPBELL, I. C. et al. Allochthonous coarse organic material in forest and pasture reaches of two south-eastern Australian streams. II. Litter processing. **Freshwater Biology** 27: 353–365, 1992
- CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and 3 native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiologia** 333: 79–85, 1996.
- CHERGUI, H.; PATTEE, E. The effect of water current on the decomposition of dead leaves and needles. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 23: 1291–1298, 1988.
- CHERGUI, H.; PATTEE, E. The influence of season on the breakdown of submerged leaves. **Archiv für Hydrobiologie** 120: 1–12, 1990.
- CHESHIRE, K.; BOYERO, L.; PEARSON, R. G. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. **Freshwater Biology** 50: 748–769, 2005.
- CORTES, R. M. V. Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities. **Archiv für Hydrobiologie** 126: 85–103, 1992.
- CROSS, W. F. et al. Contrasting response of stream detritivores to long-term nutrient enrichment. **Limnology and Oceanography** 50: 1730–1739, 2005.
- DANGLES, O.; GUEROLD, F. A comparative study of beech leaf breakdown, energetic content, and associated fauna in acidic and non-acidic streams. **Archiv für Hydrobiologie** 144: 25–39, 1998.
- DOBSON, M et al. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology** 47: 909–919, 2002.
- DUDGEON, D. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. 31: 239–263, 2000.
- DUDGEON, D.; WU, K. K. Y. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? **Archiv für Hydrobiologie** 146: 65–82, 1999.

ENRIQUEZ, S.; DUARTE, C. M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. **Oecologia** (Berlin) 94: 457–471, 1993.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf-litter. **Ecology** 75: 1807–1817, 1994.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos** 85: 377–384, 1999.

GESSNER, M. O.; RYCKEGEM, G. V. Water fungi as decomposers in freshwater ecosystems. In: BITTON, G. (ed). **Encyclopedia of environmental microbiology**. New York: John Wiley and Sons, 2002. p. 3353–3364.

GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology** 52:1440–1451, 2007.

GONZÁLEZ, J. M.; GRAÇA, M. A. S. Conversion of leaf litter to secondary production by the shredder caddisfly *Sericostoma vittatum*. **Freshwater Biology** 48: 1578-1592, 2003.

GOODMAN, K. J.; HERSHEY, A. E.; FORTINO, K. The effect of forest type on benthic macroinvertebrate structure and ecological function in a pine plantation in the North Carolina Piedmont. **Hydrobiologia** 559: 305–318, 2006.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – A review. **International Review of Hydrobiology** 86:383-393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica** 25:1-10, 2006.

GRATTAN, R. M.; SUBERKROPP, K. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. **Journal of the North American Benthological Society** 20: 33–43, 2001.

GREATHOUSE, E. A.; PRINGLE, C. M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 63: 134–152, 2006.

GREENWOOD, J. L. et al. Nutrients stimulate leaf breakdown rates and detritivore biomass: bottom-up effects via heterotrophic pathways. **Oecologia** (Berlin) 151: 637–649, 2007.

GULIS, V.; SUBERKROPP, V. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology** 48: 123–134, 2003.

GULIS V. et al. Effects of nutrient enrichment on the decomposition of wood and associated microbial activity in streams. **Freshwater Biology** 49: 1437–1447, 2004.

HAGEN, E. M.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? **Journal of the North American Benthological Society** 25: 330–343, 2006.

HEDIN, L. O. Cross-system comparisons of detritus food webs. In: COLE, J.; LOVETT, G.; FINDLAY, S. (ed.) **Comparative analyses of ecosystems: patterns, mechanisms, and theories**. New York: Springer, 1991. p. 346–347.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology** 83: 1026–1038, 2002.

HOFFMAN, A. Dynamics of fine particulate organic matter (FPOM) and macroinvertebrates in natural and artificial leaf packs. **Hydrobiologia** 549: 167–178, 2005.

IRONS, J. G.; OSWOOD, M. W.; STOUT, R. J.; PRINGLE, C. M. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology** 32: 401–411, 1994.

JONSSON, M.; MALMQVIST, B. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. **Oikos** 89: 519–523, 2000.

JONSSON, M.; MALMQVIST, B.; HOFFSTEN, P. O. Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? **Freshwater Biology** 46: 161–171, 2001.

LECERF, A. et al. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie** 165: 105–126, 2006.

LI, A. O. Y; DUDGEON, D. Shredders: species richness, abundance, and role in litter breakdown in tropical Hong Kong streams. **Journal of the North American Benthological Society** 28: 167–180, 2009.

- LIGEIRO, R. et al. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia** 654: 125–136, 2010.
- MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society** 21: 384–396, 2002.
- MILLER, W.; BOULTON, A. J. Managing and rehabilitating ecosystem processes in regional urban streams in Australia. **Hydrobiologia** 552: 121–133, 2005.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **Introduction to aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996.
- MORETTI, M.; GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologia** 37: 250-258, 2007.
- NELSON, S. M. Leaf pack breakdown and macroinvertebrate colonization: bioassessment tools for a high-altitude regulated system? **Environmental Pollution** 110: 321- 329, 2000.
- NEWBOLD, J. D. et al. Continuous ammonium enrichment of a woodland stream: uptake kinetics, leaf decomposition, and nitrification. **Freshwater Biology** 13: 193–204, 1983.
- PARK, S. E. et al. Relationships between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology** 47: 107-116, 2011.
- PASCOAL, C et al. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. **Journal of the North American Benthological Society** 24: 784–797, 2005.
- PAUL, M. J. Stream ecosystem function along a land-use gradient. **PhD Dissertation**, University of Georgia, Athens, Georgia, 1999.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L.; COUCH, A. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. **Freshwater Biology** 51:1684–1695, 2006.

PEREIRA, A. P.; GRAÇA, M. A. S; MOLLES, M. Leaf litter decomposition in relation to litterphysico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. **Pedobiologia**, 42: 316-327, 1998.

PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology** 4: 343–368, 1974.

PINTO, C. et al. Forest soil collembola. Do tree introductions make a difference? **Pedobiologia** 41:131-138, 1997.

POLANCZYK, R. A.; GARCIA, M. O.; ALVES, S. B. Potencial de *Bacillus thuringiensis israelensis* Berliner no controle de *Aedes aegypti*. **Rev. Saúde Pública** 37: 813-816, 2003.

ROBINSON, C. T.; GESSNER, M. O.; WARD, J. V. Leaf breakdown and associated macroinvertebrates in alpine glacial streams. **Freshwater Biology** 40: 215–228, 1998.

ROSEMOND, A. D et al. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. **Limnology and Oceanography** 47: 278–289, 2002.

ROYER, T. V.; MINSHALL, G. W. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. **Journal of the North American Benthological Society** 22: 352–358, 2003.

STEWART, J. S.; WANG, L.; JOHN, L.; HORWATICH, J. A.; BANNERMAN, R. Influence of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. **Journal of the American Water Resources Association** 37: 1475–1487, 2001.

SUBERKROPP, K.; WEYERS, H. Application of fungal and bacterial production methodologies to decomposing leaves in streams. **Applied Environmental Microbiology** 62: 1610–1615, 1996.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37: 130–137, 1980.

VITOUSEK, P. M. Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In: **Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii**. New York, Berlin: Springer-Verlag, 1996. p. 62-176.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 17: 567–594, 1986.

WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. Organic matter budgets for streams: a synthesis. **Journal of the North American Benthological Society** 16: 141–161, 1997.

WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. **Hydrobiologia** 353: 107–119, 1997.

WINTERBOURN, M. J.; ROUNICK, J. S.; COWIE, B. Are New Zealand stream ecosystems really different? **N. Z. J. Mar. Freshwater Res.** 15: 321–328, 1981.

YULE, C. M. Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. **Journal of Tropical Ecology** 12:517–534, 1996.

ARTIGO 1

APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA EM UM RIACHO SUBTROPICAL

APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA EM UM RIACHO SUBTROPICAL

Rodrigo König^{1, 2, *}, Luiz Ubiratan Hepp³, Sandro Santos¹

* Autor para correspondência

¹ Laboratório de Carcinologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria 97105-900, Santa Maria/RS-Brasil. E-mail: RK: rodrigokonig@jc.iffarroupilha.edu.br;

SS: sandro.santos30@gmail.com

² Laboratório de Ciências Biológicas, Instituto Federal Farroupilha – Campus Júlio de Castilhos

³ Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. E-mail:

luizuhepp@gmail.com

RESUMO

Objetivos: O presente estudo teve como objetivo estudar a dinâmica da entrada e estoque de matéria orgânica em um riacho subtropical, avaliando i) a importância das entradas vertical e lateral, ii) a contribuição das diferentes partes vegetais e iii) a quantidade de material estocado.

Métodos: De maio de 2010 a abril de 2011 foram utilizados coletores suspensos e laterais para coleta das partes vegetais que entram em uma transecção de um riacho. Com um coletor Surber foi amostrada a quantidade de material estocada na região bentônica. Por meio de uma ANOVA foram comparados os tipos de entrada e a quantidade estocada das diferentes partes vegetais durante os meses. **Resultados:** As folhas foram o componente vegetal com maior entrada (67% do total), seguida por galhos (28%) e sementes (5%). A entrada lateral foi a que mais contribuiu para a massa total de entrada (55%). O material estocado (região bentônica) foi significativamente inferior à entrada total observada. Os maiores valores de entrada e de estoque de material orgânico foram obtidos nos meses do outono, período em que algumas árvores perdem as folhas. A entrada alóctone de detritos, principalmente galhos, foi correlacionada positivamente com a pluviosidade. **Conclusões:** O estudo revelou a importância quantitativa dos detritos foliares para o riacho, evidenciando a grande quantidade de entrada, tanto por via lateral quanto vertical, e ressaltando a importância de estudos que investiguem os processos ecológicos associados a este componente, tais como a decomposição e colonização por invertebrados.

Palavras-chave: Detritos vegetais; Riachos florestados; Entrada alóctone; Estoque bentônico.

ABSTRACT

Objectives: The present study aimed to study the dynamics of the input and stock of organic matter in a subtropical stream, evaluating i) the importance of the vertical and lateral inputs, ii) the contribution of different plant parts and iii) the amount of stocked material. **Methods:** From May 2010 to April 2011 lateral and suspended samplers were used to collect the plant parts that input in a stream transection. With a Surber sampler was collected the amount of material stocked in the benthic region. The input types and the amount of different plant parts stocked during the months were compared by ANOVA. **Results:** Leaves were the vegetal component with the largest input (67%), followed by branches (28%) and seeds (5%). The side input was the largest contributor to the total mass input (55%). The stocked material (benthic zone) was significantly lower than the total input. The highest values of input and stock of organic material were obtained in the autumn months, when some trees lose their leaves. The allochthonous input of debris, especially branches was positively correlated with

rainfall. **Conclusions:** The study revealed the quantitative importance of leaf litter to the stream, highlighting the large amount of input by both lateral and vertical, and stressing the importance of studies that investigate the ecological processes associated with this component, such as decomposition and invertebrate colonization..

Key words: Plant debris; Forested streams; Allochthonous input; Benthic stock.

INTRODUÇÃO

A matéria orgânica alóctone constitui a principal fonte de energia em riachos de pequena ordem (Minshall, 1996). Nestes riachos, a produtividade primária de origem autóctone é limitada devido à ampla cobertura do leito pela vegetação de entorno, o que reduz a passagem da luz necessária aos organismos produtores (Wallace et al., 1997; Afonso et al., 2000). Assim, os detritos advindos da vegetação de entorno ligam a produção primária terrestre aos consumidores aquáticos (Vannote et al., 1980; Cummins et al., 1989; Wallace et al., 1997). Além disso, a quantidade de detrito vegetal no substrato de fundo do riacho afeta a heterogeneidade e desempenha um papel importante na distribuição, composição e biomassa de comunidades aquáticas (Hearnden e Pearson, 1991; Murphy et al., 1998).

O material orgânico pode ser originado de folhas, ramos e estruturas reprodutivas, que são decompostos gradualmente pelo processamento físico, químico e biológico (Royer e Minshall, 2003). Alguns estudos, tanto em região tropical quanto temperada, mostram que folhas são o componente vegetal mais representativo dentre os detritos que entram no riacho (Afonso et al., 2000; Swan e Palmer, 2004; Gonçalves et al., 2006; França et al., 2009). Dentre outras maneiras, a matéria orgânica pode entrar no canal hídrico por via vertical, ou seja, caindo diretamente no riacho, ou via lateral, quando o material entra pelas margens. As características da entrada podem sofrer influência da declividade da margem, tipo e distribuição da vegetação ripária (Webster e Meyer, 1997; Wantzen et al., 2008) e da sazonalidade, geralmente ocorrendo menor entrada na estação seca (Williams-Linera e Tolome, 1996). Estudos realizados em ambientes temperados e tropicais mostram variação na contribuição dos diferentes tipos de entrada do material alóctone, podendo encontrar maior representatividade via lateral (França et al., 2009) ou via vertical (Wallace et al., 1997; Cillero et al., 1999; Gonçalves et al., 2006). A quantidade de material estocado depende de fatores como precipitação, padrões fenológicos das plantas, velocidade de correnteza, morfologia do canal, além da taxa de processamento do material que entra no corpo hídrico (Wallace et al., 1997; Afonso e Henry, 2002).

Em riachos tropicais e subtropicais, apesar da entrada de folhas ser uma importante fonte energética e estrutural (Selva et al., 2007; Cross et al., 2008), são escassos os estudos sobre a dinâmica temporal e importância quantitativa desse componente em relação aos demais tipos de material vegetal. Além disso, no extremo sul do Brasil (região subtropical), não existem informações sobre padrões de dinâmica de entrada de material orgânico alóctone em riachos de baixa ordem. Assim, o objetivo do trabalho foi estudar a dinâmica da matéria orgânica em um riacho subtropical, verificando a importância da entrada vertical e lateral, a contribuição relativa das diferentes partes vegetais e a quantidade de material estocado. A hipótese foi de que as folhas são o componente que mais contribui, em biomassa, para a entrada de material vegetal no riacho, tanto por via vertical quanto lateral.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em um riacho de segunda ordem, denominado Rio Cravo, localizado no norte do Rio Grande do Sul (27°42'58,7" S; 52°14'43,8"O). A temperatura média anual da região é de 18 °C e a precipitação anual de 1800 mm. A vegetação ripária é uma extensão do domínio de Floresta Atlântica (Oliveira-Filho et al., 2006) e mostra uma transição entre a Floresta Semidecidual Estacional e Mata de Araucária (Budke et al., 2010). Dentre as árvores nativas encontradas na região de entorno do riacho, estão incluídas: *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Nectandra megapotamica* (Spreng) Mez., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., e *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. Algumas espécies exóticas também estiveram presentes, tais como *Eucalyptus grandis* Hill, *Hovenia dulcis* Thunb., e *Platanus acerifolia* (Aiton) Willd. O riacho estudado possui vegetação de entorno bem desenvolvida, margens com declividade de aproximadamente 45° em alguns trechos (análise visual) e pouca influência antrópica. A largura do riacho no trecho estudado é de aproximadamente 2,5 m, com profundidade média de 0,2 m e velocidade de correnteza média de 0,7 m.s⁻¹. A região bentônica do corpo hídrico é formada por substrato pedregoso e arenoso, além de algumas regiões com material vegetal acumulado (análise visual).

Coleta de dados

Em uma transecção longitudinal de 150 m do riacho foram instalados, mensalmente, quinze amostradores para coleta de material alóctone. O período estudado compreendeu o intervalo entre os meses de maio de 2010 a abril de 2011. Foram utilizados dois tipos de coletores: (i) cinco coletores suspensos ($0,25 \text{ m}^2$ de área e 1 mm de malha), instalados a cerca de 1,50 m acima da lâmina d'água do riacho (entrada vertical); (ii) dez coletores laterais ($0,1 \text{ m}^2$ de área e malha de 1 mm) distribuídos perpendicularmente ao canal do rio e distribuídos nas margens deste (cinco coletores em cada margem; entrada lateral). Os coletores foram mantidos no ambiente durante sete dias de cada mês. Mensalmente, cinco amostras do estoque de matéria orgânica vegetal no fundo do riacho (estoque bentônico) foram coletadas de maneira aleatória utilizando um amostrador do tipo Surber ($0,1 \text{ m}^2$ e 0,25 mm de malha).

O material vegetal foi separado nas seguintes categorias vegetais: folhas, galhos (incluindo casca de troncos e madeira em geral) e sementes. Restos de material, quando ainda possíveis de identificação, eram incluídos na categoria correspondente. Cada categoria foi seca em estufa a $40\text{-}50 \text{ }^\circ\text{C}$ até atingir massa constante e pesada para estabelecimento da massa seca por unidade de área (m^2). Também foram utilizados dados de pluviosidade obtidos das estações meteorológicas automáticas do Instituto Nacional de Meteorologia.

Análise de dados

As análises foram realizadas considerando toda a massa vegetal coletada, além de cada categoria vegetal separadamente. Os resultados foram expressos em $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ para a entrada lateral e vertical e $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ para o estoque bentônico. Por meio de uma ANOVA, com posterior teste de Tukey, foi realizada a comparação: entre as categorias vegetais (folhas, galhos e sementes), considerando o aporte total de material orgânico ao longo do ano; entre as categorias vegetais, considerando o aporte total de material orgânico em cada compartimento separadamente; entre os meses, quanto ao total de material em cada categoria vegetal. Utilizando um Teste t foram comparadas as duas vias de entrada, considerando a massa total de material. A massa para cada categoria vegetal e compartimento foi correlacionada com a pluviosidade mensal, usando uma correlação linear de Pearson. Para as análises foi utilizado o software R (R Development Core Team, 2010).

RESULTADOS

A massa média de matéria orgânica vegetal que entrou no corpo hídrico foi de $1,78 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. A maior contribuição foi de folhas ($1,20 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$; 67% do total do estudo), seguida de galhos ($0,49 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$; 28%) e sementes ($0,09 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$; 5%). As quantidades foram consideradas diferentes ($F_{2,639} = 74,24$; $p < 0,01$) em todas as comparações das categorias vegetais (Teste de Tukey, $p < 0,01$). Não houve diferença significativa para a quantidade de material que entrou por via vertical e lateral ($t = -1,10$; $p > 0,05$).

Pela via lateral foi observada diferença na entrada das diferentes categorias vegetais ($F_{2,162} = 22,30$; $p < 0,01$), significativa em todas as comparações (Teste de Tukey, $p < 0,01$). O mesmo foi observado para a entrada vertical ($F_{2,144} = 21,70$; $p < 0,01$), no entanto, a diferença ocorreu pela maior quantidade de folhas na comparação com galhos e sementes (Teste de Tukey, $p < 0,01$). Para a média estocada, folhas e galhos contribuíram igualmente (Figura 1).

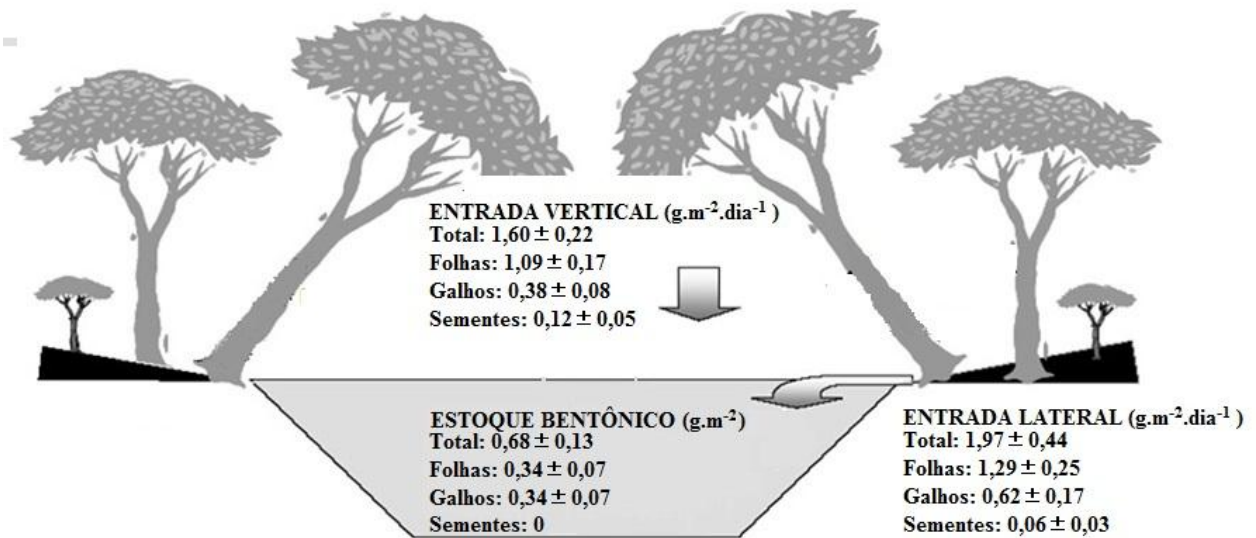


Figura 1 – Esquema representativo da massa média (\pm erro padrão) de entrada dos componentes vegetais pela via lateral e vertical e estoque bentônico médio, de maio/2010 a abril/2011, em riacho subtropical. Adaptado de Gonçalves et al. (2006).

