

**UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS
MISSÕES - URI ERECHIM
PRÓ-REITORIA DE ENSINO, PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

LUCAS EUGENIO FONTANA

**EFEITO DE *HOVENIA DULCIS* THUNB. (RHAMNACEAE)
SOBRE O FUNCIONAMENTO DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

**ERECHIM, RS
FEVEREIRO, 2018**

LUCAS EUGENIO FONTANA

**EFEITO DE *HOVENIA DULCIS* THUNB. (RHAMNACEAE)
SOBRE O FUNCIONAMENTO DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

**Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Mestre em Ecologia, pelo
Programa de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade Regional Integrada do Alto
Uruguai e das Missões - URI Erechim.**

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

**Linha de Pesquisa: Processos Estruturais, Funcionais e
Modelagem Ambiental**

**ERECHIM, RS
FEVEREIRO, 2018**

LUCAS EUGENIO FONTANA

**EFEITO DE *HOVENIA DULCIS* THUNB. (RHAMNACEAE)
SOBRE O FUNCIONAMENTO DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

**Dissertação apresentada como requisito
parcial à obtenção do grau de Mestre em
Ecologia, pelo Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade Regional Integrada
do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim**

Erechim, 23 de Fevereiro de 2018

BANCA EXAMINADORA

Dr. LUIZ UBIRATAN HEPP (Orientador)

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Dra. TANISE LUISA SAUSEN

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Dr. RENAN DE SOUZA REZENDE

Universidade Comunitária da Região de Chapecó

Dra. ROZANE MARIA RESTELLO

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Dedico este trabalho

À Deus, pelo dom da vida e pela beleza
imensurável do mundo!

À minha família, cujo amor, dedicação e
esforços diários muito me honram e me
fazem querer ser sempre melhor.

AGRADECIMENTOS

A realização e conclusão desta dissertação foram possíveis graças ao auxílio de muitas pessoas e instituições, as quais tenho o dever de agradecer publicamente e sou imensamente grato!

À CAPES. Agradeço o recebimento da bolsa de pós-graduação da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da URI Erechim. Sem esta bolsa, esta dissertação não aconteceria.

Ao PPG Ecologia. Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da URI Erechim (professores e funcionários) pelo competente serviço que desempenham e aos meus colegas de mestrado pelo tempo que dividimos. Um obrigado especial ao Coordenador do PPG Ecologia, Dr. Rodrigo Fornel, pelo auxílio em questões importantes. Obrigado por contribuírem de uma forma ou de outra para minha formação.

À URI Erechim. Agradeço a Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões pela disponibilização da sua estrutura física, laboratórios e pessoal para a realização das atividades experimentais. Um agradecimento especial aos funcionários da central de materiais (prédios 9 e 11) pelo empréstimo de materiais necessários para a realização das análises. Ao Técnico de Laboratório, Jasan, pelo auxílio nas análises de água e ao Técnico de Campo, André, pelo auxílio nas atividades de campo realizadas. Agradeço também ao prof. Dr. Vanderlei Decian e equipe do Laboratório de Geoprocessamento e Planejamento Ambiental (LAGEPLAN) pelo auxílio na montagem dos mapas. Por fim, agradeço ao prof. Dr. Marcelo Malysz pelo auxílio na identificação das espécies vegetais. A contribuição de vocês foi fundamental para que este trabalho fosse possível.

Aos professores do Laboratório de Biomonitoramento Luiz e Rozane. Primeiro, agradeço imensamente ao meu orientador de longa data, Dr. Luiz U. Hepp, pela orientação no mestrado, pelos conhecimentos acadêmicos e profissionais repassados e também pelas não menos importantes conversas aleatórias sobre tudo (especialmente sobre futebol!). Segundo, agradeço a Dra. Rozane M. Restello pelo auxílio sempre que necessário e a importante colaboração durante a identificação dos invertebrados e também pelos conhecimentos acadêmicos repassados, os conselhos e as conversas. A oportunidade de poder conviver e trabalhar com pessoas e profissionais tão competentes como vocês, certamente contribuiu para uma melhor formação pessoal e profissional. Espero um dia ser tão competente quanto vocês!

Aos colegas do Laboratório de Biomonitoramento. Agradeço imensamente aos colegas do laboratório pelo fundamental auxílio durante as atividades de campo e processamento do

material (e todos sabemos que não foi pouco trabalho...hahahaha). Para não correr o risco de ser injusto, farei um agradecimento geral, pois todos, de uma forma ou de outra, colaboraram com as atividades que envolveram esta dissertação! Por isso, obrigado Silvia, Rafael, Rayana, Maiane, Mariana, Mayara, Emanuel, Wanessa, Gabriela, Gabriele, Amanda, Jéssica e Patrícia (um obrigado especial à Pati pela ajuda na identificação de Trichoptera). Mais do que isso (e tão importante quanto!), gostaria de agradecer a amizade de todos vocês, o tempo, as conversas (algumas sérias, outras nem tanto...hahahaha) e tudo que compartilhamos juntos no laboratório! Com vocês esta caminhada foi muito mais prazerosa e menos difícil.

Às Instituições. Agradeço ao Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares e equipe pela disponibilidade e auxílio durante as atividades de campo. Agradeço, igualmente, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela concessão da Licença de Coleta (via sistema SISBIO). Também agradeço a ENGIE Tractebel Energia (na pessoa do Sr. Diego Collet) que, gentilmente, cedeu dados pluviométricos da região após solicitação. Este trabalho só foi possível graças à colaboração de vocês.