De maneira geral, na maioria dos meses estudados o material foliar e a entrada lateral foram os principais contribuintes para o aporte total de material orgânico no riacho (Figura 2). A quantidade de entrada vertical ao longo dos meses não sofreu variação significativa ($F_{10,38} = 1,61$; $p < 0,05$). A entrada lateral foi diferente ($F_{10,44} = 2,45$; $p < 0,05$), com o mês de maio apresentando quantidade significativamente maior em relação a janeiro e março (Teste de Tukey, $p < 0,05$). O estoque bentônico (Figura 3) não variou entre os meses ($F_{10,44} = 0,86$ respectivamente, $p > 0,05$).

Maio e abril foram os meses com maior entrada de material vegetal. Houve diferença estatística ($F_{10,203} = 3,40$; $p < 0,01$) para a entrada de folhas nos diferentes meses, com maio apresentando maiores valores (Teste de Tukey, $p < 0,05$) que janeiro, fevereiro e março. A entrada de sementes variou entre os meses ($F_{10,203} = 3,17$; $p < 0,01$), sendo maior em maio em relação a todos os demais meses (Teste de Tukey, $p < 0,05$), exceto agosto e novembro. A entrada de galhos também apresentou diferença ($F_{10,203} = 2,73$; $p < 0,01$) com maior entrada no mês de julho em relação a janeiro e março ($p < 0,05$).

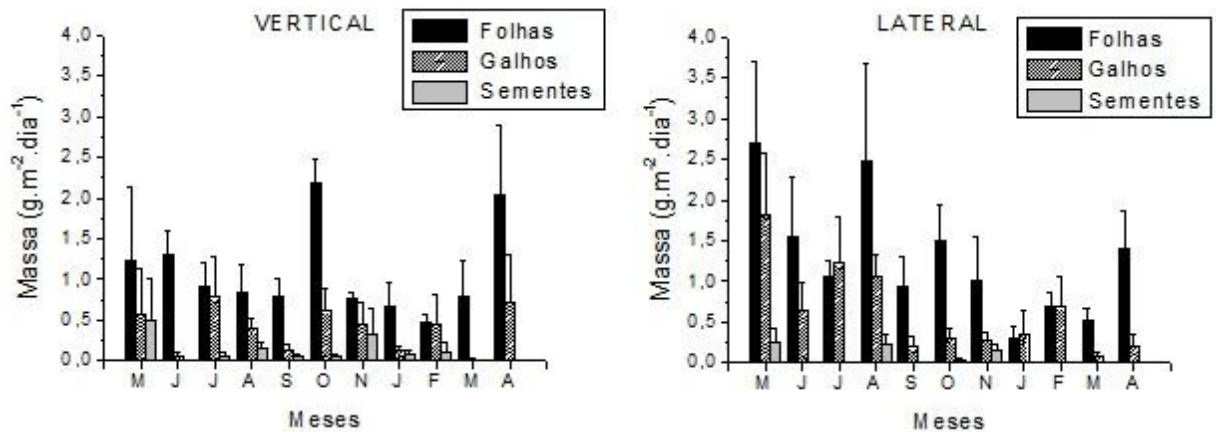


Figura 2 – Massa seca média ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$; barras indicam erro padrão) das categorias vegetais (folhas, galhos e sementes) na entrada vertical e lateral em riacho subtropical, de maio/2010 a abril/2011.

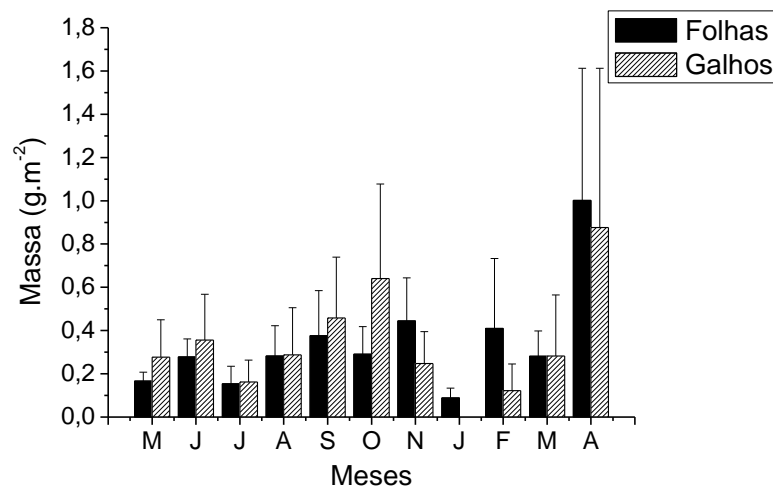


Figura 3 – Massa seca média (g.m^{-2} ; barras indicam erro padrão) das categorias vegetais no estoque bentônico em riacho subtropical, de maio/2010 a abril/2011.

A maior pluviosidade registrada durante o período que os amostradores ficaram instalados ocorreu nos meses de maio e julho (114,0 mm e 114,6 mm, respectivamente).

(Figura 4), enquanto setembro e março apresentaram a menor quantidade de chuva (1,4 mm e 2,6 mm, respectivamente). Foi observada correlação positiva entre pluviosidade e: entrada lateral ($p=0,03$; $r=0,653$); entrada de galhos ($p=0,002$; $r=0,892$). O mesmo não foi encontrado para a entrada vertical ($p=0,232$; $r=0,392$), entrada de folhas ($p=0,217$; $r=0,404$) e de sementes ($p=0,154$; $r=0,460$). A quantidade de material orgânico estocado foi menor nos meses de maior pluviosidade, no entanto, a correlação não foi significativa ($p=0,528$; $r=0,214$).

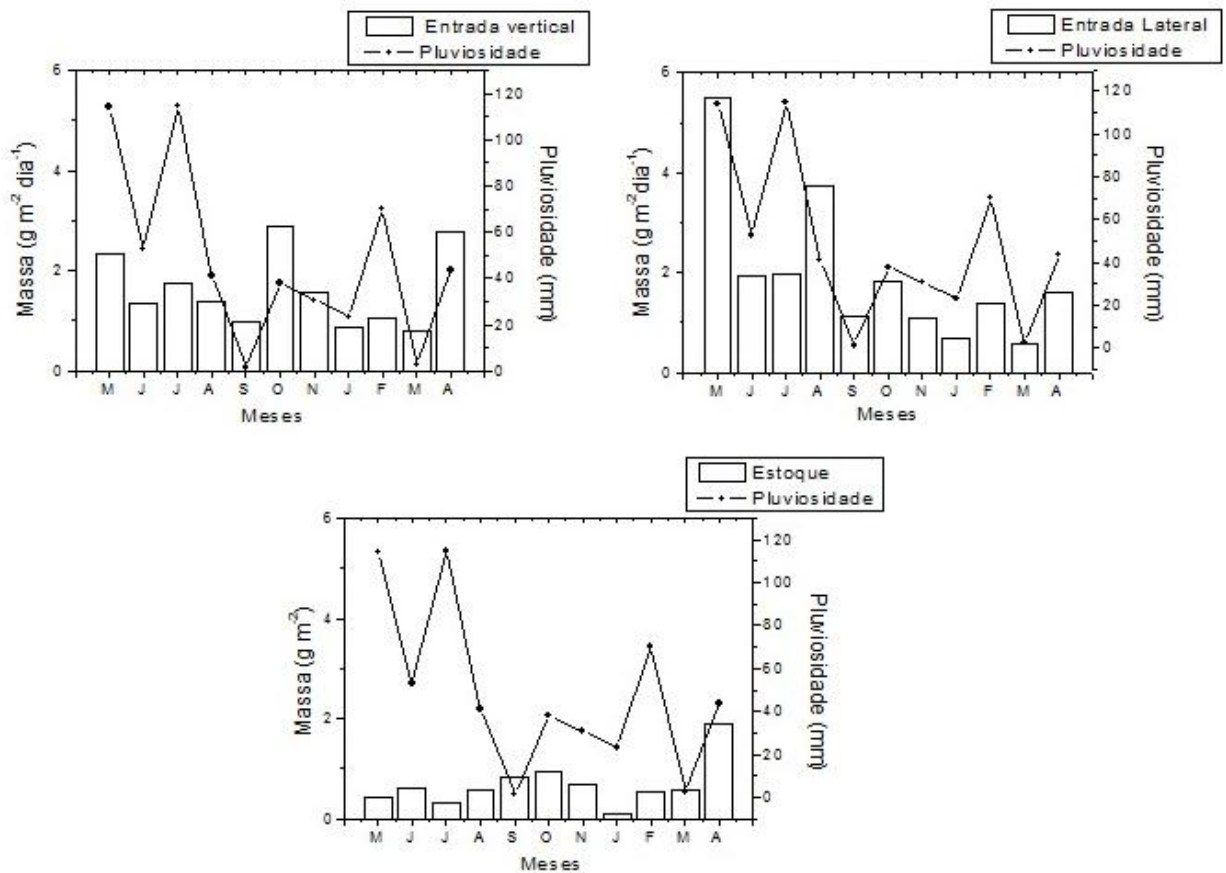


Figura 4 – Massa seca média ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$) obtida nos diferentes tipos de entrada (vertical e lateral), estoque bentônico ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) e pluviosidade em riacho subtropical, de maio/2010 a abril/2011.

DISCUSSÃO

No riacho subtropical estudado, o maior aporte de folhas em relação aos demais componentes vegetais corrobora estudos em região temperada (Swan e Palmer, 2004; Reid et al., 2008) e tropical (Henry et al., 1994; Crowl et al., 2001; Gonçalves et al., 2006; Selva et al., 2007; Cross et al., 2008). Estes estudos foram realizados em riachos de baixa ordem ($<3^{\text{a}}$)

confirmando a importância da vegetação ripária como principal fonte de entrada energética para o riacho (Benfield e Webster, 1985; Nolen e Pearson, 1993), principalmente de folhas, material facilmente assimilável pelos herbívoros que o utilizam (Graça e Cressa, 2010).

O aporte vertical não foi o principal responsável pela entrada de material orgânico alóctone, contrariando os resultados encontrados nos trabalhos de Pozo et al. (1997), Wallace et al. (1997) e Cillero et al. (1999). No entanto, contribuiu com valores próximos ao da entrada lateral, confirmando a semelhança quantitativa entre estas duas vias de entrada, também encontrada por Gonçalves et al. (2006). A contribuição lateral está relacionada, dentre outros fatores, à declividade das margens (Wantzen et al., 2008) e, em locais em que esta é acentuada, como no riacho estudado, o movimento da matéria orgânica em direção ao corpo hídrico é facilitado (Maridet et al., 1995), principalmente em períodos chuvosos. Assim, a declividade da região adjacente ao riacho é um fator importante para a contribuição de matéria orgânica, sugerindo que em riachos com menor declividade, possivelmente a contribuição vertical supere a lateral.

A retenção do material vegetal após sua entrada no riacho também é um fator de fundamental importância para o ecossistema. A quantidade de material estocado é parcialmente influenciada pela entrada horizontal e lateral, sendo que a ordem do riacho, a correnteza e o tipo de detrito são alguns dos fatores que determinam a capacidade de retenção do riacho (França et al., 2009). Ao contrário de outros estudos (Gonçalves et al., 2006; França et al., 2009), a quantidade de detrito estocado na região bentônica foi bem inferior a soma das diferentes entradas, o que pode ter ocorrido devido as características do ambiente. Os riachos da região estudada possuem, de maneira geral, alta velocidade de correnteza (Hepp et al., 2008), o que auxiliou na pouca massa de detritos depositados ao longo de todo o estudo, devido ao carreamento destes para regiões a jusante da área estudada.

A quantidade e a qualidade do detrito que entra no ambiente podem variar temporalmente e afetar a heterogeneidade de habitat de riachos (Reice, 1974). Em regiões temperadas, no outono ocorre maior entrada de biomassa vegetal, visto que grande parte das espécies da região é caducifólia e perde as folhas durante algumas poucas semanas deste período (Molinero e Pozo, 2004). Já em regiões tropicais, as espécies apresentam perdas mais assíncronas e a queda de folhas pode ocorrer durante o ano todo (Mathooko et al., 2000). O presente estudo, mesmo sendo realizado em região subtropical, também apresentou maior queda no período do outono, principalmente devido à substancial entrada de material no mês de maio. Contudo, a principal diferença sazonal refere-se à significativa diminuição na entrada

de material no verão, pois, nos meses de janeiro, fevereiro e março foram observadas quantidades consideravelmente inferiores de entrada total e de detrito foliar.

Essa diminuição na entrada de material orgânico em determinados períodos do ano se originou, neste estudo, principalmente, pela influência da pluviosidade em determinados meses, situação também ressaltada em outras investigações realizadas em ambiente tropical (Afonso et al., 2000; Selva et al., 2007). Mesmo assim, em alguns meses com alta pluviosidade (>70 mm), como julho e fevereiro, o aporte de material orgânico não teve um aumento proporcional, revelando que os padrões fenológicos das plantas também são importantes na definição das características da entrada de material (Scalley et al., 2012). Quando ambos os fatores, fenologia e pluviosidade, favoreceram o aporte de material, foram encontradas grandes quantidades de material. Isto ficou evidente no mês de maio (outono), quando algumas espécies vegetais da região perdem as folhas e no qual houve acentuada pluviosidade (>100 mm).

O aporte de galhos pela via lateral foi o principal fator influenciado pela pluviosidade. Por serem mais leves, detritos foliares são movimentados com maior facilidade no solo, mesmo com chuvas mais fracas. Possivelmente por este motivo, a diferença na entrada de folhas, entre períodos mais e menos chuvosos, tenha sido menor do que a entrada de detritos mais pesados, como galhos e casca de troncos, que precisam receber maior força para serem movimentados. A influência da pluviosidade também se refletiu na quantidade de material estocado, visto que a velocidade da correnteza está amplamente relacionada a este fator e é determinante para a capacidade de retenção (Pozo et al., 1997). Assim, mesmo que a entrada de material orgânico tenha sido substancialmente menor nos meses do verão, a quantidade de material estocado não diminuiu significativamente em relação às demais estações, devido à baixa pluviosidade no período. Em geral, a alta velocidade de correnteza natural do riacho diminuiu as diferenças ao longo do ano, no que se refere ao material estocado, por carregar grande parte deste e as consequências ecológicas podem ter sido minimizadas no ambiente em questão, mas diferentes resultados poderiam ser encontrados em riachos mais lentos (França et al., 1999).

Adicionalmente, a influência do detrito depende das características da vegetação de entorno. As folhas que caem no riacho, por exemplo, provem de diferentes espécies vegetais e podem variar quanto à qualidade nutricional, defesas químicas, dentre outras propriedades (Webster e Benfield, 1986) e, conseqüentemente, podem afetar os processos ecológicos, tais como as taxas de decomposição e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados que utiliza tal recurso (Graça, 2001; Osono e Takeda, 2001; Canhoto e Graça, 1996). Assim, a

análise mais aprofundada do material que entra no riacho, tais como suas características químicas, é um fator importante a ser considerado em estudos sobre a dinâmica de material alóctone em riachos florestados subtropicais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES-Brasil) pela concessão de bolsa de doutorado a R. König. Ao CNPq pela bolsa a S.Santos (proc. 308598/2011-3). L. U. Hepp recebe apoio financeiro da FAPERGS e CNPq. A F. M. Urbim e A. M. Tonin pelo auxílio no trabalho de campo.

REFERÊNCIAS

- AFONSO, AAO., HENRY, R. AND RODELLA, CSM. 2000. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* vol. 4, p. 335–343.
- AFONSO, AA. AND HENRY, R. 2002. Retention of particulate organic matter in a tropical headstream. *Hydrobiologia* vol. 485, p. 161-166.
- BENFIELD, EF. AND WEBSTER, JR. 1985. Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian mountain stream. *Freshwater Biology* vol. 15 p. 113–120.
- BUDKE, JC., ALBERTI, MS., ZANARDI, C., BARATTO, C. AND ZANIN, EM. 2010. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. *Forest Ecology and Management* vol. 260, p. 1345–1349.
- CANHOTO, C. AND GRAÇA, MAS. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and 3 native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* vol. 333, p. 79-85.
- CILLERO, C., PARDO, I. AND LÓPEZ, ES. 1999. Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litterfall inputs. *Hydrobiologia* vol. 416, p. 171–179.
- CROSS, WF., COVICH, AP. AND CROWL, TA., Benstead, J. P.; Ramirez, A. 2008. Secondary production, longevity and resource consumption rates of freshwater shrimps in two tropical streams with contrasting geomorphology and food web structure. *Freshwater Biology* vol. 53, p. 2504–2519.

CROWL, TA., MCDOWELL, WH., COVICH, AP. AND JOHNSON, SL. 2001. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology* vol. 82, p. 775–783.

CUMMINS, KW., WILZBACH, MA., GATES, DM., PERRY, JB. AND TALIAFERRO, WB. 1989. Shredders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *BioScience* vol. 39, p. 24–30.

FRANÇA, JS., GREGÓRIO, RS., PAULA, JD., GONÇALVES, JF., FERREIRA, FA. AND CALLISTO, M. 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* vol. 60, p. 990-998

GONÇALVES, JF., FRANÇA, JS. AND CALLISTO, M. 2006. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* vol. 49, p. 967–973.

GRAÇA, MAS. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – A review. *International Review of Hydrobiology* vol. 86, p. 383-393.

GRAÇA, MAS. AND CRESSA, C. 2010. Leaf Quality of Some Tropical and Temperate Tree Species as Food Resource for Stream Shredders. *International Review of Hydrobiology* vol. 95, no. 1, p. 27-41.

HEARNDEN, MN. AND PEARSON, RG. 1991. Habitat partitioning among the mayfly species (Ephemeroptera) of Yuccabine Creek, a tropical Australian stream. *Oecologia* vol. 87, p. 91–101.

HENRY, R., UIEDA, VS., AFONSO, AAO. AND KIKUCHI, RM. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* vol. 25, p. 1866–1870.

HEPP, LU., BIASI, C., MILESI, SV., VEIGA, FO. AND RESTELLO, RM. 2008. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* vol. 20, p. 345-350.

MARIDET, L., WASSON, JG., PHILIPPE, M., AND AMOROS, C. 1995. Benthic organic matter dynamics in three streams: riparian vegetation or bad morphology control. *Archiv für Hydrobiologie* vol. 132, p. 415–425.

- MATHOOKO, JM., MAGANA, AM. AND NYANG'AU, IM. 2000. Decomposition of *Syzygium cordatum* leaves in a Rift Valley stream ecosystem. *African Journal of Ecology* vol. 38, p. 365–368.
- MINSHALL, GW. 1996. Organic Matter Budgets. In HAUER, FR. AND LAMBERT, GA. (Eds.) *Methods in Stream Ecology*. California: Academic Press..
- MOLINERO, J. AND POZO, J. 2004. Impact of eucalyptus (*Eucalyptus globus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. *Hydrobiologia* vol. 528, p. 143–165
- MURPHY, JF., GILLER, PS. AND HORAN, MA. 1998. Spatial scale and the aggregation of stream macroinvertebrates associated with leaf packs. *Freshwater Biology* vol. 39, p. 325–337.
- NOLEN, JA. AND PEARSON, RG. 1993. Life history studies of *Anisocentropus kirramus*, Neboiss (Trichoptera: Calamoceratidae) in a tropical Australian rainforest stream. *Aquatic Insects* vol. 14, p. 213– 221.
- OLIVEIRA-FILHO, AT., JARENKOW, JA. AND RODAL, MJN. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In PENNINGTON, RT., LEWIS, GP. AND RATTER, JA. (Eds.), *Neotropical Savannas and Dry forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. Boca Raton: CRC Press, p. 159–192.
- OSONO, T. AND TAKEDA, H. 2001. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria* sp. *European Journal of Soil Biology* vol. 37, p. 17–23.
- POZO, J., GONZALEZ, E., DIEZ, JR., MOLINERO, J. AND ELOSEGUI, A. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* vol. 16, p. 602–611.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org>.
- REICE, SR. 1974. Environmental patchiness and the breakdown of leaf litter in a woodland stream. *Ecology* vol. 55, p. 1271–1281.

- REID, DJ., LAKE, PS., QUINN, GP. AND REICH, P. 2008. Association of reduced riparian vegetation cover in agricultural landscapes with coarse detritus dynamics in lowland streams. *Marine and Freshwater Research* vol. 59, p. 998–1014
- ROYER, TV. AND MINSHALL, GW. 2003. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society* vol. 22, p. 352–358.
- SCALLEY, TH., SCATENA, FN., MOYA, S. AND LUGO, E. 2012. Long-term dynamics of organic matter and elements exported as coarse particulates from two Caribbean montane watersheds. *Journal of Tropical Ecology* vol .28, p. 127–139
- SELVA, EC., COUTO, EG., JOHNSON, MS. AND LEHMAN, J. 2007. Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology* vol. 23, p. 329–335.
- SWAN, AM AND PALMER, MA. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society* vol. 23, p. 15–28.
- VANNOTE, RL., MINSHALL, GW, CUMMINS, KW., SEDELL, JR. AND CUSHING, CE. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* vol. 37, p. 130-137.
- WALLACE, JB., EGGERT, SL., MEYER, JL. AND WEBSTER, JR. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* vol. 277, p. 102–104.
- WANTZEN, KM., YULE, CM., MATHOOKO, JM. AND PRINGLE, CM. 2008. Organic matter processing in tropical streams. In DUNDGEON, D. (Ed.) *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam: Elsevier, p. 43–64.
- WEBSTER, JR. AND BENFIELD, EF. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* vol. 17, p. 567–594.
- WEBSTER, JR. AND MEYER, JL. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* vol. 16, p. 141–161.
- WILLIAMS-LINERA, G. AND TOLOME, J. 1996. Litterfall, temperate and tropical dominant trees, and climate in a Mexican lower montane forest. *Biotropica* vol. 28, p. 649–656.

ARTIGO 2

**COLONIZATION OF LOW- AND HIGH-QUALITY DETRITUS BY
MACROINVERTEBRATES DURING LEAF BREAKDOWN IN A
SUBTROPICAL STREAM**

**COLONIZATION OF LOW- AND HIGH-QUALITY DETRITUS BY
MACROINVERTEBRATES DURING LEAF BREAKDOWN IN A SUBTROPICAL
STREAM**

Rodrigo König^{1, 2, *}, Luiz Ubiratan Hepp³, Sandro Santos¹

* Corresponding author

¹ Laboratório de Carcinologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria 97105-900, Santa Maria/RS-Brazil. E-mail: RK: rodrigokonig@jc.iffarroupilha.edu.br;

SS: sandro.santos30@gmail.com

² Laboratório de Ciências Biológicas, Instituto Federal Farroupilha – Campus Júlio de Castilhos

³ Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. E-mail:

luizuhepp@gmail.com

ABSTRACT

Leaf litter in streams is exploited by macroinvertebrates, and the leaf traits may influence colonization by this group. The study aims to compare the leaf decomposition rates, structure, and composition of the macroinvertebrate fauna colonizing litter of native and exotic tree species with contrasting leaf traits. Litter bags from two native plant species (*Sebastiania brasiliensis* and *Campomanesia xanthocarpa*) and two non-natives (*Hovenia dulcis* and *Platanus × acerifolia*) were incubated in a subtropical stream. After 7, 14, 21, and 28 days, four leaf bags for each species were removed, and the leaf decomposition rates, density of organisms, density of trophic guilds, taxonomic richness, and taxonomic and functional composition of the macroinvertebrates were compared. The decomposition rates, density of organisms and density of shredders and collector-gatherers were higher for the leaves considered to be better quality (from *S. brasiliensis* and *H. dulcis*), and the taxonomic and functional compositions of the macroinvertebrates were different for these leaves. In contrast, the species richness and density of the other guilds showed no significant difference between species. This study shows that detritivorous groups prefer leaves of better quality, whereas the origin of the plant (native vs. non-native) does not affect this choice. The results can be explained by the high nutritional content and low amount of compounds that complicate fragmentation, such as tannins, lignin, and cellulose. Therefore, the effects of the replacement of riparian plant species on the local macrofauna depend of the traits of the introduced and replaced species, regardless of their origin.

Key words: leaf characteristics, aquatic macrofauna, shredders, replacement of species.

INTRODUCTION

The macroinvertebrate fauna includes several groups important for metabolism in aquatic systems and may influence nutrient cycling, detritus decomposition, energy flow, and sediment mixing (Wallace and Webster, 1996). Among the components of the substrate, leaves are usually the dominant energy source for the communities of low-order streams (Vannote et al., 1980; Allan, 1995). Upon entering the aquatic environment, this organic material is subjected to fragmentation by the flow and to microbiological action (particularly fungal action), in addition to being used and processed by detritivorous macroinvertebrates (Hieber and Gessner, 2002).

Studies have suggested that some types of detritus are more attractive to invertebrates than other (Friberg and Jacobsen, 1994; Graça, 2001; Moretti et al., 2007). This preference is

related to chemical composition, physical structure, level of degradation and microbial conditioning of the detritus, which can vary significantly among different plant species, increasing or decreasing the palatability and quality of the resources (Webster and Benfield, 1986; Moretti et al., 2007; Ligeiro et al., 2010). Detritus with a greater amount of may also indirectly affect decomposition by increasing the utilization by macroinvertebrates and, consequently, secondary production (Leroy and Marks, 2006), also stimulating the action of the heterotrophic microorganisms associated with the leaves (Gulis and Suberkropp, 2003). On the other hand, high fibers content composed of cellulose and lignin, which increases the hardness of the leaf, can hinder the action of invertebrates (Gessner, 2005) as can the presence of such chemical inhibitors as tannins (Gessner and Chauvet, 1994). Generally, decay rates are stimulate to increase with a high essential nutrient content of the leaves and decrease with a high degree of chemical and physical plant defenses (Canhoto and Graça, 1996).

Exotic trees are very common in riparian areas (Vitousek, 1996), and the replacement of native species by exotic trees in these ecosystems can affect the quality of the available detritus and the colonization by detritivores (Reinhart and VandeVoort, 2006, Swan et al., 2008). If the introduced species are nitrogen-fixer, it is expected that decomposition will be accelerated, whereas degradation rates are slow for chemically or physically protected species (Graça and Canhoto, 2006). Thus, the introduction of plant species with characteristics that are different from the native species being replaced can affect nutrient cycling, the community structure of invertebrates and microorganisms (Alonso et al., 2010, Hieber and Gessner, 2002), and food webs (Cummins et al., 1989).

Studies investigating the influence of exotic species on macroinvertebrate communities have been performed with different approaches. Some show that there are differences in colonization and assemblage compositions (Abelho and Graça, 1996; Pozo et al., 1998) and rates of decomposition (Canhoto and Graça, 1996; Pozzo et al., 1998), whereas others argue whether the preference of macroinvertebrates is related to the origin of the detritus or is more influenced by intrinsic leaf properties (Pinto et al., 1997; Pereira et al., 1998; Royer et al., 1999). The present study aims to compare the structure and composition of the macroinvertebrate community and the decay rates of low- and high-quality leaves of native and exotic plant species. The hypotheses of the study are as follows: i) decay rates are determined by the chemical composition of the detritus, and leaves considered more labile decompose more rapidly; ii) macroinvertebrates, particularly shredders, have a preference for more nutritious detritus and iii) the macrofaunal structure (taxonomic richness, total density

and density of the functional feeding groups) and composition are determined by leaf traits, regardless of the plant origin.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study was conducted in a second-order stream (27°42'58.7" S; 52°14'43.8"O) located in southern Brazil. The annual mean temperature is 18 °C, and the annual rainfall is 1800 mm. The riparian vegetation is an extension of the Atlantic Forest (Oliveira-Filho et al., 2006) and exhibits a transition between Seasonal Semideciduous Forest and Araucaria Forest (Budke et al., 2010). Among the native trees in the surrounding area of the stream are: *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Nectandra megapotamica* (Spreng) Mez., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., and *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. Some exotic species were also present, such as *Eucalyptus grandis* Hill, *Hovenia dulcis* Thunb., and *Platanus × acerifolia* (Aiton) Willd.

The stream has well-developed surrounding vegetation and little anthropogenic influence. The benthic region of the water body is composed by a rocky and sandy substrate and some areas with plant material from the surroundings, considering the visual analysis of the environment. The stream abiotic variables during the experiment were as follows (mean±standard error): width (2.1±0.2 m); depth (0.3±0.0 m); current velocity (0.7±0.1 m s⁻¹); temperature (14.2±0.1 °C); pH (6.4±0.1); dissolved oxygen (7.9±0.7 mg L⁻¹); total nitrogen (7.2±0.6 mg L⁻¹); total dissolved solids (0.03±0.0 mg L⁻¹); conductivity (51.5±0.5 µS cm⁻¹); and alkalinity (1.8±0.1 mg L⁻¹).

Plant species

Leaves of four tree species were selected for the field experiment, considering the presence of the species at the study site and the leaf chemical properties. The qualitative aspect of the leaves was considered for this determination to select high- and low-quality species; an exotic and native species were chosen for each of these two treatments. The leaf quality of the four tree species was mainly determined by (i) relationship between the carbon and nitrogen contents (C:N ratio), which is regarded as an indication of the nutritional quality, (ii) the lignin, cellulose and tannin content which are compounds that hinder the biological

decomposition, and (iii) the relationship between the lignin and nitrogen contents. For all of the leaf properties, higher values suggest lower quality.

The total nitrogen was determined by the Kjeldahl method (Flindt and Lillebo, 2005), and the tannin content was determined by the Folin-Ciocalteu method (Bärlocher and Graça, 2005). The cellulose and lignin content was measured by the determination of the acid detergent fiber (Gessner, 2005). The total carbon of the leaves was based on the amount of organic matter (OM) ($C = 0.47 \times OM$), which was determined by the ash-free method, with ignition at 550 °C for 3 hours (Huer and Lamberti, 2007).

Based on the chemical analyses, the species used in the experiment with high-quality leaves were as follows: *Sebastiania brasiliensis*, a native tree with frequent occurrence along the water bodies of the study area, and *Hovenia dulcis*, a species originating in Japan and China and cultivated to provide fruit and shade that became problematic due to its aggressive expansion in native forests. The low-quality leaf species were as follows: *Campomanesia xanthocarpa*, a native tree that has an expressive and wide distribution and occurs mainly in the wet and compact soils of plains and wetlands and soils of gentle slope, and *Platanus × acerifolia*, a native to Eurasia and North America that is readily found in subtropical and temperate climates, resulting in considerable abundance in the study area.

Field experiment and laboratory procedures

In July 2010, litter bags of 20 x 15 cm and 10 mm mesh containing 2.5 ± 0.1 g of air-dried leaves were installed along a 150m stretch of the stream. The bags were arranged in four blocks with a similar water velocity. Four litter bags (one from each block) for each plant species were removed after 7, 14, 21 and 28 days of incubation in the stream, which was defined and limited to the number of days in which there was 80% mass loss for the two species with the faster decomposition. In the laboratory, leaves were washed to remove any adhering sediment and associated macroinvertebrates. The samples were subsequently dried (35 °C for 72 h) to calculate the mass loss during the experiment and to obtain the decay rates for the four plant species. The macroinvertebrates were fixed in 70% alcohol. Insects were identified to the genus level, except for the chironomids (family level), and other groups were identified to the lowest possible taxonomic level. The identification keys of Merritt and Cummins (1996), Salles et al. (2004), Pes et al. (2005), and Mugnai et al. (2010) were used.

Data analysis

A variance analysis (one-way ANOVA with an *a posteriori* Tukey test) was applied to compare the main leaf characteristics, with each one of the variables used in determining the detritus quality (lignin + cellulose, tannins, and C:N and lignin:N ratios).

For each species, the decay coefficient (k) was determined by adjusting the values of the remaining dry mass to a negative exponential model: $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, where W_t is the remaining mass at time t (in days) and W_0 is the initial mass (Webster and Benfield, 1986). The half-life (time required to achieve 50% mass loss or T50) was also determined (Bärlocher, 2005). These two measures were compared using an analysis of variance (one-way ANOVA) with a subsequent Tukey test to assess the differences between the plant species.

For the macroinvertebrate community, we calculated the total density (number of organisms per gram of leaves), density of each functional feeding group (number of organisms of the functional group per gram of leaves), and rarefied taxonomic richness (Gotelli and Colwell, 2001). The functional feeding groups were determined based on the Merritt and Cummins (1996), Cummins et al. (2005), Costa et al. (2006), and Wantzen and Wagner (2006) classifications.

The effects of time and plant species on the percentage of remaining mass, total density of macroinvertebrates, density of functional feeding groups, and rarefied richness were assessed using a two-way ANOVA. For each of these parameters, a one-way ANOVA with only the data of plant species (without time factor) was also conducted, with a subsequent Tukey test to examine the differences between them.

To assess the taxonomic and functional composition of the invertebrate communities, two biological matrices were used (one with the density of the taxa and another with the density of the functional groups) to conduct two analyses of variance (MANOVA) by performing randomization tests (10,000 iterations) for the comparison of the factors of time and plant species. All the differences between the pairs for the factor species were assessed. To determine the similarity between the plant species and days, a dendrogram based on the taxonomic composition (density of the taxa) was generated using the Euclidean distance and the UPGMA method.

The rarefied taxonomic richness was calculated using the software Biodiversity Pro (Mcalecee et al., 1997). The software Multiv (Pillar, 1997) was used for MANOVA, and PCA was generated with the software MVSP. The R software (R Development Core Team, 2010) and transformed data ($\log x + 1$) were used for all the other analyses.

RESULTS

Leaf processing and mass loss

The leaves considered of higher quality, those from *Sebastiania brasiliensis* and *Hovenia dulcis*, had the lowest C:N ratio and the highest amounts of lignin and cellulose among the selected species. The values for these two detritus differed significantly from the values found for *Platanus × acerifolia* and *Campomanesia xanthocarpa* (Table 1). With regard to tannins, only *H. dulcis* was different from the other species, with low concentrations of this compound.

Table 1 Values (mean±standard error) of the Carbon to nitrogen ratio (C:N), lignin to nitrogen ratio (Lignin:N), lignin + cellulose and tannins in the leaves of the four studied plant species in a subtropical stream. The different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

Plant species	C:N	Lignin:N	Lignin+Cellulose (%)	Tannins (%)
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	14.26±0.02 ^a	1.14±0.03 ^a	14.07±0.32 ^a	5.17±0.22 ^a
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	21.07±0.57 ^b	3.12±0.03 ^b	29.37±0.50 ^b	4.41±0.49 ^a
<i>Hovenia dulcis</i>	12.44±0.04 ^a	1.53±0.05 ^c	15.37±0.27 ^a	2.67±0.14 ^b
<i>Platanus × acerifolia</i>	18.54±0.73 ^b	6.14±0.12 ^d	31.18±0.03 ^b	5.21±0.01 ^a

Hovenia dulcis demonstrated the fastest mass loss (Figure 1). For this species, only the litter bags until day 21 were considered due to the limited amount of leaves after that sampling time. For mass loss were verified differences ($p < 0.01$) for time ($F_{3,42} = 65.591$), time/species interaction ($F_{8,42} = 21.537$), and species ($F_{3,42} = 125.533$). According Tukey's test, *S. brasiliensis* and *H. dulcis* obtained similar mass losses ($p > 0.05$); *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa* also showed a similar remaining mass that was different compared to the species with more rapid decomposition ($p < 0.01$).

The decay rate (k value, Figure 1) accounted for this pattern, and differences between species ($F_{3,10} = 23.21$; $p < 0.01$) were obtained, with similarity between *H. dulcis*/*S. brasiliensis* and *P. acerifolia*/*C. xanthocarpa*. The half-life (T50) was different for all species ($F_{3,10} = 205.65$; $p < 0.01$).

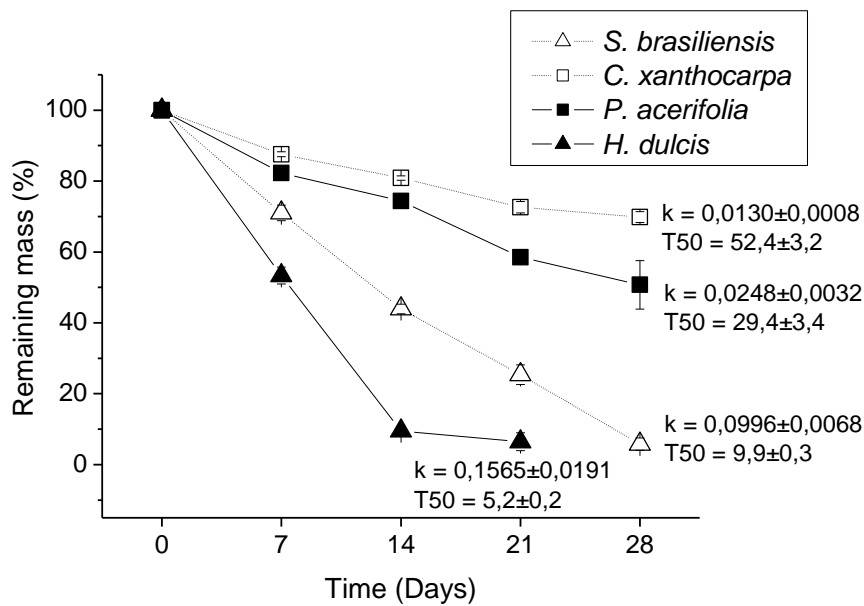


Fig. 1 Decomposition rate k (mean \pm standard error) and remaining dry mass (%) for the leaves of the four studied plant species after 7, 14, 21 and 28 incubation days in a subtropical stream in Southern Brazil.

Community structure

The total density of the macroinvertebrate community on the leaves varied significantly as a function of time, plant species and the interaction of these two factors (Table 2). *Sebastiania brasiliensis* and *H. dulcis* showed similar densities (Tukey's test, $p > 0.05$; Figure 2a), which were higher than densities found for the *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa* leaves (Table 2). For all plant species, there was gradual increase in the density of macroinvertebrates with the incubation time, and this increase was more pronounced in *H. dulcis* until day 21 (the last sampling date on which leaves in the litter bags of this species were still found) and *S. brasiliensis* from the 21st to 28th day.

The rarefied richness of macroinvertebrates varied without an obvious trend, both with regard to the sampling day and plant species (Figure 2c), and none of these factors significantly influenced the taxon number (Table 2). The *taxa* with higher densities were Chironomidae (48.7% of the total fauna), *Tupiperla* (23.6%), *Americabaetis* (8.1%), *Paragripopteryx* (6.0%), *Gripopteryx* (3.6%), and *Smicridea* (3.2%). According to the two-way ANOVA for the functional feeding groups, the densities of shredders (Figure 2b), collector-gatherers, collector-filterers, and scrapers differed between the sampling days and species (Table 2). However, the differences evaluated by the Tukey's test considering only the

plant species showed no difference in the densities of the collector-filterers and scrapers. For the predators, differences were found just for time.

Table 2 Two-way ANOVA assessing the effect of the plant species and time on the total density, density of shredders, collector-gatherers, predators, collector-filterers and scrapers in litter of four plant species in a subtropical stream; Tukey test performed after ANOVA (one-way) comparing plant species. The different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$). D. F. = Degrees of Freedom; S.S. = Sum of Squares.