À minha família. Agradeço aos meus pais, Vera e Eugenio, e minha irmã Natalí, por não medirem esforços, por sempre me incentivarem e serem um ombro amigo nos momentos difíceis. Não tenho palavras para expressar minha gratidão a vocês. Cada um de vocês tem uma parcela nesta conquista e, portanto, divido com vocês este mérito!

À banca avaliadora. Por fim, agradeço aos membros da banca que, gentilmente, aceitaram o convite para avaliar e contribuir para a melhoria deste trabalho. Espero corresponder às expectativas e apresentar-lhes um bom trabalho.

A todos o meu MUITO OBRIGADO! Este trabalho seria muito menor e o caminho seria muito mais difícil sem vocês!!

"O Universo poderia facilmente ter permanecido sem vida e simples - apenas física e química, apenas pó disperso da explosão cósmica que originou o tempo e o espaço. O fato de isto não ter ocorrido - o fato de a vida ter evoluído a partir de quase nada, cerca de 10 bilhões de anos depois de o Universo ter evoluído a partir de quase nada - é tão espantoso que eu seria louco se tentasse fazer-lhe justiça pondo-o em palavras".

(Richard Dawkins)

A Grande História da Evolução: Na Trilha dos Nossos Ancestrais (2009).

RESUMO

Efeito de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre Funcionamento de Riachos no Sul do Brasil

Historicamente, estudos ecológicos sustentam que espécies exóticas podem causar impactos de diferentes intensidades sobre espécies nativas e ecossistemas. O aporte de matéria orgânica oriundo da vegetação ripária é a principal fonte energética de pequenos riachos sombreados. A presença de *Hovenia dulcis* é comum nos remanescentes florestais nativos do sul do Brasil, porém, pouco se conhece a respeito dos impactos causados pela espécie sobre o funcionamento de riachos. O objetivo desta dissertação foi compreender o efeito da presença de *H. dulcis* em zonas ripárias de pequenos riachos sobre o funcionamento destes ecossistemas. Este estudo foi realizado em um remanescente florestal de Mata Atlântica, onde foram selecionados três riachos (<2ª ordem) com diferentes densidades de *H. dulcis* na zona ripária. Em cada riacho foram definidos 3 trechos e suspensos 45 baldes (15 baldes/trecho; área: 0,04m²/balde). Mensalmente, durante um ano, o material vegetal armazenado nos baldes foi recolhido, seco, identificado (detritos nativos e de *H. dulcis*) e pesado. Na primavera e outono foram acondicionadas 3,0±0,1g de folhas senescentes de espécies nativas e de *H. dulcis* em *litter bags* de malha fina (abertura: 0,5 mm) e malha grossa (abertura: 10 mm). Em cada riacho foram incubados 36 *litter bags*. Após 3, 15 e 28 dias de imersão, 6 *litter bags* de cada malha (3 *litter bags* de cada detrito) foram retirados de cada riacho em cada tempo amostral. Os detritos foram lavados e os invertebrados triados, contados e identificados. O aporte de matéria orgânica nativa foi maior no inverno e primavera, enquanto o aporte de *H. dulcis* foi maior principalmente no outono. Os detritos de *H. dulcis* apresentaram decomposição mais rápida que os detritos nativos. A abundância de invertebrados foi maior nos detritos de *H. dulcis*. Entretanto, a riqueza de invertebrados foi maior na primavera e a diversidade e equitabilidade foram maiores nos detritos nativos. Concluímos que a presença de *H. dulcis* na vegetação ripária altera o funcionamento de riachos afetando e modificando a dinâmica de matéria orgânica alóctone e a disponibilidade de recursos orgânicos vegetais para as comunidades aquáticas.

Palavras-chave: Espécies Exóticas. Invasão Biológica. Mata Atlântica. Decomposição. Dinâmica de Matéria Orgânica.

ABSTRACT

Effect of *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) on the Functioning of Streams in Southern Brazil

Historically, ecological studies have argued that exotic species can cause impacts of different intensities on native species and ecosystems. The contribution of organic matter from riparian vegetation is the main energy source of small shaded streams. The presence of *Hovenia dulcis* is common in the forest remnants native to southern Brazil, but little is known about the impacts caused by *H. dulcis* on the streams functioning. The objective of this dissertation was to understand the effect of the presence of *H. dulcis* on riparian zones of small streams on functioning of these ecosystems. This study was carried in a forest remnant of the Atlantic Forest, where were selected three streams (<2nd order) with different *H. dulcis* densities in the riparian zone. In each streams were defined 3 stretches and suspended 45 buckets (15 buckets/stretch; area: 0.04 m²/bucket). Monthly, for one year, the plant material stored in the buckets was collected, dried, identified (native and *H. dulcis* litter) and weighed. In spring and autumn, 3.0±0.1 g of senescent leaves of native species and *H. dulcis* were packed in litter bags of fine mesh (0.5 mm mesh) and coarse mesh (10 mm mesh). Were incubated 36 litter bags in each stream. After 3, 15 and 28 days of immersion, 6 litter bags of each mesh (3 litter bags of each litter) were removed from each stream in each sample time. The litter was washed and the invertebrates were screened, counted and identified. The contribution of native organic matter was higher in winter and spring, while the contribution of *H. dulcis* higher mainly in autumn. *H. dulcis* litter showed faster decomposition than native litter. The abundance of invertebrates was higher in the *H. dulcis*. However, the richness of invertebrates was higher in spring and the diversity and equitability was higher in native litter. We conclude that the presence of *H. dulcis* in riparian vegetation changes the functioning of streams affecting and modifying the dynamics of allochthonous organic matter and the availability of organic vegetal resources to aquatic communities.