	ANOVA two-way				Tukey			
	D.F.	S. S.	p	F	<i>S.</i> <i>brasiliensis</i>	<i>C.</i> <i>xanthocarpa</i>	<i>H.</i> <i>dulcis</i>	<i>P.</i> <i>acerifolia</i>
Total density								
Species	3	8.335	0.000	109.178				
Time	3	3.772	0.000	49.400	a	b	a	b
Species X Time	8	0.976	0.000	4.794				
Residuals	42	1.069						
Shredders density								
Species	3	11.046	0.000	77.324				
Time	3	5.214	0.000	36.499	a	b	a	b
Species X Time	8	0.466	0.309	1.224				
Residuals	42	1.999						
Gatherers density								
Species	3	7.214	0.000	72.655				
Time	3	3.180	0.000	32.033	a	b	a	b
Species X Time	8	1.135	0.000	4.286				
Residuals	42	1.390	0.033					
Filterers density								
Species	3	3.163	0.000	10.564				
Time	3	7.534	0.000	25.181	a	a	a	a
Species X Time	8	3.205	0.001	4.014				
Residuals	42	4.192						
Predators density								
Species	3	0.288	0.129	2.000				
Time	3	0.438	0.039	3.043	a	a	a	a
Species X Time	8	0.489	0.283	1.273				
Residuals	42	2.017						
Scrapers density								
Species	3	1.074	0.005	4.913				
Time	3	1.280	0.001	5.855	a	a	a	a
Species X Time	8	2.692	0.000	4.618				
Residuals	42	3.060						
Rarefied richness								
Species	3	0.008	0.473	0.853				
Time	3	0.007	0.542	0.727	a	a	a	a
Species X Time	8	0.043	0.147	1.623				
Residuals	42	0.141						

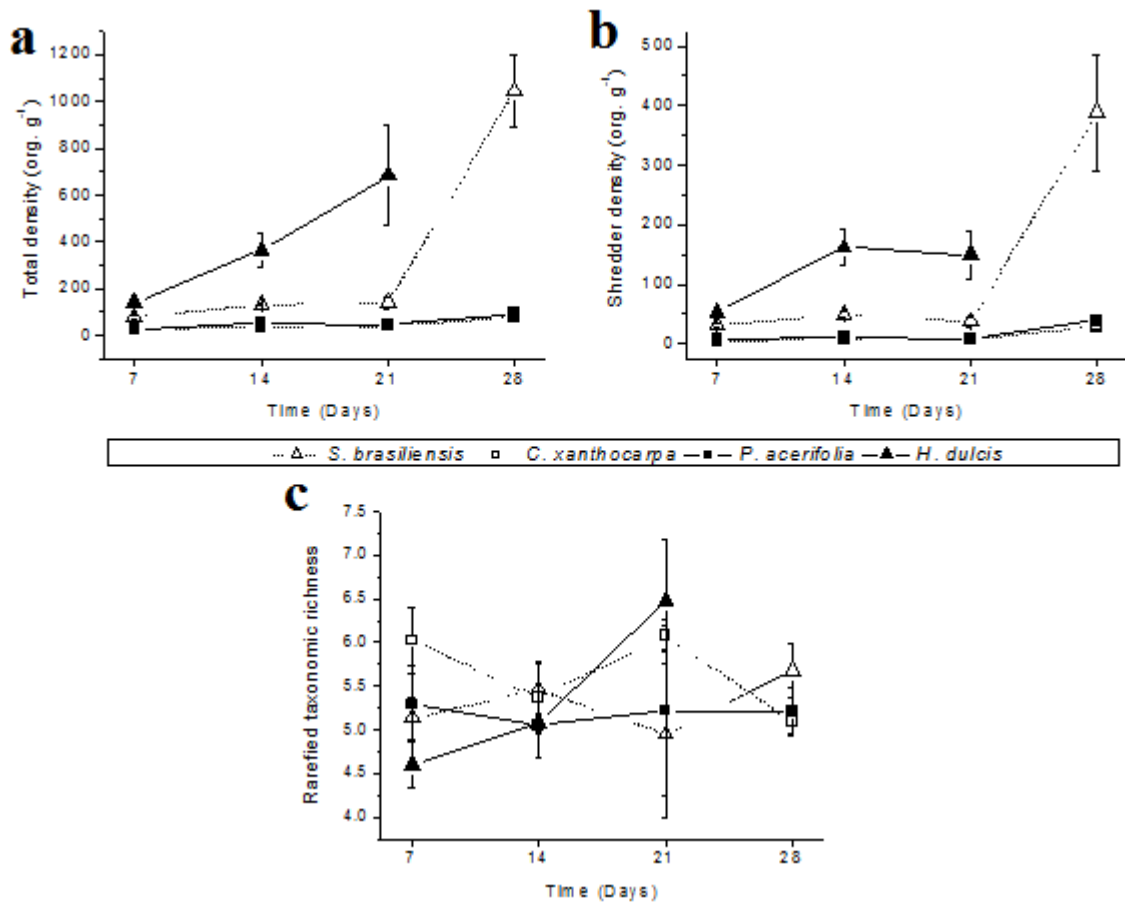


Fig. 2 Mean values (\pm standard error) of a) the total density of the community, b) rarefied taxonomic richness, and c) density of shredders on the leaves of the four studied plant species after 7, 14, 21, and 28 incubation days in a subtropical stream.

The most representative functional feeding groups in all the plants were collector-gatherers and shredders (Figure 3). The percentage of shredders was higher for *S. brasiliensis* and *H. dulcis*, increasing in the other species after day 21. The three most numerous genera of shredders belong to the Gripopterygidae family (Plecoptera): *Tupiperla*, *Gripopteryx*, and *Paragripopteryx*. For the other feeding groups, the most representative taxa were: Chironomidae and *Americabaetis* (collector-gatherers), *Smicridea* (collector-filterer), *Hydrobiidae* and *Neotrichia* (scrapers), and *Atopsyche* (predators).

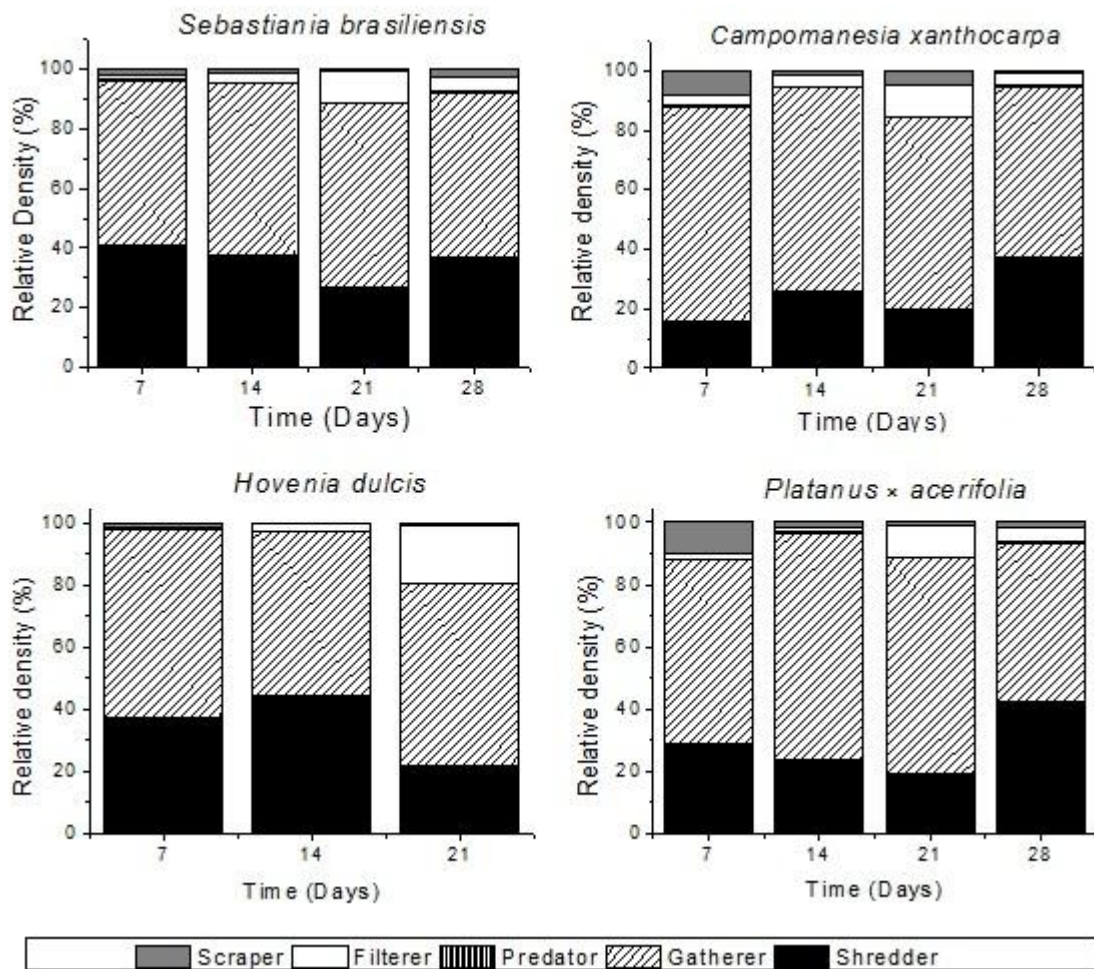


Fig. 3 Relative density (%) of shredders, collector-gatherers (gatherers), predators, collector-filterers (filterers), and scrapers on the leaves of *Sebastiania brasiliensis*; *Campomanesia xanthocarpa*; *Hovenia dulcis*; and *Platanus x acerifolia* after 7, 14, 21, and 28 incubation days in a subtropical stream

Community composition

The analysis comparing the taxonomic composition (MANOVA) revealed differences ($p < 0.01$) between the plant species, sampling times, and species/time interaction (sum of squares: 44.015, 31.164, and 160.460, respectively). The functional composition of the macroinvertebrate community showed the same pattern (sum of squares: 22.786, 13.945, and 61.083, respectively). For both analyses, the *a posteriori* test confirmed the trend of similarity between *C. xanthocarpa* and *P. acerifolia* and between *H. dulcis* and *S. brasiliensis* and also revealed differences between the sampling times ($p > 0.05$).

The clustering considering the taxon density for the plant species revealed similarities between the sampling times and between certain species (Figure 4). *Campomanesia xanthocarpa* and *P. acerifolia* were similar when considering the same days of the experiment.

The biological composition on the *H. dulcis* leaves during the last two sampling dates in the stream (days 14 and 21) was similar to the last two dates for *S. brasiliensis* (days 21 and 28). The early days of these two species (day 7 for *H. dulcis*, day 7 and 14 for *S. brasiliensis*) were similar to the final stages of decomposition (day 28) of *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa*.

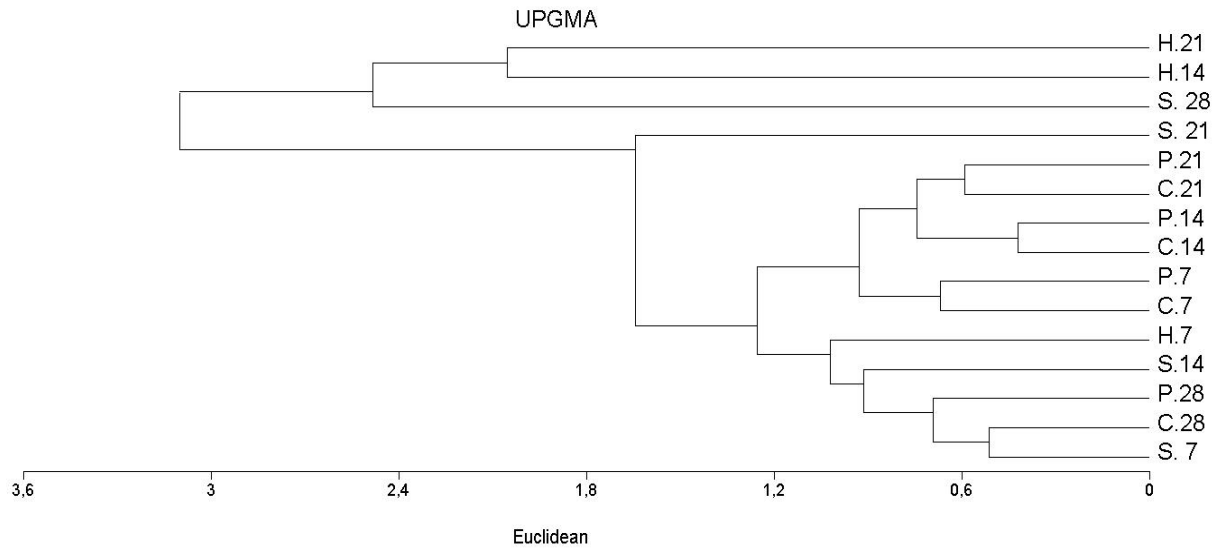


Fig. 4 Dendrogram based on a biological matrix (density of the taxa) comparing the plant species and sampling days with regard to the decomposition in a subtropical stream using the UPGMA method and Euclidean distance. The letters indicate the plant species (S, *Sebastiania brasiliensis*; C, *Campomanesia xanthocarpa*; P, *Platanus × acerifolia*; H, *Hovenia dulcis*), and the numbers indicate the sampling days.

DISCUSSION

The decay rate (k) obtained for the four plant species in this study can be considered high for *H. dulcis*, *P. acerifolia*, and *S. brasiliensis* ($k > 0.0173 \text{ day}^{-1}$), and intermediate for *C. xanthocarpa* ($0.0041 > k < 0.0173 \text{ day}^{-1}$) based on the Gonçalves et al. classification (2013), which was obtained from several studies conducted in Brazil. Trevisan and Hepp (2007) also found a high processing rate for *Sebastiania commersoniana* ($k = 0.024 \text{ day}^{-1}$) in the same region of the present study. The leaf breakdown rate depends on resistance of the detritus and also on the velocity of the current (Abelho, 2001; Lecerf and Chauvet, 2008). The hydrological conditions found in the streams of the studied region, particularly the high water velocity (Hepp et al., 2008) may have contributed for the rapid decay rates. The increase in mass loss due to this attribute suggests that changes in water flow in a lotic system should have important implications for the structure and functioning of the ecosystem (Fonseca et al., 2013).

Despite the high decay rates, differences among the four plant species were verified, and can be explained by the leaf chemical traits because this is a key factor for decomposition (Hoorens et al., 2003). Some leaf traits can accelerate the process, including a high amount of nutrients, whereas others may slow the rate, including a high lignin content and leaf hardness (Osono and Takeda, 2001). *Hovenia dulcis* and *S. brasiliensis*, species with a higher nutritional content (lower C:N ratio) and lower amounts of lignin and cellulose, presented decay rates that were significantly faster than *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa*.

The main aspect evaluated in the present study, the colonization by invertebrates, confirmed one of the previously mentioned hypotheses: the community prefers leaves of more rapidly decomposition, and the origin of the plant does not affect this choice. Among the biological measures considered, this preference was reflected mainly in the density of the shredders and collector-gatherers.

The density of shredders was greater for *H. dulcis* throughout the period in which the leaves of this species were incubated in the stream. This preference may be related to different leaf properties, such as nitrogen content, pre-conditioning by microorganisms, and the presence of secondary metabolites, which determine leaf palatability (Webster and Benfield, 1986; Graça, 2001). Low levels of tannins in the *H. dulcis* leaves may have also favored macroinvertebrate colonization, as tannins are one of the main secondary metabolites produced by plants, are generally negatively correlated with the feeding preferences of invertebrates (Pennings et al., 2000) and may influence decay rates (Graça and Bärlocher, 2005). Another factor that highlights the shredder preference of high-quality leaves is the significant increase in the density of this functional group in *S. brasiliensis* after the complete degradation of *H. dulcis* leaves, nearly 21 days. During the days when *H. dulcis* was present in the stream, the density of both species was similar; when the good-quality resources began to disappear, a greater number of shredders began using the leaves with the highest quality among the remaining species (*S. brasiliensis*), generating an increase in the density on the 28th day.

For the less labile species, *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa*, the total density and the density and percentage of shredders suffered little variation, with only a small increase on the 28th day, most likely as a consequence of the absence of *H. dulcis* leaves. Unlike high-quality leaves, which are rapidly degraded, the leaves of more recalcitrant species are completely colonized and metabolized with time (Graça and Canhoto, 2006), even though they provide a less palatable resource (Pennings et al., 2007) with a higher fiber content and such inhibitory compounds as tannins.

The relationship between the detritus quality and the shredder community can be direct; however, also there was increase in the density of collector-gatherers on the better-quality leaves. This group was very abundant and their main food source consists of fine particulate organic matter (Hoffmann, 2005). Rapidly decomposed species, such as *H. dulcis* and *S. brasiliensis*, provide much of these fine particles in less time, being used as a resource by collectors. As in the present study, Alonso et al. (2010) also found a large amount of this group in litter bags of exotic and native species, suggesting that this resource is used as an indirect source of food for this group.

The richness was not influenced by the plant species and this result was found in other studies, although the leaves of different species differ in physical and chemical traits and in decomposition rates (Moretti et al., 2007; Ligeiro et al., 2010). Bastian et al. (2007) found that tropical streams have a wide variety of leaf detritus and that invertebrates colonize a large portion of this matter. The leaves of tropical species typically possess a greater degree of chemical defenses, and the ability of different groups of invertebrates to exploit different resources can be an important adaptation. Therefore, the species richness on the leaves of the four tree species was not significantly affected due to the potential of resource utilization by the macrofauna.

The characteristics of the macroinvertebrate community were not only influenced by the species, but also by the leaf incubation time in the stream, as observed in most biological comparisons and cluster analyses. According to this finding, the four species showed similar communities but on different incubation days. The community composition of the *H. dulcis* and *S. brasiliensis* leaves at the beginning of the experiment was similar to the later stages of colonization for *P. acerifolia* and *C. xanthocarpa*, again revealing the preference of the community for the good quality detritus and a delay in the colonization of leaves with less favorable characteristics. The same tendency was found by Ligeiro et al. (2010) and the authors suggest that detritus that decomposes more slowly are colonized gradually and constitutes a temporally more stable habitat for the invertebrates. However, good-quality resources can be ephemeral and not always available for consumers (Dudgeon & Wu, 1999).

Changes in the faunal composition during the incubation of the leaves in the stream are a typical tendency. Some taxa explore and colonize new habitats more quickly, as do individuals of the Chironomidae family (Botts, 1997), and can reach high densities during the decomposition, whereas others may require more time to establish larger populations. All the functional groups showed higher densities in the final days of the study. One factor influencing these results is the smaller amount of leaves in the late stages, resulting in the

aggregation of the individuals. Another factor can be the conditioning of leaves during the time in the stream, a process that is performed mainly by fungi that colonize the leaves, increasing their palatability for detritivores in more advanced stages (Graça et al., 1993).

Studies that examine the processes associated with riparian species can provide important information for understanding the consequences of vegetation replacement. According to the condition that leaf characteristics determine the ecological aspects of decomposition, the origin of the plant becomes a secondary aspect in determining the structure and composition of macrofauna and decomposition rates. If the leaves of exotic species have properties that are not favorable to fragmentation, a negative effect on shredder populations may be generated (Braatne et al., 2007). Alternatively, if the properties make the leaves readily digestible, colonization and decomposition rates will follow the trend found for the leaves of native species with the same characteristics, as found by this study.

Riparian species replacement in streams has impacts on both ecological processes and aquatic communities, and the magnitude of the impact is dependent on the introduced and replaced species. Replacements that result in decreased decay rates can encourage the substitution of consumer communities for short-lived taxa, non-dependent of the continued availability of detritus (Cross et al., 2005). Similarly, increased decay rates can accelerate the release of nutrients and cause changes in the way that ecological processes occur in the aquatic environment (Alonso et al., 2010).

Overall, this study shows that the leaf decay rate and the faunal structure and composition in streams are more dependent on the plant species characteristics than on their geographic origin. However, it should be emphasized that this study considers the effects of species exclusively with regard to an aquatic environment and, more specifically, to the invertebrate communities. The effects of species replacement on the terrestrial environment, the competition with other plant species and other ecological processes must also be considered in the analysis of consequences.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank CAPES for the scholarship grant to R. König and A. Tonin and F. M. Urbim for the assistance with field and laboratory activities. L. U. Hepp received financial support from FAPERGS and CNPq.

REFERENCES

- Abelho, M., 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World* 1, 656–680.
- Abelho, M., Graça, M.A.S., 1996. Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324, 195–204.
- Allan, J.D., 1995. *Stream ecology*. Chapman and Hall, London.
- Alonso, A., González-Muñoz, N., Castro-Díez, P., 2010. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. *Ecological Research* 25, 647–653.
- Bärlocher, F., 2005. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In Graça, M. A. S., F. Bärlocher, & M. O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht: 37–42.
- Bärlocher, F., Graça, M.A.S., 2005. Total Phenolics. In Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp. 97-100.
- Bastian, M., Boyero, L., Jackes, B.R., Pearson, R.G., 2007. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. *Journal of Tropical Ecology* 23, 219-229.
- Botts, P.S., 1997. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. *Freshwater Biology* 37, 277-286.
- Budke, J.C., Alberti, M.S., Zanardi, C., Baratto, C., Zanin, E.M., 2010. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. *Forest Ecology and Management* 260, 1345–1349.
- Canhoto, C., Graça, M.A.S., 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and 3 native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* 333, 79-85.
- Costa, C., Ide, S., Simonka, C.E. (Eds.), 2006. *Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Holos, Ribeirão Preto.

- Cross, W.F., Johnson, B.R., Wallace, J.B., Rosemond, A.D., 2005. Contrasting response of stream detritivores to long-term nutrient enrichment. *Limnology and Oceanography* 50, 1730–1739.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N., 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* 40, 69–89.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B., Taliaferro, W.B., 1989. Shredders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *BioScience* 39, 24–30.
- Flindt, M.R., Lillebo, A.I., 2005. Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Leaf Litter. In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp. 53-59.
- Fonseca, A.L.S, Bianchini, I., Pimenta, C.M.M., Soares, C.B.P., Mangiavacchi, N., 2013. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia* 703, 59-67.
- Friberg, N., Jacobsen, D., 1994. Feeding plasticity of 2 detritivore-shredders. *Freshwater Biology* 32, 133–142.
- Gessner, M.O., 2005. Proximate Lignin and Cellulose. In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp. 115-120.
- Gessner, M.O, Chauvet, E., 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf-litter. *Ecology* 75, 1807–1817.
- Gonçalves, J.F., França, J.S., Medeiros, A.O., Rosa, C.A., Callisto, M., 2006. Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology* 91, 164-177.
- Gonçalves, J.F., Martins, R.T., Ottoni, B.M.P., Couceiro, S.R.M, 2013. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos Brasileiros. In: Hamada, N., Nessimian, J., Querino, R. (Eds.) *Insetos aquáticos: biologia, ecologia e taxonomia*. In press.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.

- Graça, M.A.S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – A review. *International Review of Hydrobiology* 86, 383-393.
- Graça, M.A.S., Bärlocher, F., 2005. Radial diffusion assay for tannins. In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht, pp. 101-105.
- Graça, M.A.S., Canhoto, C., 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25, 1-10.
- Graça, M.A.S., Maltby, L., Calow, P., 1993. Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus*: II. Effects on growth, reproduction, and physiology. *Oecologia* 96, 304–309.
- Gulis, V., Suberkropp, K., 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 48, 123–134.
- Hepp, L.U., Biasi, C., Milesi, S.V., Veiga, F.O., Restello, R.M., 2008. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20, 345-350.
- Hieber, M., Gessner, M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83, 1026–1038.
- Hoffmann, A., 2005. Dynamics of fine particulate organic matter (FPOM) and macroinvertebrates in natural and artificial leaf packs. *Hydrobiologia* 549, 167–178.
- Hoorens, B., Aerts, R., Stroetenga, M., 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia* 142, 578–586.
- Huer, R., Lamberti, G.A., 2007. *Methods in stream ecology* 2nd ed. Elsevier, Oxford.
- Lecerf, A., Chauvet, E., 2008. Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic and Applied Ecology* 9, 598–605.
- Leroy, C.J., Marks, J.C., 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51, 605–617.

Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F., Callisto, M., 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia* 654, 125–136

Mcalecee, N., Lambsheah, P.J.D., Paterson, G.L.J., Gaje, J.G., 1997. BioDiversity Professional Beta-Version. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, London.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rded., Kendall/Hunt Publishing Comp., Iowa.

Moretti, M.S., Gonçalves, J.F., Ligeiro, R., Callisto, M., 2007. Invertebrates colonization on natives trees leaves in a neotropical stream (Brazil). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 92, 199-210.

Mugnai, R., Nessimian, J.L., Baptista, D.F., 2010. Manual de Identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de Janeiro.

Oliveira-Filho, A.T., Jarenkow, J.A., Rodal, M.J.N., 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: Pennington, R.T., Lewis, G.P., Ratter, J.A. (Eds.), *Neotropical Savannas and Dry forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. CRC Press, Boca Raton, pp. 159–192.

Osono, T., Takeda, H., 2001. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria sp.* *European Journal of Soil Biology* 37, 17–23.

Pennings, S.C., Carefoot, T.H., Zimmer, M., Danko, J.P., Ziegler, A., 2000. Feeding preferences of supralittoral isopods and amphipods. *Canadian Journal of Zoology* 78, 1918-1929.

Pennings, S.C., Zimmer, M., Dias, N., Sprung, M., Dave, N., Ho, C.K., Kunza, A., Mcfarlin, C., Mews, M., Pfaunder, A., Salgado, C., 2007. Latitudinal variation in plant-herbivore interactions in European salt marshes. *Oikos* 116, 543–549.

Pereira, A.P., Graça, M.A.S., Molles, M., 1998. Leaf litter decomposition in relation to litterphysico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. *Pedobiologia* 42, 316-327.

Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49, 181-204.

Petersen, R.C., Cummins, K.W., 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4, 343–368.

Pillar, V.P., 1997. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. *Coenoses, Gorizias* 12, 145-148.

Pinto, C., Sousa, J.P., Graça, M.A.S., Gama, M.M., 1997. Forest soil Collembola. Do tree introductions make a difference? *Pedobiologia* 41, 131-138.

Pozo, J., Basaguren, A., Elosegui, A., Molinero, J., Fabre, E., Chauvet, E., 1998. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 374, 101–109.

R Development Core Team, 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org>.

Reinhart, K.O., Vandevort, R., 2006. Effect of native and exotic leaf litter on macroinvertebrate communities and decomposition in a western Montana stream. *Diversity and Distributions* 12, 776–781.

Royer, T.V., Monaghan, M.T., Minshall, G.W., 1999. Processing of native and exotic leaf litter in two Idaho (USA) streams. *Hydrobiologia* 400, 123–128.

Salles, F.F, Silva, E.D., Serrão, J.E., Francischetti, C.N., 2004. Baetidae (Ephemeroptera) da região Sudeste do Brasil: Novos registros e chaves para os gêneros no estágio ninfal. *Neotropical Entomology* 33, 725-735.

Swan, C.M., Healey, B., Richardson, D.C., 2008. The role of native riparian tree species in decomposition of invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima*) leaf litter in an urban stream. *Ecoscience* 15, 27–35.

Trevisan, A., Hepp, L.U., 2007. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 2, 55-60.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.

Vitousek, P.M., 1996. Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York- Berlin, pp. 162-176.

Wallace, J.B., Webster, J.R., 1996: The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41, 115–39.

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

Webster, J.R., Benfield, E.F., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 17, 567–594.

ARTIGO 3

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E
COLONIZAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS
SUBTROPICAIS**

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E
COLONIZAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS**

Rodrigo König^{1, 2, *}, Luiz Ubiratan Hepp³, Sandro Santos¹

* Autor para correspondência

¹ Laboratório de Carcinologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria 97105-900, Santa Maria/RS-Brasil. E-mail: RK: rodrigokonig@jc.iffarroupilha.edu.br;

SS: sandro.santos30@gmail.com)

² Laboratório de Ciências Biológicas, Instituto Federal Farroupilha – Campus Júlio de Castilhos

³ Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. E-mail:

luizuhepp@gmail.com

RESUMO

O uso e ocupação da terra pode prejudicar a qualidade hídrica, as comunidades aquáticas e diferentes processos ecológicos em riachos, tais como a decomposição de detritos foliares. O objetivo do estudo foi verificar a influência do uso e ocupação da terra em uma bacia hidrográfica sobre a decomposição foliar, a comunidade de macroinvertebrados e a biomassa de fungos. Em seis riachos subtropicais foram verificadas as porcentagens das diferentes categorias de uso e ocupação da terra, mensuradas variáveis abióticas e incubados sacos de detritos contendo 3,0 g de folhas de *Campomanesia xanthocarpa*. Após 7, 14 e 28 dias os sacos foram retirados para avaliação da perda de massa, densidade total, densidade das guildas tróficas e riqueza taxonômica de macroinvertebrados e biomassa de fungos. Pela PCA, os riachos foram separados em dois ambientes mais naturais (N1 e N2), dois intermediários (I1 e I2) e dois mais antropizados (A1 e A2). Os coeficientes de decomposição não variaram entre os ambientes. O riacho I1 apresentou densidade geral e de Chironomidae superior aos demais. Filtradores foram mais numerosos em I2. As densidades de fragmentadores e coletores-galhadores foram diferentes quando considerada a interação riacho/tempo. Fragmentadores, raspadores e predadores apresentaram densidade semelhante entre os riachos. A biomassa fúngica não variou entre os riachos. A semelhança entre os riachos revelou a baixa influência da paisagem sobre os aspectos analisados, possivelmente pelas altas velocidades de correnteza encontradas, que podem ter homogeneizado os efeitos sobre as variáveis hídricas, as comunidades aquáticas e sobre o processo de decomposição.

Palavras-chave: Impactos antrópicos; qualidade da água; agricultura; detritos foliares; grupos alimentares funcionais

ABSTRACT

Influence of the landscape on the leaf breakdown and macroinvertebrate colonization in subtropical streams. The land use can harm the water quality, aquatic communities and ecological processes in different streams such as the decomposition of leaf litter. The aim of this study was to investigate the influence of the land use in a watershed on leaf decomposition, on macroinvertebrate community and on fungal biomass. In six subtropical streams were observed percentages of different categories of land use and occupation, measured abiotic variables and incubated litter bags containing 3.0 g of *Campomanesia xanthocarpa* leaves. After 7, 14 and 28 days the bags were removed for evaluation of mass loss, total density, density of trophic guilds, macroinvertebrate taxonomic richness and fungal biomass. For the PCA, the streams were separated into two natural environments (N1 and N2),

two intermediates (I1 and I2) and two more affected by anthropogenic activities (A1 and A2). The decomposition rates did not vary between streams. The stream I1 showed total density and density of Chironomidae superior to the others. Filterers were more numerous in I2. The densities of shredders and collectors-gatherers were different when considering the interaction stream/time. Shredders, scrapers and predators showed similar density among streams. The fungal biomass did not vary between streams. The similarity between the streams revealed the low influence of the landscape on the analyzed aspects, possibly due the high current speeds found, which may have homogenized the effects on the water variables, aquatic communities and decomposition process.

Keywords: Anthropogenic impacts; water quality; agriculture; leaf litter; functional feeding groups

INTRODUÇÃO

A pressão antrópica sobre os recursos naturais, decorrente do crescimento das cidades, tem afetado vários ecossistemas em todo o planeta, gerando, dentre outras consequências, desmatamento, introdução de espécies exóticas e contaminação dos recursos hídricos (Goulart & Callisto, 2003). Visto que as características da paisagem geralmente tem grande efeito sobre o que acontece no ecossistema aquático, alterações na composição e extensão da vegetação ripária podem ter impacto na hidrologia (Wiens, 2002). Dentre outras consequências, a remoção da vegetação marginal provoca diminuição da disponibilidade alimentar, alterações na qualidade da água (Biasi et al., 2008) e perda da diversidade biológica (Cooper, 1993).

A retirada da vegetação abre espaço para diferentes categorias de uso e ocupação da terra, as quais podem levar a erosão do solo, sedimentação, enriquecimento por nutrientes e entrada de substâncias tóxicas para o ambiente e para as comunidades biológicas (Stewart et al., 2001). A ocupação da terra para a agricultura tem sido uma das principais fontes não pontuais de entrada de sedimentos e nutrientes para riachos (Quinn & Stroud, 2002; Suren & Jowett, 2001; Sensolo et al., 2012), mas ocupações urbanas também apresentam impacto negativo sobre o ambiente hídrico (Wang et al., 2001; Hepp & Santos, 2009; Hepp et al., 2010).

Um dos processos ecológicos que podem ser alterados pelas modificações na paisagem é a decomposição da matéria orgânica em riachos (Encalada et al., 2010). Da matéria orgânica que entra nestes ambientes, os detritos foliares constituem uma fonte essencial, seja como alimento ou substrato, para as comunidades de riachos de pequeno porte florestados (Vannote

et al., 1980; Wallace et al., 1997; Graça & Canhoto, 2006). O uso e ocupação da terra pode afetar as características da decomposição foliar no ambiente aquático, por esta ser controlada, dentre outros, por fatores como temperatura (Mellilo et al., 1984), concentração de nutrientes e oxigênio dissolvido na água (Webster & Benfield, 1986).

As variáveis ambientais afetam a atividade biológica de organismos que utilizam o recurso foliar, principalmente macroinvertebrados fragmentadores (Wallace & Webster, 1996) e fungos filamentosos, como hifomicetos aquáticos (Gulis & Suberkropp, 2003). Os macroinvertebrados são um componente biológico importante para os riachos, encontrados em vários sedimentos, inclusive folhas acumuladas (Moretti & Callisto, 2005). Os hifomicetos aquáticos, por sua vez, são reconhecidos como o grupo mais efetivo na decomposição de detritos foliares em riachos (Graça & Canhoto, 2006), produzindo enzimas atuantes na degradação deste material (Bärlocher & Graça, 2002; Canhoto et al., 2002). Dentre algumas das características destas comunidades afetadas pelo uso e ocupação da terra, pode-se citar a menor biodiversidade de macroinvertebrados em riachos com o entorno alterado (Moore & Palmer, 2005) e a maior atividade metabólica de fungos e macroinvertebrados como consequência do aumento da temperatura hídrica pela retirada da vegetação (Bärlocher & Graça, 2002).

Nos trópicos, a relação entre os processos ecológicos e a estrutura das comunidades raramente tem sido estudada em função do uso da terra (Freeman et al., 2007). A utilização destes processos, tais como a decomposição de detritos foliares, como uma ferramenta de avaliação, pode fornecer importantes respostas ambientais quando associada a outros parâmetros (Gessner & Chauvet, 2002). Em ambientes subtropicais, no entanto, as pesquisas sobre decomposição de detritos em riachos são escassas. O objetivo desse estudo foi verificar, em riachos do sul do Brasil, a influência do uso e ocupação da terra sobre: a decomposição foliar; a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (riqueza taxonômica, densidade total e dos grupos funcionais); e a biomassa de fungos. As hipóteses testadas foram: i) os coeficientes de decomposição são alterados de acordo o uso e ocupação da terra, sendo que ambientes com maior porcentagem de usos não condizentes (agricultura, solo exposto etc) apresentam coeficientes mais elevados; ii) a estrutura da comunidade biológica que coloniza os detritos foliares é alterada de acordo com o uso e ocupação da terra, sendo que ambientes com maior quantidade de usos não condizentes apresentam menor riqueza taxonômica de macroinvertebrados, além de maior densidade de alguns grupos funcionais de macroinvertebrados e maior biomassa de fungos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em seis riachos de segunda ordem localizados na área de proteção ambiental (APA) do Rio Suzana. A APA está localizada no município de Erechim, no sul do Brasil, entre as coordenadas 52°11'03,2'' a 52°15'28''S e 27°15'28'' a 27°34'43''O. Possui uma área de 2.728,78 ha, sendo 845,13 ha (30,97%) no perímetro urbano (Decian, 2011).

Os ambientes foram analisados quanto ao uso e ocupação do solo, considerando a área de proteção permanente (APP) definida pela extensão de 30 metros em ambas as margens dos riachos. A quantificação dos atributos da paisagem nesta escala foi definida seguindo os parâmetros cartográficos de seleção dos corpos hídricos, uso de operações booleanas e operações de distância e contexto dos aplicativos SIG. Foi utilizado o software MapInfo 8.5 e Idrisi 32. A classificação de uso da terra seguiu o método de Classificação Supervisionada por Máxima Verossimilhança (Maxlike) no SIG IDRISI 32, a partir das coordenadas geográficas obtidas em campo com o uso do GPS. A descrição dos limites e demarcações do uso da terra foi baseada na carta de Espacialização da Legislação Ambiental e na Carta de Conflitos Ambientais para demarcação dos usos da terra na APP. Foram adotadas as seguintes classes de uso da terra: Usos Condizentes e Usos não Condizentes, que constam no Código Florestal Federal/65 e Resolução CONAMA 303/2002.

Em cada riacho foram mensuradas as seguintes variáveis abióticas: largura, profundidade, velocidade de correnteza, temperatura da água, turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade e oxigênio dissolvido (OD). Para as variáveis físico-químicas foi utilizado um analisador multiparâmetro e a velocidade de correnteza foi verificada por meio do método do flutuador (Martinelli & Krusche, 2004).

Coleta de dados

Para o experimento de campo foram utilizadas folhas senescentes de *Campomanesia xanthocarpa* Berg. Essa espécie foi selecionada por ser nativa e comumente encontrada na área de entorno dos riachos da região. No mês de julho de 2012, em cada riacho, foram instalados sacos de folhas de 20 x 15 cm e malha de 10 mm, contendo $3,0 \pm 0,1$ g de folhas secas ao ar livre. Estes foram dispostos em blocos, em três diferentes pontos de cada riacho

com velocidade semelhante. Após 7, 14 e 28 dias, foram retiradas três réplicas para cada riacho, uma de cada bloco.

Em laboratório, as folhas foram suavemente lavadas para retirada do sedimento aderido e dos macroinvertebrados associados. Seis discos foliares de aproximadamente 5 mm de diâmetro foram retirados de cada saco de folhas, três destes para a análise da biomassa fúngica e três para estabelecimento da massa dos discos (secagem a 35°C/72h e posterior pesagem). Para a biomassa fúngica foi quantificado o teor de ergosterol presente nas folhas, baseando-se na metodologia de extração e análise descrita em Gessner (2005). A massa restante das folhas foi seca (35°C/72h) e somada à massa dos seis discos retirados, a fim de calcular a massa seca remanescente e o coeficiente de decomposição foliar (k) em cada riacho.

Os macroinvertebrados foram fixados em álcool etílico 70%. Insetos foram identificados até nível taxonômico de gênero, com exceção da Ordem Diptera (nível de família). Outros grupos foram identificados até menor nível taxonômico possível. Foram utilizadas chaves de Merritt & Cummins (1996), Salles et al. (2004), Pes et al. (2005), Mugnai et al. (2010).

Análise de dados

A matriz contendo os dados do uso e ocupação da terra foi submetida a uma análise de componentes principais (PCA), a fim de comparar os locais quanto a estas características. Para esta análise, os dados da área de drenagem de cada riacho foram agrupados em quatro classes: vegetação natural (estágio inicial, intermediário e avançado), agricultura, silvicultura (*Pinus*, *Eucalyptus*, incluindo também erva-mate), outros usos (pastagem, pousio e solo exposto). Foi utilizado o programa Multivariate Statistical Package (MVSP).

Para cada riacho, o coeficiente de decomposição (k) foi determinado ajustando os valores da massa seca remanescente ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é a massa remanescente no tempo t (em dias) e W_0 é a massa inicial (Webster & Benfield, 1986). Essa medida foi comparada por meio de uma análise de variância (one-way ANOVA).

Para a comunidade de macroinvertebrados foi calculada a densidade total (número de organismos por grama de peso seco das folhas), densidade de cada grupo alimentar funcional (número de organismos do grupo funcional por grama de peso seco das folhas) e a riqueza taxonômica (número de táxons de macroinvertebrados). Os grupos alimentares funcionais foram determinados com base na classificação de Merritt & Cummins (1996), Cummins et al. (2005), Costa et al. (2006) e Wantzen & Wagner (2006). A família Chironomidae foi

considerada separadamente, devido a grande variedade de hábitos alimentares do grupo e adaptação aos diferentes recursos disponíveis (Merritt & Cummins, 1996).

Os efeitos do tempo e do riacho sobre a porcentagem de massa remanescente, biomassa de fungos, densidade geral de macroinvertebrados, densidade dos grupos funcionais e riqueza rarefeita foram avaliados por meio de uma two-way ANOVA. Para cada um destes parâmetros, também foi conduzida uma one-way ANOVA somente com os dados de cada riacho (sem considerar o tempo como fator), com posterior teste de Tukey para verificar possíveis contrastes entre estes. Para as análises foi utilizado o software R (R Development Core Team, 2010).

RESULTADOS

Paisagem e variáveis hídricas

As categorias de uso e ocupação da terra variaram entre os diferentes locais, apresentando diferentes porcentagens nas áreas de drenagem dos riachos (Tabela 1). Os dois primeiros componentes principais da PCA utilizando os dados da paisagem de cada riacho (Fig. 1) explicaram 98,2% dos resultados (78,4% e 19,8%, respectivamente). Estes resultados foram os que permitiram a separação dos riachos em três grupos: dois riachos com maior quantidade de usos condizentes, ou seja, de vegetação natural (denominados N1 e N2); dois riachos com maior quantidade de usos não condizentes, ou mais antropizados (A1 e A2); e dois riachos com características intermediárias (I1 e I2). Os principais usos que determinaram esta separação foram: vegetação natural, positivamente correlacionado com o componente principal 1 da PCA ($r = 0,75$) e o grupo de usos classificado como “outros usos” (pastagem, pousio e solo exposto), negativamente correlacionado com este componente ($r = -0,66$).

Os riachos tiveram características hídricas semelhantes (Tabela 2), considerando, principalmente, a velocidade de correnteza, pH, turbidez e temperatura. O riacho II apresentou concentrações de OD um pouco abaixo e valores de SDT e condutividade elétrica um pouco acima dos demais riachos, os quais, em geral, também tiveram características semelhantes quanto a estas variáveis.

Tabela 1 Área dos principais usos da terra (%) encontrados no entorno dos seis riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil, considerando faixa de 30m de cada margem. N1 e N2 = riachos com características mais naturais; A1 e A2 = Riachos antropizados; I1 e I2 = riachos com características intermediárias

Uso e ocupação da terra	Riachos					
	N1	N2	I1	I2	A1	A2
Vegetação – estágio inicial	0	4,7	11,1	32,1	15,7	0
Vegetação – estágio intermediário	0	7,5	14,5	12,0	27,4	22,8
Vegetação – estágio avançado	79,1	64,1	27,3	1,1	0	9,0
Total - Usos condizentes*	79,1	76,3	62,3	60,0	43,1	33,7
Agricultura	6,3	6,7	4,9	0	0	12,0
Pastagem	6,7	0,8	12,4	0	10,2	6,4
Pousio	5,1	7,4	2,8	9,5	24,9	2,6
Solo Exposto	1,3	1,6	0,5	1,9	0,3	42,6
<i>Pinus</i>	0	3,1	1,0	18,1	2,0	0
Eucalipto	0	0	5,2	3,3	0	0
Erva-mate	1,4	2,0	2,8	0	2,0	0,3
Total – Usos não condizentes*	20,9	23,7	37,7	40,0	56,9	66,3

*Alguns usos, como banhados e açudes, não foram incluídos na Tabela, embora estejam contemplados no valor total dos usos condizentes e não condizentes.