Keywords: Exotic Species. Biological Invasion. Atlantic Forest. Decomposition. Dynamics of Organic Matter.

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral

Figura 1 - *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae): (A) aspecto geral; (B) caule; (C) folhas e flores e (D) frutos (setas vermelhas) e pseudofrutos (setas amarelas).....17

Figura 2 - Representação dos principais processos e funções da zona ripária de riachos.....18

Figura 3 - Etapas do processo de decomposição de detritos vegetais (e.g. folhas) em riachos20

Capítulo 1

Fig. 1. Fluxograma das hipóteses deste estudo.....39

Fig. 2. Localização geográfica do remanescente florestal e dos três riachos subtropicais estudados na região sul do Brasil.....40

Fig. 3. Aporte mensal de matéria orgânica (média±erro padrão) nativa e de *Hovenia dulcis* nos três riachos subtropicais estudados durante um ano. (A) Riacho PM; (B) Riacho BO; (C) Riacho SC; (D) Aporte de matéria orgânica (média±erro padrão) dos três riachos subtropicais estudados e pluviosidade observada durante o experimento. ("J" inicial: julho de 2016).....43

Fig. 4. Peso Remanescente (%) (média±erro padrão) de espécies nativas e de *Hovenia dulcis* nos três riachos subtropicais estudados durante a primavera e o outono. Símbolos sólidos se referem a malha fina e símbolos vazados representam malha grossa.....45

Fig. 5. Valores médios ($\pm$ erro padrão) da (A) abundância de invertebrados, (B) riqueza rarefeita, (C) Índice de Diversidade de Shannon-Weaver, (D) Índice de Equitabilidade de Pielou, (E) abundância de *Phylloicus* sp. e (F) abundância de Leptoceridae observados nos três riachos subtropicais estudados durante os experimentos de decomposição realizados na primavera/2016 e outubro/2017.....46

Fig. 6. Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) baseada na composição taxonômica de invertebrados amostrados nos experimentos de decomposição. (A) Riachos (PM, SC, BO) e (B) Estações (primavera e outono).....47

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Caracterização estrutural e química dos detritos nativos e de *Hovenia dulcis* (média±erro padrão). (*) Teste t da variação de cada característica em relação aos tipos de detritos. Valores assinalados com (**) são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$).....44

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.1 Introdução de Espécies Exóticas.....	15
1.1.1 <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (Rhamnaceae).....	16
1.2 Funcionamento de Riachos.....	17
1.2.1 Dinâmica de Matéria Orgânica.....	19
1.2.2 Qualidade Nutricional e Decomposição dos Detritos Vegetais.....	20
1.2.3 Micro-organismos e Invertebrados Associados a Decomposição.....	21
1.3 Impactos de Espécies Exóticas sobre o Funcionamento de Riachos.....	22
1.3.1 Impactos sobre a Dinâmica de Matéria Orgânica.....	23
1.3.2 Impactos sobre a Decomposição de Detritos e Comunidade de Invertebrados Aquáticos.....	24
1.4 Objetivos da Dissertação	25
REFERÊNCIAS.....	26
2. CAPÍTULO I: A invasão de <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (Rhamnaceae) em zonas ripárias altera o funcionamento de riachos subtropicais.....	35
Resumo.....	35
Introdução.....	35
Material e Métodos.....	39
Área de Estudo.....	39
Aporte de Matéria Orgânica nos Riachos.....	40
Taxas de Decomposição	41
Fauna de Invertebrados Associados.....	42
Análise dos Dados.....	42
Resultados.....	43
Dinâmica de Matéria Orgânica.....	43
Taxas de Decomposição.....	44
Fauna de Invertebrados Associados.....	45
Discussão.....	48
Dinâmica de Matéria Orgânica.....	48
Taxas de Decomposição	49
Fauna de Invertebrados Associados.....	49

Considerações Finais.....	51
Referências.....	52
Material Suplementar.....	59
 3. CONCLUSÃO GERAL.....	 74

APRESENTAÇÃO

Nesta dissertação foram abordados aspectos gerais sobre o impacto de espécies arbóreas exóticas no funcionamento de pequenos riachos. A espécie alvo deste estudo é *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) que, além de exótica, possui alta capacidade invasiva em remanescentes florestais nativos. Diversos estudos relatam a ocorrência e invasão de *H. dulcis* em fragmentados florestais nativos no sul do Brasil, inclusive em Unidades de Conservação. Historicamente, estudos ecológicos sustentam que espécies exóticas podem causar impactos negativos e de diferentes intensidades sobre os ecossistemas. Pouco se sabe, porém, a respeito dos impactos sobre o funcionamento de riachos causados pela presença de *H. dulcis* em zonas ripárias. Assim, o objetivo geral desta dissertação foi compreender o efeito da presença dessa espécie exótica em zonas ripárias de pequenos riachos sobre o funcionamento destes ecossistemas.