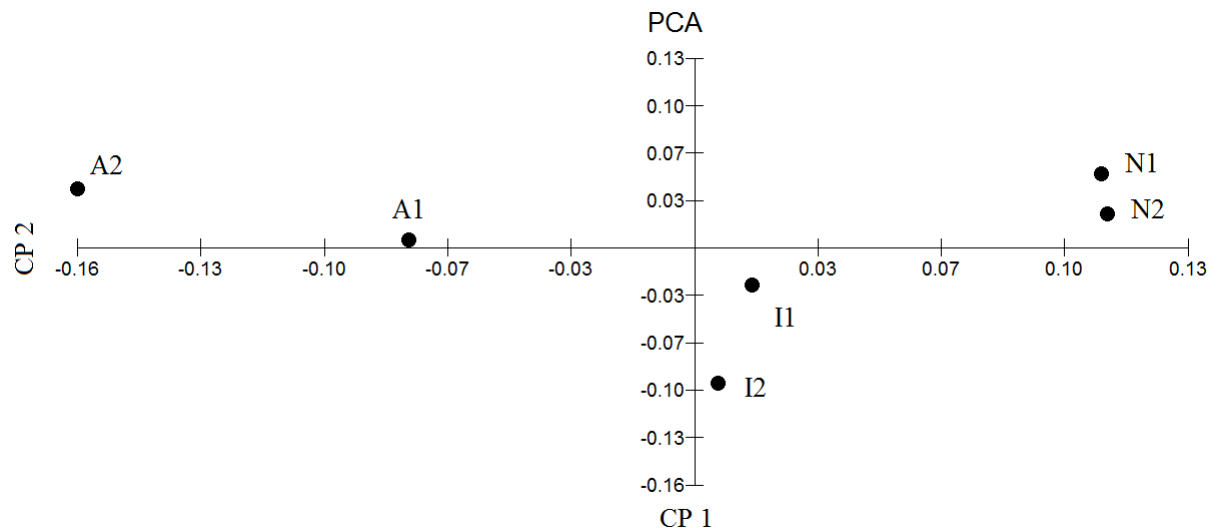


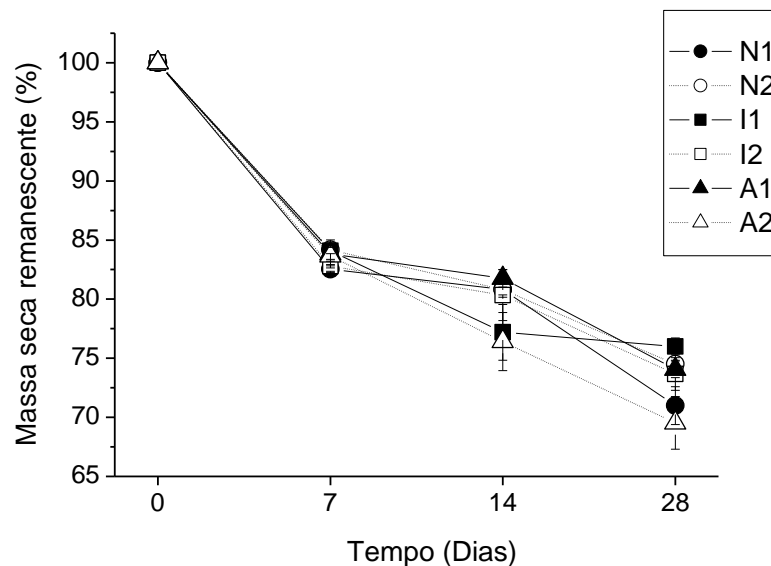
Fig. 1 Diagrama de ordenação da PCA baseado na matriz de uso e ocupação da terra dos seis riachos na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

Tabela 2 Variáveis hídricas dos seis riachos estudados na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

Variáveis ambientais	Riacho					
	N1	N2	I1	I2	A1	A2
Largura	0,50	1,20	1,30	0,55	0,78	1,10
Profundidade	0,19	0,07	0,06	0,14	0,09	0,04
Velocidade (m s ⁻¹)	0,56	0,62	0,83	0,78	0,61	0,59
Temperatura (°C)	15,20	15,00	16,90	17,10	15,70	14,60
Condutividade (µs cm ⁻¹)	38,00	64,00	85,00	36,00	67,00	67,00
pH	7,50	7,50	7,20	7,70	7,60	7,70
OD (mg L ⁻¹)	8,20	9,76	6,50	8,42	8,50	9,75
SDT (mg L ⁻¹)	0,03	0,04	0,07	0,02	0,05	0,04
Turbidez (UNT)	6,50	8,10	6,60	8,10	5,40	9,50

Coefficientes de decomposição

Os riachos N1 e A2 apresentaram os coeficientes de decomposição com maiores valores ($k = -0,011$ e $-0,010$, respectivamente). O riacho I1 teve a decomposição mais lenta ($k = -0,007$) e os riachos N2, I2 e A1 apresentaram valores intermediários ($k = -0,008$). Estes coeficientes não diferiram significativamente entre os riachos ($p > 0,05$), assim como a massa



remanescente das folhas (Fig. 2) não variou em função da interação riacho/tempo.

Fig. 2 Massa remanescente (%) das folhas de *Campomanesia xanthocarpa* após 7, 14 e 28 dias de incubação em seis riachos subtropicais na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

Comunidade de macroinvertebrados e biomassa de fungos

A densidade geral de macroinvertebrados (Fig. 3) e de Chironomidae (Fig. 4b) não variou considerando a interação riacho/tempo, mas houve diferença quando considerado apenas o fator espacial (riachos), com o riacho I1 apresentando densidades superiores em relação aos demais (Tabela 3). As densidades de fragmentadores e coletores-galhadores (Figs. 4a e 4c) apresentaram diferença significativa quando considerada a interação riacho/tempo (Tabela 3). Para fragmentadores, também ocorreu diferença entre riachos, no entanto, a análise considerando apenas o local, com comparação posterior (Tukey), não ressaltou diferenças. Filtradores (Fig. 4d) tiveram densidade espacial significativamente diferente, sendo mais numerosos em I2 em comparação com todos os demais. Raspadores e predadores (Figs. 4e e 4f, respectivamente) apresentaram densidade semelhante nos riachos.

No estudo foram identificados 28 táxons. Considerando o fator espacial, houve diferença para a riqueza taxonômica, sendo os valores encontrados para os riachos N2 e A2 superiores aos dos riachos N1 e I1 (Fig. 5; Tabela 3). Este último também apresentou riqueza inferior ao riacho I2. Em geral houve um aumento da riqueza durante o estudo e a primeira semana apresentou um valor inferior às demais.

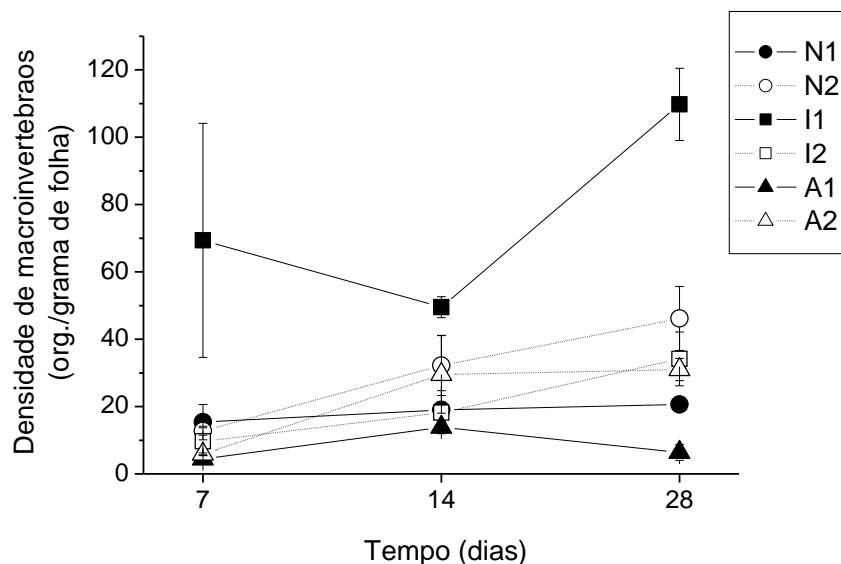


Fig. 3 Densidade geral de macroinvertebrados (organismos por grama de folha) em *Campomanesia xanthocarpa* após 7, 14 e 28 dias de incubação em seis riachos subtropicais na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

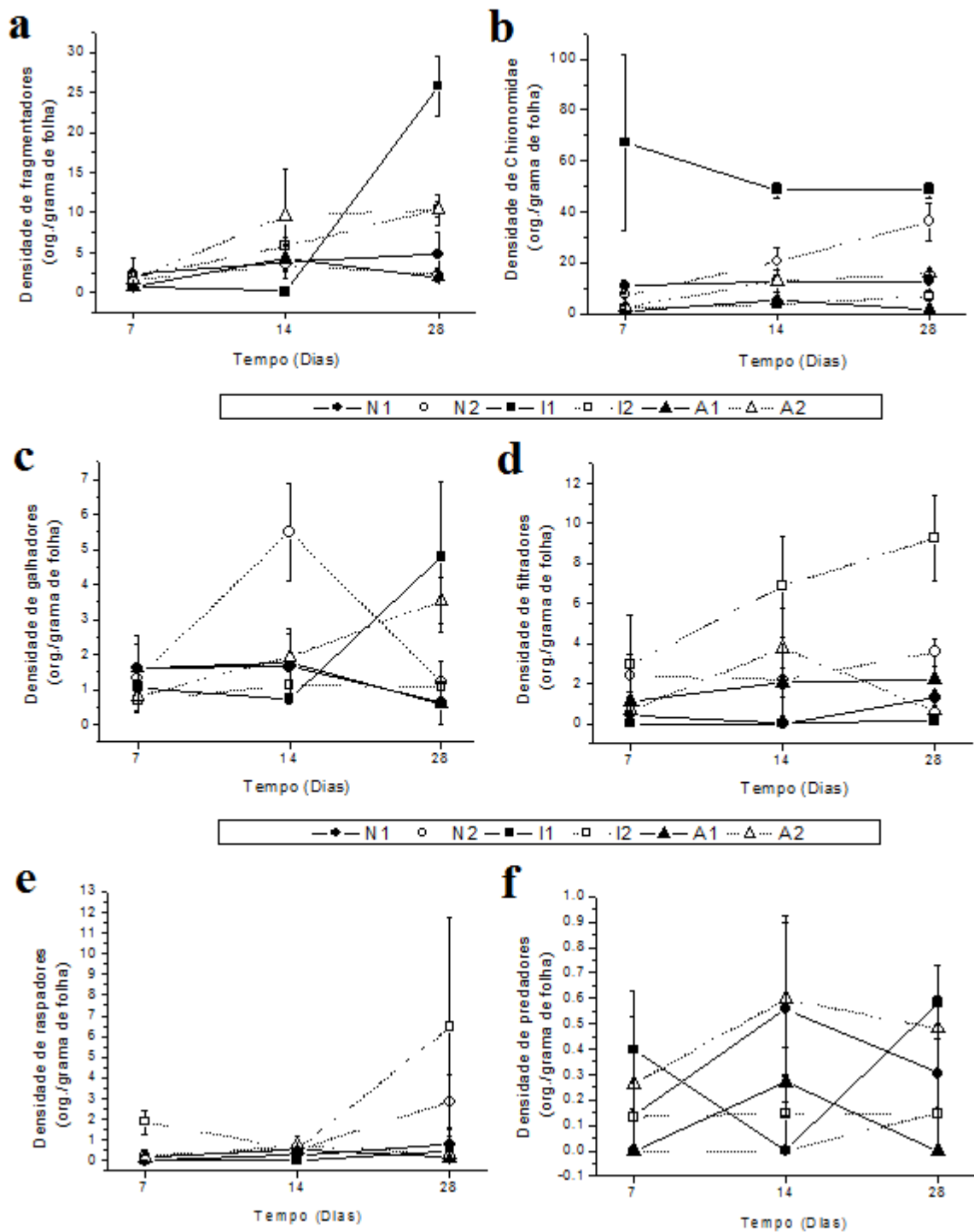


Fig. 4 Densidade (organismos por grama de folha) dos grupos alimentares funcionais em *Campomanesia xanthocarpa* após 7, 14 e 28 dias de incubação em seis riachos na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil. a) Fragmentadores; b) Chironomidae; c) Coletores-galhadores; d) Filtradores; e) Raspadores; f) Predadores

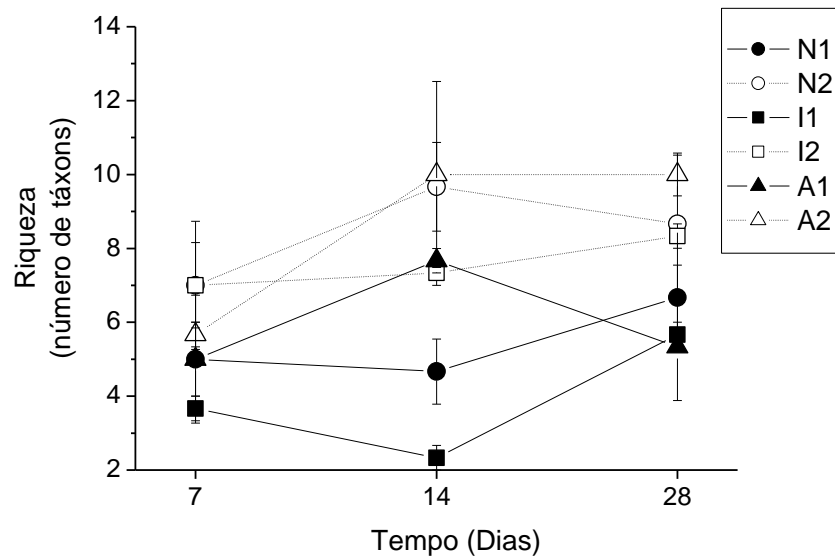


Fig. 5 Riqueza taxonômica em *Campomanesia xanthocarpa* após 7, 14 e 28 dias de incubação em seis riachos subtropicais na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

A biomassa fúngica não apresentou variação entre riachos (Figura 6; $p > 0,05$; $F = 2,24$) nem considerando à interação riacho/tempo ($p > 0,05$; $F = 1,63$). No entanto, houve um aumento significativo em função dos dias ($p < 0,01$; $F = 43,91$), com o último período registrando os maiores valores para esta medida.

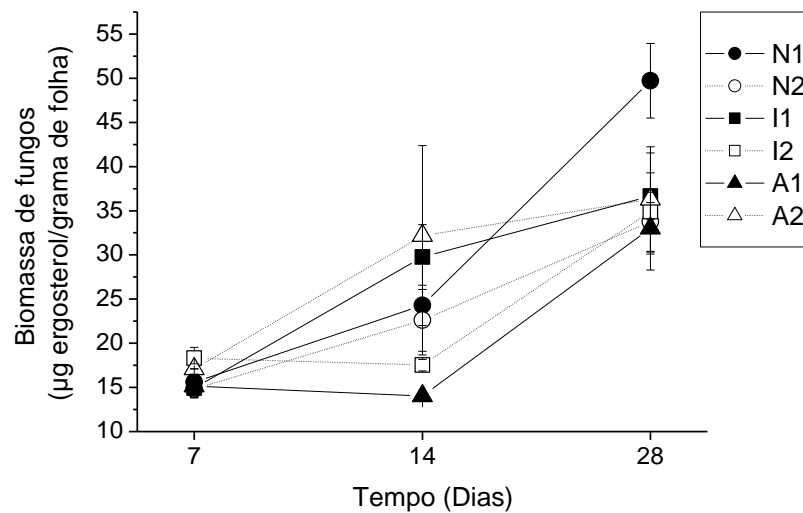


Fig. 6 Biomassa fúngica (μg de ergosterol por grama de folha) em *Campomanesia xanthocarpa* após 7, 14 e 28 dias de incubação em seis riachos subtropicais na bacia hidrográfica do Rio Suzana, Sul do Brasil

DISCUSSÃO

O processo investigado no presente estudo, a taxa de decomposição de detritos foliares, não apresentou variação em locais com diferentes características da paisagem. Algumas investigações (Hagen et al., 2006; Gessner & Chauvet, 2002) corroboram tais resultados e sugerem que os coeficientes de decomposição não sejam utilizados como única ferramenta de avaliação, nesse caso considerando categorias de uso e ocupação da terra. Os resultados do presente estudo podem ser explicados considerando os fatores que potencialmente influenciam a decomposição foliar, tais como as propriedades físicas e químicas dos riachos e sua morfologia, além das características da comunidade biológica que participa do processo.

As variações espaciais das variáveis físico-químicas podem estar relacionadas à presença de impactos antropogênicos e de vegetação ripária (Pereira & Luca, 2003; Beauger et al., 2006; Hepp & Santos, 2009). Porém, neste estudo, mesmo com diferentes características da paisagem, as variáveis físico-químicas foram pouco influenciadas. A exceção foi o riacho II, onde níveis de oxigênio, sólidos totais e condutividade elétrica revelam uma influência antropogênica mais marcante sobre a qualidade hídrica, mas, mesmo esse local não apresentou taxas de decomposição significativamente diferentes.

Um dos fatores importantes para explicar este fato pode ter sido a correnteza encontrada, pois a existência de variação espacial também está relacionada a características morfológicas do ambiente (Silveira et al., 2006). Nos riachos foram registradas altas velocidades de correnteza e estas também foram verificadas em outros estudos, em bacias hidrográficas próximas à estudada (Hepp et al., 2008; Milesi et al., 2009), sendo citadas como uma característica da hidromorfologia regional (Hepp et al., 2008). Altas velocidades, juntamente com a abrasão física, aceleram a lixiviação de componentes químicos das folhas, como nitrogênio e polifenóis (Trevisan & Hepp, 2007) e podem afetar as propriedades ecológicas, tais como a biodiversidade e funcionamento do ecossistema (Poff et al., 2007). Assim, as altas velocidades de correnteza em todos os riachos deste estudo podem ter uniformizado ou minimizado alguns de seus efeitos ambientais nos dias considerados, seja sobre as variáveis hídricas, a comunidade biológica e/ou processos ecológicos (como a decomposição), tornando-os semelhantes entre si. Em outros estudos, nos quais a correnteza não foi um fator tão marcante, pode-se perceber a influência antrópica sobre os processos ecológicos (ver Encalada et al., 2010).

A agricultura e outras atividades relacionadas normalmente promovem inúmeras modificações no ecossistema aquático, tais como aporte de matéria orgânica, nutrientes,

alteração da hidrologia e, conseqüentemente, modificações na biota aquática (Nyogi et al., 2007). No presente estudo, porém, os coeficientes de decomposição nos pontos com maior porcentagem da área de entorno destinada à agricultura, pastagem ou com solo exposto (A1 e A2, principalmente) não refletiram este padrão. Da mesma maneira, o componente biológico, conforme atestado pela riqueza taxonômica, não foi prejudicado pelas atividades agrícolas. Outros trabalhos na região também encontraram uma influência menor da agricultura em comparação com atividades como a urbanização (ver: König et al., 2008; Biasi et al., 2010). Mesmo locais com maior porcentagem de usos não condizentes (por exemplo, A2) apresentaram riqueza superior a outros menos antropizados (N1) e um motivo é que, possivelmente, as atividades antrópicas presentes no entorno dos riachos estudados não sejam tão acentuadas e constituam um distúrbio intermediário. Connel (1978), ao relatar os resultados de suas investigações, considera que um distúrbio intermediário, além de não afetar negativamente a diversidade biológica, permitiria e manteria uma comunidade mais rica e diversa que locais não sujeitos a este processo (Connel, 1978).

O riacho I1, que apresentou maior alteração físico-química da água, também foi afetado quanto à estrutura biológica, visto a maior densidade geral e menor riqueza taxonômica de macroinvertebrados em relação aos demais riachos. A maior densidade foi resultado da quantidade significativamente superior de Chironomidae nesse ambiente. A alta densidade deste grupo pode ser considerada um indicativo de alterações ambientais (Marques et al., 1999), mas, conforme encontrado no estudo, não afeta necessariamente a decomposição de material, visto que a maior parte dos táxons dessa família não atua diretamente na fragmentação, mas como consumidores de matéria particulada fina, apesar de apresentarem um alto grau de flexibilidade quanta a utilização do alimento (Berg, 1995; Nessimian et al., 1999).

Outro grupo com densidade significativamente diferente em um riacho, também não associado diretamente à decomposição de material foliar, foi o de filtradores. A elevada densidade deste grupo no riacho I2 pode ter ocorrido por características ambientais não avaliadas neste estudo, no entanto, altas correntezas favorecem o seu modo de alimentação (Sanseverino & Nessimian, 2001) e, associadas às boas condições de entorno, podem ter permitido a ampla colonização pelo grupo.

A semelhança entre os riachos para a densidade dos demais grupos alimentares também pode ser consequência da semelhança físico-química e morfológica dos riachos. Dentre estes grupos, destacam-se os fragmentadores, os quais podem influenciar diretamente o processamento de detritos por mastigarem as folhas (Merritt & Cummins, 1996), auxiliando na

transformação da matéria orgânica particulada grossa em fragmentos menores (Benfield, 2007). Assim, a densidade semelhante deste grupo nos riachos também pode ter contribuído para as semelhanças nas taxas de decomposição. A variação somente foi considerável quando considerada a interação do fator espacial com o tempo, visto o aumento da densidade deste grupo no decorrer do processo de colonização dos detritos.