Inicialmente, é apresentada uma Introdução Geral, onde são abordados conceitos gerais sobre ecologia, invasões biológicas e funcionamento de riachos. Em seguida, é apresentado um capítulo, em forma de manuscrito científico, intitulado "**A invasão de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) em zonas ripárias altera o funcionamento de riachos subtropicais**". Neste estudo, foram avaliados os impactos de *H. dulcis* sobre o funcionamento de riachos, especificamente sobre a dinâmica de matéria orgânica, decomposição de detritos vegetais e comunidades de invertebrados aquáticos. As principais conclusões foram que i) a presença de *H. dulcis* na vegetação ripária altera a dinâmica de matéria orgânica nos riachos, ii) os detritos de *H. dulcis* se decompõem rapidamente dentro dos riachos em comparação aos detritos de espécies nativas e iii) os invertebrados associados aos detritos de *H. dulcis* são mais abundantes, porém apresentaram menor diversidade em comparação às espécies nativas. Este manuscrito será submetido ao periódico *Biological Invasions* e alguns detalhes da formatação (e.g. figuras, citações e listas de referências) já se encontram de acordo com as normas do referido periódico. Por fim, é apresentada uma Conclusão Geral, onde são abordadas as principais conclusões deste estudo além de propostas de manejo da espécie, gestão de áreas impactadas e perspectivas de novos estudos.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Introdução de Espécies Exóticas

Invasão biológica ocorre quando uma espécie adquire vantagens competitivas e se prolifera rapidamente em um determinado local, conquistando novas áreas dentro do ecossistema receptor e se torna, posteriormente, uma população dominante (VÁLERY et al., 2008). O uso de termos relacionados a invasões biológicas são por vezes confusos (RICHARDSON et al., 2000). Assim, uma espécie é denominada *exótica* quando se estabelece fora de seus limites naturais por ação antrópica, e *invasora* quando, a partir do ponto de introdução, se espalha e se torna abundante no novo ecossistema (RICHARDSON et al., 2000; KOLAR e LODGE, 2001).

A introdução de espécies vem alterando fortemente o mundo natural, ameaçando a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, afetando a saúde humana e gerando grandes prejuízos econômicos (GUREVITCH et al., 2011). A preocupação com a introdução de espécies exóticas é tão relevante a nível governamental que o Estado do Rio Grande do Sul publicou, recentemente, a Resolução CONSEMA nº 369/2017 que estabelece normas gerais para a implantação de um Programa Estadual de controle de espécies exóticas invasoras (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Por isso, entender de que forma as espécies exóticas afetam as espécies nativas e os ecossistemas são um dos grandes temas de estudos ecológicos atualmente (SUTHERLAND et al., 2013). Neste sentido, nas últimas décadas, é observado um aumento acentuado no número de estudos com espécies exóticas, especialmente plantas e peixes, tanto a nível global quanto no Brasil (FREHSE et al., 2012).

O sucesso de estabelecimento de espécies exóticas é normalmente pequeno (estima-se que apenas 5% das espécies exóticas se estabeleçam), porém, uma vez estabelecidas, normalmente causam alterações nos ecossistemas (e.g. extinção de espécies) (RICKLEFS e RELYEA, 2016). Recentemente, por exemplo, estudos propuseram uma classificação dos impactos ambientais (ca. 12 categorias) e socioeconômicos (ca. 6 categorias) gerados pela introdução de espécies exóticas (KUMSCHICK et al., 2012; BLACKBURN et al., 2014). Num contexto ecológico, as espécies exóticas são, geralmente, consideradas "*ruins*" e espécies nativas são consideradas "*boas*" (SIMBERLLOF, 2013). Embora comum, esta avaliação se mostra equivocada, pois a introdução de espécies exóticas pode ou não causar impactos ecossistêmicos e socioeconômicos, e estes impactos podem ser positivos e/ou negativos e com diferentes níveis de intensidade (KUMSCHICK et al., 2012). Por exemplo, *Pinus* sp. é amplamente cultivado em muitas partes do mundo para exploração industrial (impacto

socioeconômico positivo), contribuindo, assim, com a manutenção e conservação de espécies arbóreas nativas que não são removidas (impacto ecossistêmico positivo) (SIMBERLOFF et al., 2013). Quando cultivado, entretanto, em zonas ripárias, *Pinus* sp. torna a decomposição de detritos mais lenta e é pouco consumido pelas comunidades de invertebrados aquáticos (impacto ecossistêmico negativo) (ALBARIÑO e BALSEIRO, 2002; MARTINÉZ et al., 2013).

Os impactos causados por espécies exóticas dependem das características intrínsecas das próprias espécies (e.g. forma de vida) e do contexto ambiental (e.g. ambientes com elevada integridade ambiental ou degradados) (PIŠEK et al., 2012). O estudo de Hejda et al. (2009), por exemplo, demonstrou a diminuição da diversidade e equitabilidade de comunidades vegetais em decorrência da invasão de espécies exóticas vegetais. Pišek et al. (2012), numa meta-análise, demonstraram que espécies exóticas de plantas anemofílicas causavam mais impacto do que espécies exóticas com outras formas de polinização. Ainda, Dechoum et al. (2015) e Lazzarin et al. (2015) sustentam que fragmentos florestais em estágios sucessionais iniciais (i.e. maior abertura de dossel), com menor diversidade e ausência de estruturação da comunidade são mais suscetíveis a invasão de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae).