A biomassa fúngica foi alterada somente em função do tempo, mas de maneira semelhante em todos ambientes. Os hifomicetos aquáticos, principal grupo de fungos atuantes na decomposição em riachos (Gulis & Suberkropp, 2003), podem participar diretamente no processo, por meio de enzimas degradantes (Canhoto et al., 2002) ou indiretamente, ao condicionar as folhas, tornando-as mais palatáveis aos invertebrados que as utilizam (Gessner et al., 1999). Se este grupo afetou a comunidade de macroinvertebrados, o fez de maneira semelhante em todos os locais, assim como também sofreu um aumento constante em todos os locais ao longo do tempo, com maior biomassa no último período considerado. Este aumento progressivo na biomassa fúngica é normalmente encontrado em estudos limnológicos (Al Riyami et al., 2009; Graça et al., 2001; Hieber & Gessner, 2002) e a comparação com os valores encontrados nestes mesmos estudos revela uma biomassa fúngica bem inferior nos riachos do presente estudo.

Os valores de massa remanescente no último dia considerado revelam que o processo de decomposição dos detritos e colonização por fungos e macroinvertebrados se encontrava em fase inicial quando finalizado o experimento. As folhas de *Campomanesia xanthocarpa* apresentam baixo teor de nitrogênio e alta quantidade de lignina, fatores que dificultam a ação dos componentes que atuam na decomposição, tornando o processo lento. No entanto, a presença desta espécie e possivelmente de outras com características semelhantes na região é considerável e, ao investigar a influência do uso da terra sobre uma espécie quantitativamente importante, foi avaliado um componente ecologicamente determinante para a ciclagem de nutrientes em riachos.

Portanto, as considerações realizadas são aplicáveis, principalmente, a fase inicial de decomposição e, em estágios mais avançados, possivelmente, as características ecológicas são alteradas, tais como a colonização por fungos e invertebrados. Ligeiro et al. (2010) observaram uma massa foliar remanescente de aproximadamente 50% no final de um experimento realizado em região tropical, considerando este um estágio intermediário de decomposição, no qual uma grande quantidade de recursos está disponível para os invertebrados associados e o processo de degradação atinge o seu estágio mais complexo.

De maneira geral, constatou-se que as hipóteses do estudo foram refutadas, pois as taxas de decomposição não foram alteradas pelo uso e ocupação da terra no período considerado (hipótese i), devido à: pouca influência do uso e ocupação da terra sobre as variáveis físico-químicas; alta velocidade de correnteza, que minimizou os efeitos das possíveis diferenças entre os locais; e semelhança estrutural, na maior parte dos riachos, das duas principais comunidades biológicas responsáveis pela decomposição, fungos e macroinvertebrados fragmentadores (hipótese ii).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pela bolsa a S. Santos (proc. 308598/2011-3) e FAPERGS pelo apoio financeiro a L. U. Hepp.

REFERÊNCIAS

- Al-Riyami, M., R. Victor, S. Seená, S., A. E. Elshafi & F. Bärlocher, 2009. Leaf Decomposition in a Mountain Stream in the Sultanate of Oman. *International Review of Hydrobiol.* 94: 16-28.
- Bärlocher, F. & M. A. S Graça, 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology* 47: 1123-1135.
- Beauger, A., N. Lair, P. Reyes-Marchant & J. L. Peiry, 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia* 571: 63-76.
- Benfield, E.F., 2007. Decomposition of leaf material. In Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (eds.), *Methods in stream ecology*, 2 ed. Academic Press, San Diego: 711-720.
- Berg, M. B, 1995. Larval food and feeding behavior. In Armitage, P. D., P. S. Cranston & L. C. V. Pinder (eds), *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London: 136-167.
- Biasi, C., R. König, V. Mendes, A. M. Tonin, D. Sensolo, J. R. S. Sobczak, R. Cardoso, S. V. Milesi, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2010. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região Alto Uruguai (RS). *Perspectiva* 125: 67-77.

- Biasi, C., S. V. Milesi, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2008. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. *Perspectiva* 32: 171-180.
- Brasil, 1965. Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4.771 de 1965, Atualizada em 06 de Janeiro de 2001). IBAMA.
- Brasil, 2002. Resolução CONAMA N° 303. Dispõe sobre o entorno de lagos artificiais.
- Canhoto, C., F. Bärlocher & M. A. S. Graça, 2002. The effects of *Eucalyptus globulus* oils on fungal enzymatic activity. *Archiv für Hydrobiologie* 154: 121-132.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302 - 1310.
- Cooper, C. M., 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems – a review. *Journal of Environmental Quality*. 22: 402–408.
- Costa, C., S. Ide & C. E. Simonka (eds), 2006. Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Holos, Ribeirão Preto.
- 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* 40: 69–89.
- Decian, V. S. (Coord.), 2011. Planos Ambientais do Município de Erechim (Área de Proteção Ambiental do rio Ligeirinho – Leãozinho). Convenio e Colaboração Técnica Pref. municipal de Erechim e URI – Campus Erechim.
- Encalada A., J. Calles, V. Ferreira, C. Canhoto & M. A. S Graça, 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* 55: 1719-1733.
- Freeman, M. C., C. M. Pringle & C. R. Jackson, 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 5–14.

- Gessner, M. O, 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In Graça, M. A. S., F. Bärlocher & M. O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht: 101-105.
- Gessner, M. O. & E. Chauvet, 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12: 498–510.
- Gessner, M. O., E. Chauvet & M. A. Dobson, 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377–384.
- Goulart, M. & M. Callisto, 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM* 2: 153-64.
- Graça, M. A. S. & C. Canhoto, 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25: 1-10.
- Graça, M. A. S., R. C. F. Ferreira & C. N. Coimbra, 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 408–420.
- Gulis, V. & Suberkropp, K, 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 48: 123-134.
- Hagen, E. M., J. R. Webster & E. F. Benfield, 2006. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural land-use gradient? *Journal of the North American Benthological Society* 25: 330–343.
- Hepp, L. U., C. Biasi, S. V. Milesi, F. O. Veiga & R. M. Restello, 2008. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 345-350.
- Hepp, L. U., S. V. Milesi, C. Biasi & R. M. Restello, 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* 27: 106-113.
- Hepp, L. U. & S. Santos, 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 305-318.

- Hieber, M. & M. O. Gessner, 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026–1038.
- König, R., C. R. H. Suzin, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2008. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3: 84-93.
- Marques, M. M. G. S. M., F. A. R. Barbosa & M. Callisto, 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera) in impacted watershed in south-east Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 553-561.
- Martinelli, L. A. & A. V. Krusche, 2004. Amostragem em Rios. In Bicudo, C. E. M. & D. C. Bicudo, *Amostragem em Limnologia*. RiMa, São Carlos: 263-279.
- Mellilo, J. M., R. J. Naiman, J. D. Aber & A. E. Linkins, 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. *Bulletin of Marine Science* 35: 341-356.
- Merritt, R.W. & K. W. Cummins, 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rded. Kendall/Hunt Publishing Comp, Iowa.
- Milesi, S. V., C. Biasi, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 419-429.
- Moore, A. A. & M. A. Palmer, 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications* 15: 1169–1177.
- Moretti, M. S. & M. Callisto, 2005. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 267-281.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian & D. F. Baptista, 2010. Manual de Identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Nessimian, J. L., A. M. Sanseverino & A. L. H. Oliveira, 1999. Relações tróficas de larvas de Chironomidae (Diptera) e sua importância na rede alimentar em um brejo no litoral do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Entomologia* 43: 47-53.

- Niyogi, D. K., M. Koren, C. J. Arbuckle & C. R. Townsend, 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management* 39: 213-225.
- Pereira, D. & J. Luca, 2003. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15: 57-68.
- Pes, A. M. O., N. Hamada & J. L. Nessimian, 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 181-204.
- Poff, N. L., J. D. Olden, D. M. Merritt & D. M. Pepin, 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 5732–5737.
- Primack, R. B & E. Rodrigues, 2001. *Biologia da conservação*. Planta, Londrina.
- Quinn, J. M. & M. J. Stroud, 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research* 36: 409–429.
- R Development Core Team, 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org>.
- Salles, F. F, E. D. Silva, J. E. Serrão & C. N. Francischetti, 2004. Baetidae (Ephemeroptera) da região Sudeste do Brasil: Novos registros e chaves para os gêneros no estágio ninfal. *Neotropical Entomology* 33: 725-735
- Sanseverino, A. M. & J. L. Nessimian, 2001. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. *Acta Limnologica Brasiliensia* 13: 29-38.
- Sensolo, D., L. U. Hepp, V. Decian & R. M. Restello, 2012. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48: 391-400.

- Silveira, M. P., D. F. Buss, J. L. Nessimian & D. F. Baptista, 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology* 66: 623-632.
- Stewart, J. S., L. Wang, L. L. John, J. A. Horwath & R. Bannerman, 2001. Influence of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475–1487.
- Suren, A. M. & I. G. Jowett, 2001. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research* 35: 725–737.
- Trevisan, A. & L. U. Hepp, 2007. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 2: 54-60.
- 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* 37: 130-137.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer & J. R. Webster, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102–104.
- Wallace, J. B. & J. R. Webster, 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115–139.
- Wang L., J. Lyons, P. Kanehl & R. Bannerman, 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255–266.
- Wantzen, K. M. & R. Wagner, 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 216–232.
- Webster, J. R. & E. F. Benfield, 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 17: 567–594.
- Wiens, J. A., 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47: 501–515.

ARTIGO 4

**THE INFLUENCE OF A BIOPESTICIDE ON
MACROINVERTEBRATES COMMUNITY DURING THE
COLONIZATION OF LEAF DETRITUS IN SUBTROPICAL STREAMS**

**THE INFLUENCE OF A BIOPESTICIDE ON MACROINVERTEBRATES
COMMUNITY DURING THE COLONIZATION OF LEAF DETRITUS IN
SUBTROPICAL STREAMS**

Rodrigo König^{1,2,*}, Sandro Santos¹, Alan M. Tonin³, Luiz U. Hepp⁴, Rozane M. Restello⁴

* Corresponding author.

¹ Laboratório de Carcinologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria 97105-900, Santa Maria/RS-Brazil. E-mail addresses: RK: rodrigokonig@jc.iffarroupilha.edu.br; SS: sandro.santos30@gmail.com

² Laboratório de Ciências Biológicas, Instituto Federal Farroupilha – Campus Júlio de Castilhos

³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília. E-mail address: tonin.alan@gmail.com

⁴ Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. E-mail addresses: LUH: luizuhepp@gmail.com; RMR: rrozane@uri.edu.br

ABSTRACT

This study aimed to verify whether the use of *Bacillus thuringiensis israelensis* (*Bti*) affects the structure and composition of the invertebrate fauna during the colonization of the vegetal substrate in streams. The analysis of invertebrate community in litter bags containing *Sebastiania brasiliensis* leaves after 7, 14 and 22 days in streams with and without application of *Bti* demonstrated that the abundances of Simuliidae and Chironomidae and the total abundance of invertebrates were higher in the stream without the bioinsecticide. The total abundance of other taxa, the rarefied richness and the evenness were higher in the stream with *Bti*. The study demonstrated the effectiveness of *Bti* in promoting changes in the structure and composition of the invertebrate community that colonizes leaves. The application of *Bti* allowed the development of a rich fauna with a more equitable distribution.

Keywords: *Bacillus thuringiensis israelensis*; macroinvertebrate fauna; equitable distribution; vegetal substrate

RESUMO

Influência de biopesticida sobre a comunidade de macroinvertebrados durante a colonização de detritos foliares em riachos subtropicais. Este estudo teve como objetivo verificar se o uso de *Bacillus thuringiensis israelensis* (*Bti*) afeta a estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados durante a colonização do substrato vegetal em riachos. A análise da comunidade de invertebrados em sacos de detritos contendo folhas de *Sebastiania brasiliensis*, após 7, 14 e 22 dias em riachos com e sem aplicação de *Bti*, demonstrou que a abundância de Simuliidae, de Chironomidae e a abundância total de macroinvertebrados foram maiores no riacho sem o bioinseticida. A abundância total de outros taxa, a riqueza rarefeita e a equitabilidade foram maiores no riacho com *Bti*. O estudo demonstrou a efetividade do inseticida *Bti* em provocar mudanças na estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados que coloniza folhas. A aplicação de *Bti* provocou o desenvolvimento uma fauna rica e com uma distribuição mais equitativa.

Palavras-chave: *Bacillus thuringiensis israelensis*; fauna de macroinvertebrados; distribuição equitativa; substrato vegetal

INTRODUCTION

The macroinvertebrates includes several groups that play an important role in aquatic metabolism. They can influence nutrient cycling, debris decomposition, and the flow of energy

(Wallace & Webster 1996). Among the components of the substrate, allochthonous detritus in the form of leaves is usually the dominant source of energy for communities in rivers, particularly in lower-order streams (Vannote *et al.* 1980, Allan 1995). When it enters the aquatic environment, this organic material begins to be used by macroinvertebrate detritivores (Hieber & Gessner 2002). Therefore, changes in community structure resulting from anthropogenic influence may affect processes such as the colonization of available substrates by macroinvertebrates and may consequently affect food webs and associated processes of the streams, such as the decomposition of allochthonous detritus.

One activity that can affect invertebrate communities is the application of bioinsecticides. Biological control has gained attention in recent years as a strategy for use in integrated pest management programs, primarily in connection with the use of bacteria to control mosquito larvae (Polanczyk *et al.* 2003). Products based on *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*) are used in several countries to control mosquito populations, to reduce the inconvenience to nearby human neighbourhoods, and to neutralise the transmission of infections by mosquitoes (Becker *et al.* 2003). The primary justification for this approach is its advantage over chemical insecticides, ultimately involving environmental safety and specificity for the target species (Merritt *et al.* 1989, Lambert & Peferoen 1992). The bacterial agent, usually *Bti*, is generally toxic to dipterans of the suborder Nematocera, and its toxic effects occur following ingestion of the agent by the insect. The ingestion of toxic crystals associated with the bacterial spores promotes the lysis of the epithelium of the midgut and, consequently, the death of the organism (Gill *et al.* 1992).

Most studies of *Bti* as a control agent have aimed to verify the efficiency of the product for the control of black flies (Pistrang & Burger 1981, Petry *et al.* 2004), of *Aedes* (Polanczyk *et al.* 2003) and of other groups of human interest. Other previous studies have investigated topics including the influence of the product on non-target groups of macroinvertebrates (Hershey *et al.* 1998, Yiallourous *et al.* 1999), the indirect effects of the product on zooplankton, insects and birds (Hanowski *et al.* 1997, Niemi *et al.* 1999), and the large-scale effects of the product (Vaughan *et al.* 2008). The influence of *Bti* on other ecological processes potentially important to the aquatic ecosystem, such as the of leaf debris in low-order streams, remains to be explored. Studies of these topics can provide additional information about the consequences of the use of *Bti* in biological control in these systems.

The present study aims to verify whether these changes affect the structure and composition of the fauna during the process of colonization of the vegetal substrate in forested streams. Our hypothesis is that invertebrate groups that are usually well represented during the

colonization and decomposition of leaf material will be indirectly affected, causing changes in the structure and composition of the fauna associated with the leaves.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study was conducted in two sections of second-order streams located in southern Brazil (27° 29' 6.13" S, 52° 21' 3.28" W; 27° 36' 45.71" S, 52° 13' 49.16" W). The two streams are approximately 18 km apart. The region's average temperature is 18°C, with an average annual precipitation of 1800 mm. The vegetation in the riparian zone is included in an extension of the Atlantic Forest Domain (Oliveira-Filho *et al.* 2006) and shows a transition between seasonal semideciduous forest and mixed *Araucaria* rain forest (Budke *et al.* 2010). The riparian trees bordering the stream include *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Cabraela canjerana* (Vell.) Mart., *Nectandra megapotamica* (Spreng) Mez., *Sebastiania brasiliensis* Spreng. and *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg.

Both sections have riparian vegetation in their surroundings and show an apparent absence of anthropogenic influences and the characteristics of a natural environment (Table I). Therefore, the environmental variables observed cannot be considered limiting factors for the development of the community because their values are within a range considered normal for relatively unchanged environments. Moreover, a comparison of the environmental characteristics based on a multivariate analysis of variance (MANOVA) showed no significant difference between the two environmental matrices ($p > 0.05$). The principal difference between the sections was that an insecticide prepared from *Bacillus thuringiensis israelensis* was applied to one section approximately 15 days before the beginning of the study by a farmer and for this reason, the site was avoided for the study.

Table I Mean and standard error of the variables in without and with *Bti* streams, Southern Brazil

Variables	Streams	
	Without <i>Bti</i>	With <i>Bti</i>
Current velocity (m s ⁻¹)	0.7±0.1	0.5±0.0
Water Temperature (°C)	20.9±0.6	20.8±0.8
Conductivity (µS cm ⁻¹)	62.0±0.7	74.7±2.3
pH	7.6±0.3	7.8±0.1
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	9.2±0.4	8.9±0.3
Total dissolved solids (mg L ⁻¹)	0.04±0.0	0.04±0.0
Turbidity (NTU)	7.4±0.3	9.8±0.6
Ammonium (µg L ⁻¹)	12.9±0.0	19.2±4.2
Alkalinity (mg L ⁻¹)	18.3±1.2	27.7±0.3

Field experiment

Sebastiania brasiliensis leaves were used for the field experiment. This species was selected because it is commonly found in the region in areas surrounding streams. In December 2009, litter bags were placed in each stream. These bags were 20 x 15 cm in size and were constructed of 10 mm mesh. Each bag contained 2.5 ± 0.1 g of oven-dried leaves (45°C/72 h). The bags were arranged in blocks in three different parts of each stream. After 7, 14 and 22 days, three replicates were taken from each stream, one from each block. The block arrangement was adopted to avoid possible effects caused by the water velocity in the stretches. In the laboratory, the leaves were washed to remove the associated invertebrates. The invertebrates were fixed in 70% alcohol and then identified with the keys in Costa *et al.* (2006) and Mugnai *et al.* (2010).

Data Analysis

The characteristics of the macroinvertebrate community were investigated by calculating, for each date and sampling location, the general abundance of Simuliidae and of Chironomidae and the total abundance of invertebrates excluding the order Diptera. In addition, the evenness (Magurran 2004) and rarefied taxonomic richness were calculated (Gotelli & Colwell 2001). The differences among these biological measures as a function of

different dates and locations were compared with an analysis of variance (two-way ANOVA). This analysis was performed with R software (R Development Core Team 2010). The composition of the macroinvertebrate fauna was also evaluated through a multivariate analysis of variance (MANOVA) with randomisation tests (10,000 interactions). In both analyses, we considered the stream (with and without *Bti*) and days (7, 14 and 21) as factors. The Multiv software (Pillar 1997) was used for this purpose.

RESULTS

The abundance of macroinvertebrates in the leaves of the stream without *Bti* (3087 organisms; 81.5% of the total) was significantly greater than that in the stream with *Bti* (700 organisms; 18.5% of the total) during the experimental period ($F_{2,15}=2.65$; $p<0.01$). The abundance of organisms in the stream without *Bti* was greater during the initial period (day 7) (Fig. 1a), and the most representative groups were Chironomidae and Simuliidae (76.51% and 16.65% of the total, respectively, in the streams taken together). In the stream with *Bti*, the abundance of organisms increased gradually over the duration of the experiment. Chironomidae (40.43%) and Simuliidae (2.71%) were much less abundant in the stream without *Bti* (Figs. 1c and 1d, respectively). This difference between the streams during the study was statistically significant (Chironomidae: $F_{2,15}=14.54$; $p<0.01$; Simuliidae: $F_{2,15}=10.64$; $p<0.01$). The abundance of the other groups, excluding Diptera, was higher in the stream without *Bti* only at the beginning of the experiment (day 7). Thereafter, the abundance of the other taxa was greater in the stream with *Bti*. This difference increased until the end of the study (Fig. 1b). The abundance of non-dipteran groups differed significantly between the streams during the study ($F_{2,15}=4.74$; $p<0.05$).

A total of 22 *taxa* of macroinvertebrates were recorded. The rarefied richness in the stream with *Bti* was significantly higher during the study (Fig. 2a) ($F_{2,15}=8.92$; $p<0.01$). In addition, the distribution of the macroinvertebrate community in the stream with *Bti* was more uniform and resulted in a significantly higher value of evenness (Fig. 2b) ($F_{2,15}=7.14$; $p<0.01$). A comparison of the community compositions based on a MANOVA analysis showed that the streams differed during the study ($SS=3.08$; $p<0.05$).