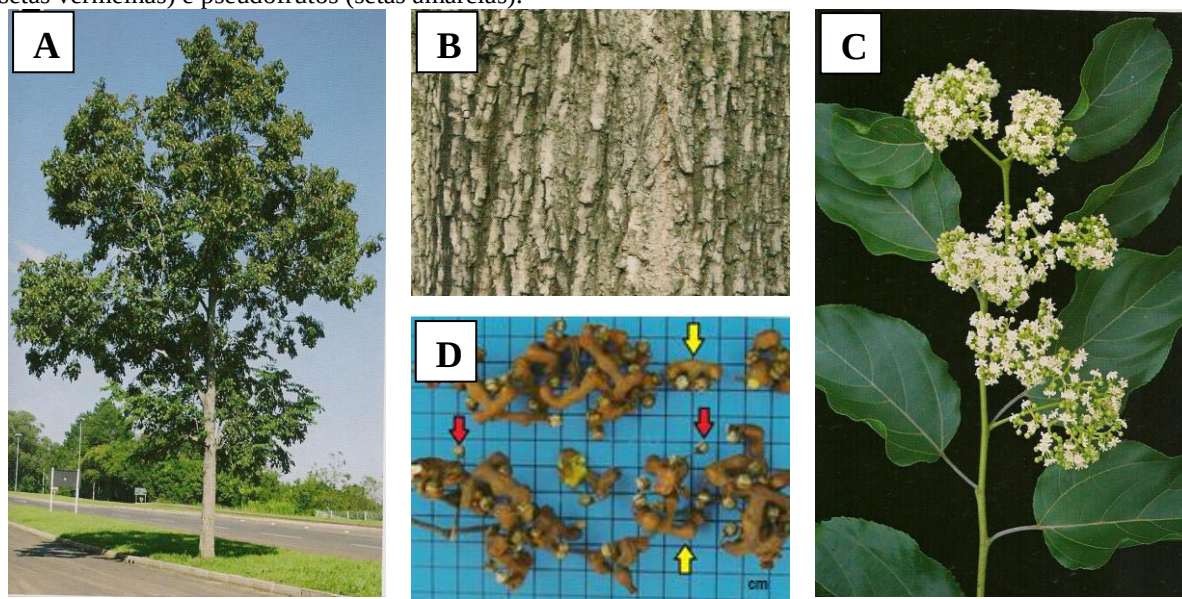
1.1.1 *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae)

A espécie *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) é originária da Ásia (CARVALHO et al., 1994). Além de exótica, *H. dulcis* é considerada uma espécie com alta capacidade invasiva em remanescentes florestais nativos (DECHOUM et al., 2015; LAZZARIN et al., 2015) homogeneizando as comunidades vegetais nos locais onde se estabelece. Adicionalmente, as folhas e os pseudofrutos de *H. dulcis* possuem atividade alelopática negativa (WANDSCHEER et al., 2011). Além disso, seus pseudofrutos são adocicados e apreciados pela fauna e, com isso, as sementes de *H. dulcis* são amplamente dispersas por mamíferos e aves (SCHUMACHER et al., 2008a; GIARETTA et al., 2013; DE LIMA et al., 2015). Entretanto, sabe-se pouco a respeito do efeito de *H. dulcis* sobre os ambientes aquáticos, sobretudo sobre as comunidades aquáticas e os processos que mantêm estas comunidades.

A descrição botânica de *H. dulcis* (Figura 1) feita a seguir, é baseada em Carvalho et al. (1994), Lorenzi et al. (2003) e Lim et al. (2013). Considerada de médio à grande porte, os indivíduos adultos podem atingir, em média, cerca de 10 a 15 m de altura e apresentar diâmetro à altura do peito entre 20 e 40 cm (Figura 1A). O tronco é, normalmente, reto e cilíndrico com ramificação do tipo dicotômica com copa aberta e arredondada (ramos pubescentes quando jovens). Possui casca lisa e levemente fissurada de coloração pardo/cinza escura (externamente)

e esbranquiçada (internamente) (Figura 1B). As folhas (10 a 15 cm de comprimento e entre 7 e 12 cm de largura) são simples, alternas, ovadas e com ápice agudo, margens serrilhadas e base arredondada (Figura 1C). A espécie é decídua, com período de queda foliar ocorrendo normalmente de abril a agosto. As flores são dispostas em inflorescências de panículas terminais e axilares, são hermafroditas, pequenas, branco-esverdeadas e numerosas (Figura 1C). Os ramos das inflorescências se intumescem e tornam-se suculentos, de cor marrom e são comestíveis (sabor agri-doce) (Figura 1D). Na extremidade destas estruturas, formam-se os frutos verdadeiros, que são uma pequena cápsula globosa seca, contendo 2 a 4 sementes (Figura 1D). As sementes são duras, achatadas e de coloração vermelha-alaranjada (tamanho: de 4 mm a 8 mm de diâmetro). A dispersão das sementes é zoocórica (i.e. aves e mamíferos). A polinização é feita especialmente por insetos (e.g. *Apis mellifera* L. 1758). A floração acontece normalmente entre os meses de agosto e fevereiro e os frutos tornam-se maduros entre os meses de março a outubro.

Figura 1 - *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae): (A) aspecto geral; (B) caule; (C) folhas e flores e (D) frutos (setas vermelhas) e pseudofrutos (setas amarelas).



Fonte: Adaptado de Lorenzi et al. (2003).

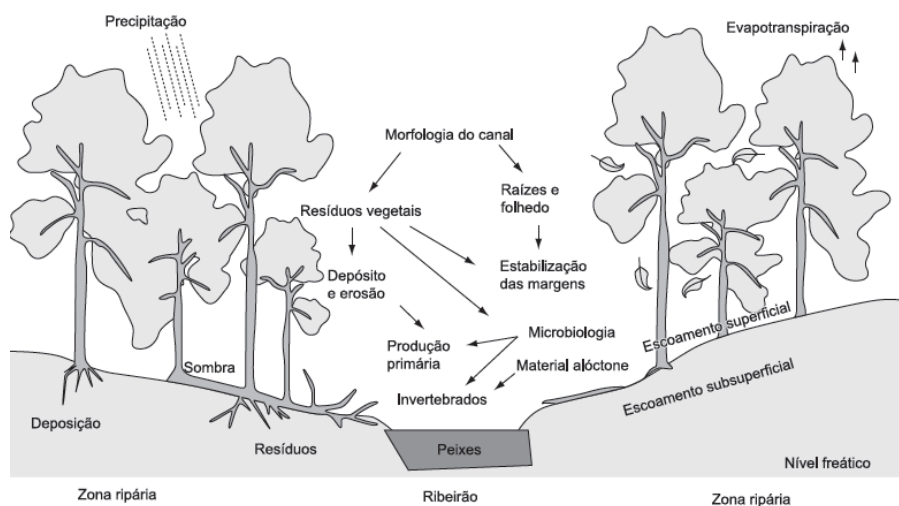
1.2 Funcionamento de Riachos

O conceito do Rio *Continuum* proposto por Vannote et al. (1980) sustenta que o funcionamento dos ecossistemas lóticos está fundamentalmente associado ao metabolismo do ecossistema (i.e. sistema autotrófico ou heterotrófico). Nestes ambientes existem duas fontes de energia: a produtividade primária, originada dos organismos autotróficos das comunidades existentes no riacho (i.e. matéria orgânica autóctone) e a produtividade secundária, que é

oriunda da vegetação ripária (i.e. matéria orgânica alóctone) (TUNDISI e TUNDISI, 2008; TANK et al., 2010). Neste caso, o tamanho do riacho e da vegetação ripária determinam a importância relativa de cada uma das fontes de energia e o tipo de metabolismo do sistema (VANNOTE et al., 1980). Assim, riachos florestados pequenos e sombreados são essencialmente heterotróficos (produção primária existente, mas menor) e gradualmente se transformam em ecossistemas autotróficos pelo aumento da largura do leito do riacho e elevação da incidência de radiação solar (aumento a produtividade primária) (VANNOTE et al., 1980; NERES-LIMA et al., 2017).

A zona ripária é considerada uma área de ecótono entre os ambientes terrestres e aquáticos (TUNDISI e TUNDISI, 2010) onde existe uma constante e intensa troca energética entre estes ecossistemas (CUMMINS, 2002). Além disso, a zona ripária desempenha uma série de funções físicas e ecológicas (e.g. formação de corredores ecológicos, aporte de matéria orgânica alóctone, filtragem de nutrientes) (NAIMAN e DÉCAMP, 1997) (Figura 2). Em pequenos riachos, o aporte de matéria orgânica alóctone é fundamental para a manutenção das comunidades aquáticas (ABELHO, 2001). Uma vez dentro dos riachos, os detritos vegetais são decompostos (e.g. transformados em compostos inorgânicos) e incorporados na cadeia trófica (consumidos por micro-organismos e invertebrados) (ABELHO, 2001; CUMMINS, 2002; GRAÇA et al., 2015). Por isso, o funcionamento de riachos está diretamente relacionado com i) aporte de matéria orgânica oriunda da vegetação ripária (fonte de energia) (REZENDE et al., 2017); ii) a decomposição dos detritos vegetais (ciclagem de nutrientes) (CHAUVET et al., 2016) e iii) a estrutura e composição das comunidades aquáticas (base das cadeias alimentares) responsáveis pela incorporação da energia nestes ambientes (WALLACE e WEBSTER, 1996).

Figura 2 - Representação dos principais processos e funções da zona ripária de riachos.



Fonte: Adaptado de Tundisi e Tundisi (2010).

1.2.1 Dinâmica de Matéria Orgânica

Em pequenos riachos florestados, a matéria orgânica alóctone oriunda da vegetação ripária é composta por folhas (entre 60% e 80% do total), galhos (cerca de 30%) e material reprodutivo (e.g. flores e frutos) (FRANÇA et al., 2009; GONÇALVES e CALLISTO, 2013; GONÇALVES et al., 2014a). O aporte de matéria orgânica em riachos está relacionado a uma série de fatores, tais como estrutura e composição da vegetação ripária (REZENDE et al., 2017) e variações climáticas sazonais, como os índices de pluviosidade (DICK et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016; TONIN et al., 2017).