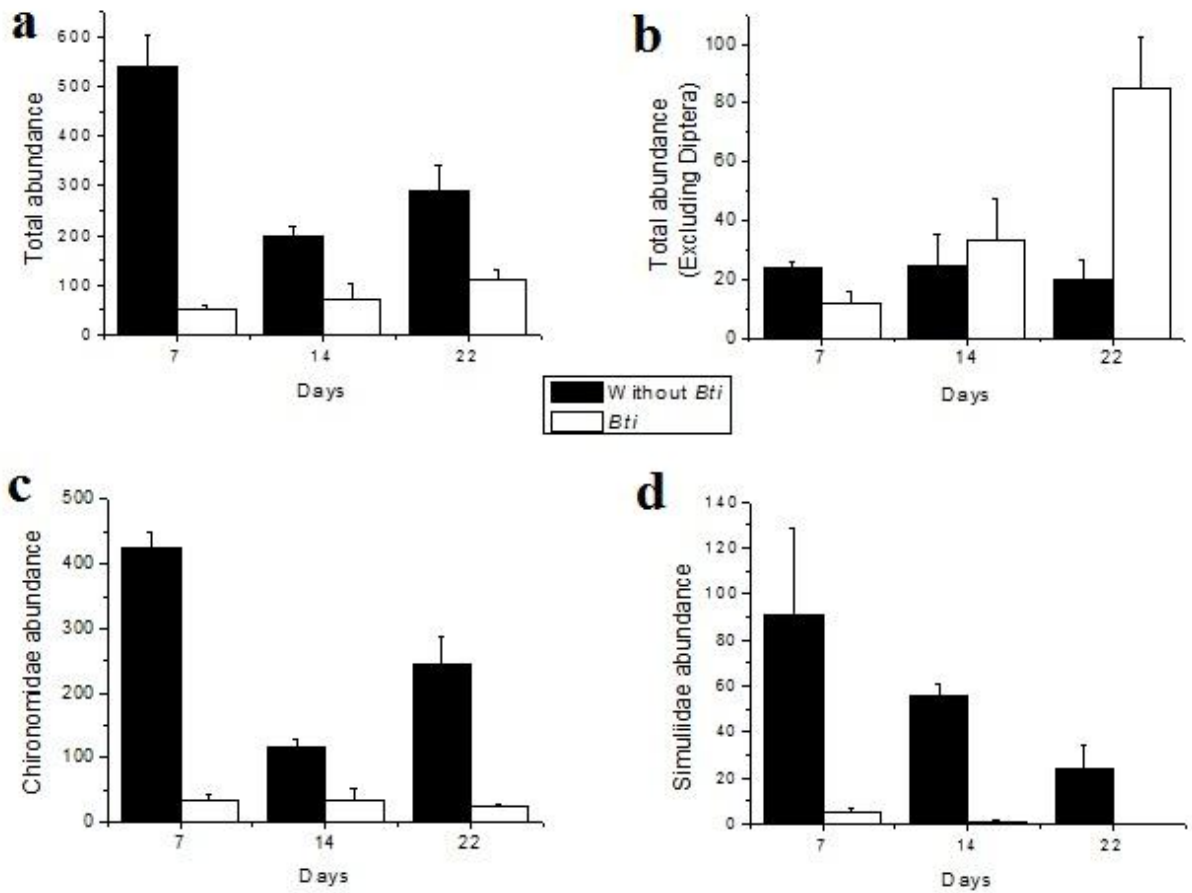


Figure 1. Mean and standard error for (a) Total abundance, (b) Total abundance excluding Diptera, (c) Chironomidae abundance, and (d) Simuliidae abundance on *Sebastiania brasiliensis* leaves during decomposition time, Southern Brazil.

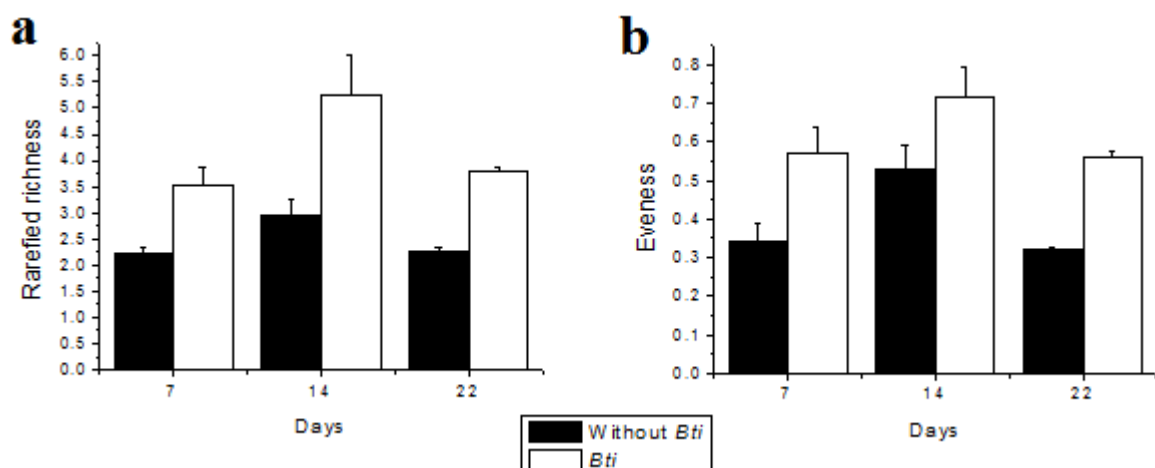


Figure 2. Mean and standard error for (a) Rarefied richness, and (b) evenness on *Sebastiania brasiliensis* leaves during decomposition time, Southern Brazil.

DISCUSSION

The abundance of Chironomidae and Simuliidae in the stream without *Bti* reflected the ecological characteristics of these groups. The high abundance of Simuliidae can be explained by the relatively high flow of the stream. The Simuliidae are positively rheophilic. This characteristic is consistent with their filtering habit. This group uses the oxygen and the food dissolved in water. A large volume of filtered water, which may occur in the studied stream, offers better opportunities for obtaining food (Arias 2001) and allows a great abundance of this taxon. The Chironomidae are numerically dominant in many freshwater systems (Cohen 1986, Brito Jr. *et al.* 2005) and are frequently the first colonizers of new habitats (Botts 1997). The greater abundance of macroinvertebrates in the stream without *Bti* is the result of the high abundance of representatives of these two families in this stream.

The substantial decrease in the abundance of these groups in the stream where the biopesticide was applied is the result of the effectiveness of the product against macroinvertebrates, especially Diptera. The principal targets of *Bti* are Diptera belonging to the families Culicidae (mosquitoes) and Simuliidae (black flies) (Petry *et al.* 2004). For this reason, the observed decrease in the occurrence of Simuliidae was expected because this family is a target of the biopesticide that was applied to the stream.

Although *Bti* is viewed as a promising product because of its environmental safety and high specificity for the target species (Garcia *et al.* 1983, Merritt *et al.* 1989, Lambert & Peferoen 1992), few studies have evaluated the influence of *Bti* on non-target species. The majority of these previous studies did not observe any damage to other groups. For example, no effects on short-term mortality in Ephemeroptera and Trichoptera have been found (Jackson *et al.* 1994, Wipfli & Merritt 1994), although data on the long-term effects on non-target species are lacking.

The previous observations of the effect of *Bti* on non-target species usually involve the family Chironomidae (Hershey *et al.* 1998, Pont *et al.* 1999), as also found in this study. Along with the Simuliidae and Culicidae, the Chironomidae belong to the suborder Nematocera and are therefore more physiologically similar to these two families than to other groups of macroinvertebrates (Gill *et al.* 1992). This characteristic explains the considerable decrease in Chironomidae resulting from the application of the product, although the group is considered to be approximately 10 to 15 times less susceptible than the Culicidae, for example (Boisvert & Boisvert 2000). The influence of *Bti* on Diptera other than Simuliidae and

Chironomidae could not be analysed by the present study due to the insignificant abundance or absence of these other groups of Diptera in both streams.

Despite the considerable decrease in the abundance of Simuliidae and Chironomidae as a result of the *Bti* application, the total number of organisms belonging to other groups of macroinvertebrates was significantly greater in the stream treated with *Bti*. This result shows that a decrease in the abundance of Simuliidae and Chironomidae can decrease competition for resources in the area, favouring increases in the populations of other groups of macroinvertebrates. This effect was most evident during the final stage of colonization. During the early days of the study, the abundance of Chironomidae was high in the stream to which *Bti* was not applied because this family is an efficient and rapid colonizer of new substrates (Brito Jr *et al.* 1995). It is possible that the other groups of macroinvertebrates colonize the substrate more slowly than do the Chironomidae so that the lower level of competition in the stream treated with *Bti* was not felt during the first week of colonization.

Considering richness, rivers with intermediate disturbances typically have a diversified fauna, whereas frequent or more pronounced disturbances result in the presence of a few groups, usually with short life cycles or high reproductive rates (Lambert & Hershey 2001). Consistent with this principle, the application of biopesticide represented an intermediate disturbance and allowed the development of a taxonomically richer fauna by avoiding the dominance of the two main groups, which reduced the amount of competition and favoured the other taxa. For the same reason, the decreased competition produced a more homogeneous distribution of the macroinvertebrate groups in the stream treated with *Bti*. The effect of decreased competition on richness was felt more effectively after the initial stage of colonization, on days 14 and 22.

By affecting the macroinvertebrate community, the application of insecticides can indirectly affect ecological processes, such as decomposition, that impact macroinvertebrates. Whiles *et al.* (1993) found a large decline in the rate of decomposition of leaf litter after the application of insecticide. This change resulted in the elimination of the trichopteran *Lepidostoma*, an important shredder. This study did not find significant numbers of shredders. It is possible that the organisms found by this study used the leaf litter more as a substrate than as a food resource. A shortage of shredders appears to be typical of rivers outside the temperate zone, according to results found in New Zealand (Winterbourne *et al.* 1981), Australia (Bunn 1996), tropical Asia (Dudgeon 2000) and the Neotropics (Greathouse & Pringle 2006).

Food webs may also be affected by insecticides. Chironomidae, for example, represent a major component of the diet of most invertebrate predators (Baker 1981). Hershey *et al.* (1998) verified that the decrease in Chironomidae in sites treated with *Bti* influenced the community structure, adversely affecting the total abundance of predatory insects, although this conclusion was obtained after two years of a long-term study. The current study revealed the opposite tendency. However, no further analysis was possible because the environments studied had few predators.

The study demonstrated the effectiveness of *Bti* in reducing the abundance of Simuliidae and Chironomidae. Although the direct effects of *Bti* application are theoretically specific to these groups, the biopesticide indirectly produced changes in the structure of the fauna that colonize decomposing leaves by reducing the overall abundance of these organisms, increasing the richness and the evenness of organisms in the vegetal substrate.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank D. Artusi for access to the study area. R. König received a scholarship from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – Brazil). A. Tonin received a scholarship from Universidade Regional Integrada – Campus de Erechim (REDES/URI program).

REFERENCES

- Arias, C. L. 2001. Diptera: Simuliidae. Pp. 195-219. *In*: H. R. Fernández & Domínguez, E. (Eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos**. UNT, Tucumán.
- Allan, J. D. 1995. **Stream ecology**. Chapman and Hall, London.
- Baker, R. L. 1981. Life cycles and food of *Coenagrion resolutum* and *Lestes disjunctus disjunctus* populations from the boreal forest of Alberta, Canada. **Aquatic Insects**, 3: 179–191.
- Becker, N., Zgomba, M., Petric, D., Dahl, C., Boase, C., Lane, J. & Kaiser, A. (Eds.). 2003. **Mosquitoes and Their Control**. Kluwer Academic Publishing, New York.

- Boisvert, M. & Boisvert, J. 2000. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. **Biocontrol Sci. Technol.**, 10: 517–561.
- Botts, P. S. 1997. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biol.**, 37: 277-286.
- Brito Jr., L., Abílio, F. J. P. & Watanabe, T. 2005. Insetos aquáticos do açude São José dos Cordeiros (semi-árido paraibano) com ênfase em Chironomidae. **Entomol. Vect.**, 12: 149-157.
- Budke, J. C., Alberti, M. S., Zanardi, C., Baratto, C. & Zanin, E. M. 2010. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecol. Manag.**, 260: 1345–1349.
- Bunn, S. E. 1986. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: functional organization. **Freshwater Biol.**, 16: 621–632.
- Cohen, A. S. 1986. Distribution and faunal associations of benthic invertebrates at Lake Turkana, Kenya. **Hydrobiologia**, 134: 179-197.
- Costa, C., Ide, S. & Simonka, C. E. (Eds.). 2006. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Holos, Ribeirão Preto.
- Dudgeon, D. 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, 31: 239–263.
- Dudgeon, D. & Wu, K. K. Y. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? **Archiv für Hydrobiologie**, 146: 65–82.
- Garcia, R. W., Tozer, W. & DesRochers, B. 1983. Effects of *Bti* on aquatic organisms other than mosquitoes and blackflies. **Mosquito control research. Annual Report from the University of California at Davis**, 68: 68–69.
- Gill, S. S., Cowles, E. A. & Pietrantonio, P. V. 1992. The mode of action of *Bacillus thuringiensis* endotoxins. **Annu. Rev. Entomol.**, 37: 615–636.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** 4: 379-391.

Greathouse, E. A. & Pringle, C. M. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 63: 134–152.

Hanowski, J. M., Niemi, G. J., Lima, A. R. & Regal, R. R. 1997. Response of breeding birds to mosquito control treatments of wetlands. **Wetlands**, 17: 485–492.

Hershey, A. E. & Lamberti, G. A. 2001. Aquatic insect ecology. Pp. 733-775. *In*: Thorp, J. P. & Covich, A. P. (Eds.). **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**, 2nd ed. Academic Press, San Diego.

Hershey, A. E., Lima, A. R., Niemi, G. J. & Regal, R. R. 1998. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (bti) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. **Ecol. Appl.**, 8: 41–60.

Hieber, M. & Gessner, M. O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology**, 83: 1026–1038.

Jackson, J. K., Sweeney, B. W., Bott, T. L., Newbold, J. D. & Kaplan, L. A. 1994. Transport of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and its effect on drift and benthic densities of nontarget macroinvertebrates in the Susquehanna River, Northern Pennsylvania. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 51: 295–314.

Lambert, B. & Peferoen, M. 1992. Insecticidal promise of *Bacillus thuringiensis*: facts and mysteries about a successful biopesticide. **BioScience**, 42: 112–123.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltd, Oxford.

Merritt, R. W., Walker, E. D., Wilzbach, M. A., Cummins, K. W. & Morgan, W. T. 1989. A broad evaluation of B.t.i. for black fly control in a Michigan river: Efficacy, carry and non-target effects on invertebrates and fish. **J. Am. Mosq. Control Assoc.**, 5: 397–415.

Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2010. **Manual de Identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Technical Books, Rio de Janeiro.

Niemi, G. J., Hershey, A. E., Shannon, L., Hanowski, J. M., Lima, A., Axler, R. P. & Regal R. R. 1999. Ecological effects of mosquito control on zooplankton, insects, and birds. **Environ. Toxicol. Chem.**, 18: 549–559.

Oliveira-Filho, A. T., Jarenkow, J. A. & Rodal, M. J. N. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. Pp. 159-192. *In*: Pennington, R. T., Lewis, G. P. & Ratter, J. A. (Eds.). **Neotropical Savannas and Dry forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation**. CRC Press, Boca Raton.

Petry, F., Lozovei, A. L., Ferraz, M. A. & Neto, L. G. S. 2004. Controle integrado de espécies de *Simulium* (Diptera, Simuliidae) por *Bacillus thuringiensis* e manejos mecânicos no riacho e nos vertedouros de tanques de piscicultura, Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Entomol.**, 48: 127-132.

Pillar, V. P. 1997. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. **Coenoses, Gorizias** 12: 145-148.

Pistrang, L. A., Burger, J. F. 1984. Effect of *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* on a genetically-defined population of black flies (Diptera: Simuliidae) and associated insects in a montane New Hampshire stream. **Can. Entomol.**, 116: 975-981.

Polanczyk, R. A., Garcia, M. O. & Alves, S. B. 2003. Potencial de *Bacillus thuringiensis israelensis* Berliner no controle de *Aedes aegypti*. **Rev. Saúde Pública**, 37: 813-816.

Pont, D., Franquet, E. & Toureno, J. N. 1999. Impact of *Bacillus thuringiensis* variety *israelensis* treatments on a chironomid (Diptera, Chironomidae) community in a temporary marsh. **J. Econon. Entomol.**, 92: 266-272.

R Development Core Team. 2010. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 37: 130-137.

Vaughan, I. P., Newberry, C., Hall, D. J., Liggett, J. S. & Ormerod, S. J. 2008. Evaluating large-scale effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on non-biting midges (Chironomidae) in a eutrophic urban lake. **Freshwater Biol.**, 53: 2117-2128.

Wallace, J. B., Webster, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annu. Rev. Entomol.**, 41: 115-139.

Whiles, M. R., Wallace, J. B. & Chung, K. 1993. The influence of *Lepidostoma* (Trichoptera, Lepidostomatidae) on recovery of leaf-litter processing in disturbed headwater streams. **Am. Midl. Nat.** 130: 356-363.

Winterbourn, M. J., Rounick, J. S. & Cowie, B. 1981. Are New Zealand stream ecosystems really different? **N. Z. J. Mar. Freshwater Res.**, 15: 321–328.

Wipfli, M. S. & Merritt, R. W. 1994. Effects of *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* on nontarget benthic insects through direct and indirect exposure. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 13: 190–205.

Yiallourous, M., Storch, V. & Becker, N. 1999. Impact of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Larvae of *Chironomus thummi thummi* and *Psectrocladius psilopterus* (Diptera: Chironomidae). **J. Invertebr. Pathol.** 74: 39–47.

CONCLUSÃO GERAL

O presente trabalho, por ser um dos pioneiros na região estudada, revela alguns dados ecológicos importantes e abre espaço para novas investigações que visem complementar os resultados encontrados ou ampliar os conhecimentos sobre aspectos da decomposição de detritos foliares em riachos subtropicais.

A investigação sobre a entrada de material alóctone confirma os dados de vários outros trabalhos, em diferentes climas e ambientes, ao verificar a elevada contribuição da entrada de folhas para o ambiente hídrico. Dessa maneira, tais resultados justificaram a necessidade de estudos que visam elucidar as características da decomposição de detritos e seus aspectos associados, como os abordados nos demais artigos desta tese ou os que venham a ser realizados, nesse contexto, na região estudada. Também foi verificado que o aspecto mais relevante para a comunidade biológica, a retenção do material vegetal, foi prejudicado pela correnteza acentuada do riacho, o que diminuiu as possíveis diferenças ao longo do ano. Assim, tais informações devem ser consideradas na análise do processo de decomposição foliar em riachos da região.

A segunda abordagem, considerando a influência da qualidade das folhas que entram no riacho, também confirmou alguns resultados encontrados em outras regiões e este foi o aspecto que mais promoveu diferenças, seja para a colonização por invertebrados ou para as taxas de decomposição, independente da origem da planta. Assim, o estudo evidencia que a substituição de espécies ribeirinhas, com inclusão de plantas com características diferentes das naturalmente presentes, pode exercer influência sobre a ecologia dos riachos. Os resultados, além de apresentarem dados importantes sobre a relação entre grupos de invertebrados e os detritos que lhe servem de alimento ou substrato, podem servir de apoio para decidir sobre ações mais amplas, relacionadas à influência humana sobre as características do detrito e, conseqüentemente, sobre os processos ecológicos do riacho e as comunidades aquáticas.

Os usos da terra revelaram pouca influência sobre a decomposição de detritos na região estudada, principalmente nos estágios iniciais do processo, visto que este ainda estava em fase inicial nos últimos dias estudados. Considerando que grande parte das áreas investigadas era influenciada por práticas agrícolas e/ou processos relacionados a estas, o estudo ressaltou resultados encontrados em outras investigações na região (embora com uma nova abordagem, utilizando a decomposição como ferramenta de avaliação), os quais revelam o impacto menos marcante de atividades agrícolas sobre a ecologia de riachos, principalmente quando comparados ao impacto de atividades urbanas.

O estudo da influência do inseticida revelou que as consequências ecológicas, diretas ou indiretas, ocasionadas pela aplicação do produto foram além do simples controle dos seus grupos-alvo. Assim, o estudo abre discussão sobre a prática da utilização do inseticida por habitantes próximos a riachos e a consequência desta sobre vários processos, os quais podem ser afetados pelas características da comunidade de invertebrados, como a colonização e decomposição de detritos.

De maneira geral, em todos os estudos, o impacto sobre a comunidade de invertebrados foi avaliado, verificando-se que o grupo pode ser influenciado pelas diferentes características do detrito, pela aplicação de inseticida e por atividades antrópicas. Para a comunidade de fungos, somente foi avaliado o impacto dos usos do solo, não encontrando diferenças acentuadas. Assim, a inclusão deste grupo em outros estudos também auxiliará para uma visão mais abrangente e real do processo de decomposição em riachos subtropicais.

As características hidromorfológicas da região, principalmente a forte correnteza, parecem ser influentes para a ecologia dos riachos investigados, afetando a retenção do material, as taxas de decomposição e, possivelmente, minimizando as diferenças físico-químicas e até mesmo o impacto de atividades antrópicas sobre as características investigadas. Assim, uma investigação mais aprofundada, que avalie a real influência da correnteza para a decomposição, colonização e atividade biológica, pode elucidar vários pontos importantes acerca do processo. Outros estudos que podem complementar os resultados obtidos são: a investigação sobre quais espécies vegetais contribuem mais significativamente com a entrada de detritos foliares e quais as características deste detrito; a análise da real classificação trófica dos invertebrados na região e sua representatividade no processo de decomposição; a inclusão de outras áreas influenciadas antropicamente por diferentes atividades, também incluindo ambientes com diferentes características físico-químicas da água.