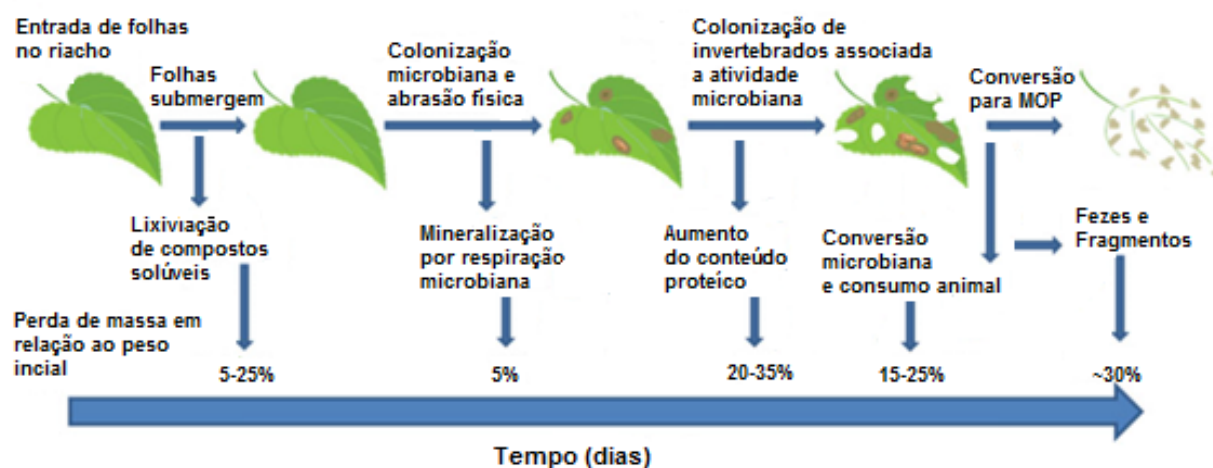
A estrutura e composição da vegetação ripária influenciam na dinâmica de matéria orgânica destes ambientes (FRANÇA et al., 2009; GONÇALVES et al., 2014a). Algumas espécies apresentam dominância na vegetação ripária e contribuem de maneira mais significativa em termos de biomassa vegetal do que outras (GONÇALVES et al., 2006a; GONÇALVES e CALLISTO, 2013). Além disso, algumas espécies vegetais contribuem com a entrada de matéria orgânica em diferentes períodos (fenologia específica) e, devido a elevada diversidade de espécies ripárias pode ocorrer uma entrada de energia constante ("sempre presente") nos ecossistemas aquáticos durante o ano (FRANÇA et al., 2009; GONÇALVES et al., 2014a; LISBOA et al., 2015).

A pluviosidade é o principal fator climático que afeta a dinâmica e entrada de matéria orgânica em riachos brasileiros (TONIN et al., 2017). A influência da pluviosidade, porém, varia regionalmente podendo estar positiva (DICK et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016) ou negativamente (GONÇALVES et al., 2014a) relacionada ao aporte de matéria orgânica nos riachos. Em clima tropical (e.g. cerrado), onde ocorrem invernos secos e verões úmidos, a entrada de matéria orgânica é mais elevada durante a estação seca (GONÇALVES et al., 2014a). Possivelmente, este processo é uma estratégia contra a dissecação e perda de água pelas folhas nestas regiões. Em regiões de clima subtropical, por outro lado, o regime pluviométrico é relativamente bem distribuído durante o ano, aumentando no início da primavera (ALVARES et al., 2013), o que ocasiona um aumento na queda de folhas das árvores. Adicionalmente, no inverno algumas espécies interrompem o seu crescimento vegetal e as folhas antigas são eliminadas visando o aparecimento de novas folhas no período de crescimento (TURCHETTO e FORTES, 2014). Neste sentido, estudos realizados em clima subtropical de Mata Atlântica demonstram que a queda de folhas é maior nos meses que compreendem o final do inverno e primavera (TURCHETTO e FORTES, 2014; DICK et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016).

1.2.2 Qualidade Nutricional e Decomposição dos Detritos Vegetais

A entrada de matéria orgânica é fundamental para a manutenção das comunidades aquáticas, que são influenciadas pela disponibilidade (MENÉNDEZ et al., 2013), pela qualidade nutricional (GRAÇA e CRESSA, 2010; KÖNIG et al., 2014) e pela diversidade de detritos vegetais (SANPERA-CALBET et al., 2009). Uma vez dentro do corpo hídrico, os detritos vegetais passam por uma combinação de processos químicos, físicos e biológicos que resultam na redução do seu tamanho, na sua transformação e incorporação na cadeia trófica (WEBSTER e BENFIELD, 1986) (Figura 3). Essa alteração da matéria orgânica particulada grossa (MOPG; partículas >1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF; partículas entre 0,45 µm e 1 mm) (TANK et al., 2010) e em compostos inorgânicos (GRAÇA, 1993) é um processo chave para a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (GRAÇA et al., 2015). Na decomposição, inicialmente, ocorre lixiviação de compostos solúveis (e.g. carboidratos, aminoácidos, proteínas e alguns lipídeos) onde são perdidos entre 10 e 30% da massa foliar inicial (GONÇALVES et al., 2014b; RICKLEFS e RELYEA, 2016). Depois, ocorre a colonização por parte dos micro-organismos (condicionamento), e posteriormente, a colonização de invertebrados aquáticos (GRAÇA, 2001).

Figura 3 - Etapas do processo de decomposição de detritos vegetais (e.g. folhas) em riachos.



Fonte: Adaptado de Carstens et al. (2012).

O processo de decomposição dos detritos vegetais está diretamente relacionado às características químicas e estruturais das espécies. Dentre as principais características químicas que influenciam o processo de decomposição estão as concentrações de nitrogênio (CANHOTO e GRAÇA, 1996), carbono (ARDÓN e PRINGLE, 2008), lignina, celulose (ARDÓN et al., 2009) e as concentrações de polifenóis totais e taninos (TONIN et al., 2014a; KÖNIG et al.,

2014). Em adição, é relatada a importância de alguns macronutrientes como cálcio, magnésio e potássio (TONIN et al., 2014b). Como características estruturais influentes no processo de decomposição, destacam-se a dureza (i.e. tenacidade do tecido vegetal) (GONÇALVES et al., 2007; BIASI et al., 2016) e a área foliar específica (CORNELISSEN et al., 1999).

Não existe um consenso de quais características são mais importantes para o processo de decomposição ou quais características aumentam a qualidade nutricional e a palatabilidade dos detritos vegetais, uma vez que os estudos demonstram resultados contrastantes (CANHOTO e GRAÇA, 1996; GONÇALVES et al., 2007; ARDÓN e PRINGLE, 2008; BIASI et al., 2016). De maneira geral, detritos com maiores concentrações de nitrogênio (e menor relação C:N), menores concentrações de lignina e celulose (menor dureza), além de menores concentrações de taninos e polifenóis apresentam uma maior qualidade nutricional (CANHOTO e GRAÇA, 1996; GONÇALVES et al., 2007; ARDÓN e PRINGLE, 2008; ARDÓN et al., 2009; KÖNIG et al., 2014; TONIN et al., 2014a; BIASI et al., 2016). Isso resulta numa maior palatabilidade para a colonização e consumo por parte dos micro-organismos e invertebrados aquáticos e, por isso, estes detritos apresentam decomposição mais acelerada (KÖNIG et al., 2014; BIASI et al., 2016).

1.2.3 Micro-organismos e Invertebrados Associados à Decomposição

Nos riachos, os detritos vegetais são colonizados e consumidos por micro-organismos e invertebrados aquáticos (GRAÇA, 2001; GRAÇA et al., 2015). Os micro-organismos (i.e. bactérias e fungos) degradam a estrutura do tecido foliar ao secretarem exoenzimas sobre o detrito (TAYLOR e ANDRUSHCHENKO, 2014; RICHLEFS e RELYEA, 2016). Os hifomicetos aquáticos são considerados os principais micro-organismos decompositores de detritos foliares (ABELHO, 2001). Sua atividade pode ser influenciada por diversos fatores (mas, não necessariamente limitada por eles) tais como: textura e qualidade nutricional dos detritos foliares, quantidade de nutrientes dissolvidos, temperatura e disponibilidade de oxigênio da água e interações bióticas com outros decompositores (ABELHO, 2001; MEDEIROS et al., 2015; KUEHN, 2016). A atividade destes fungos (denominada de “condicionamento microbiano”), decompõe os detritos vegetais parcialmente, tornando-os mais ricos nutricionalmente (e.g. aumento das quantidades de nitrogênio) e palatáveis para o consumo dos invertebrados fragmentadores (GRAÇA, 2001; TONIN et al., 2014b; BIASI et al., 2016).

A atividade de fragmentadores acelera o processo de decomposição foliar nos riachos (YULE et al., 2009; BIASI et al., 2016). Os fragmentadores consomem diretamente as folhas

(TAYLOR e ANDRUSHCHENKO, 2014) e influenciam no metabolismo microbiano, pois a fragmentação das folhas produz partículas de matéria orgânica menores com área de superfície maior, facilitando a colonização (BEGON et al., 2007; RINCÓN e COVICH, 2014). A contribuição dos fragmentadores no processo de decomposição varia entre riachos de clima temperado (abundantes) (GONÇALVES et al., 2006b; TAYLOR e ANDRUSHCHENKO, 2014; TAYLOR e CHAUVET, 2014), tropical (abundância variável e por vezes escassos) (LI et al., 2009; YULE et al., 2009; BOYERO et al., 2012) e subtropical (abundantes) (TONIN et al., 2014a; TONELLO et al., 2016). A atividade dos fragmentadores converte a MOPG em MOPF (GRAÇA, 2001) e o material resultante desta transformação é recurso alimentar para outros invertebrados aquáticos (GRAÇA, 1993). Além de fragmentadores, os invertebrados aquáticos apresentam diferentes hábitos alimentares, refletindo em diversos grupos tróficos funcionais (GRAÇA, 2001; GONÇALVES et al., 2012a; RAMÍREZ e GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014). Filtradores consomem biofilme, algas e/ou MOPF suspensas na coluna de água, raspadores consomem algas perifíticas aderidas ao substrato e coletores consomem algas e MOPF acumuladas sobre o substrato, enquanto os predadores consomem larvas de organismos aquáticos (GRAÇA, 2001, RAMÍREZ e GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

1.3 Impacto das Espécies Exóticas sobre o Funcionamento de Riachos

Os ecossistemas aquáticos de água doce podem ser impactados pela invasão de espécies exóticas, que são introduzidas intencional ou acidentalmente (STRAYER et al., 2010). Nas últimas décadas, um número elevado de estudos demonstra que a presença de algumas espécies exóticas (e.g. *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp. e *Platanus* sp.) na vegetação ripária vem impactando o funcionamento de riachos (ABELHO e GRAÇA, 1996; ALBARIÑO e BALSEIRO, 2002; BÄRLOCHER e GRAÇA, 2002; MARTÍNEZ et al., 2013; MENÉNDEZ et al., 2013; TONELLO et al., 2014; FERREIRA et al., 2015). Além disso, a invasão de remanescentes florestais nativos por *H. dulcis*, entre elas zonas ripárias no Brasil (KÖNIG et al., 2014), tem sido relatado consistentemente em diversos estudos (ZENNI e ZILLER, 2011; DECHOUM et al., 2015; LAZARRIN et al., 2015; PADILHA et al., 2015). Entretanto, apenas o estudo de König et al. (2014) aborda os impactos causados por *H. dulcis* sobre o funcionamento de riachos.

1.3.1 Impactos sobre a Dinâmica de Matéria Orgânica

A vegetação ripária nativa em Mata Atlântica é composta por espécies com períodos de queda de folhas distintos (e.g. espécies perenes perdem folhas de forma constante e durante o ano todo enquanto espécies decíduas perdem a maior parte de suas folhas em determinado período do ano) (IBGE, 2012; GONÇALVES et al., 2014a). Devido à diversidade de espécies vegetais que compõem a vegetação ripária neste bioma, existe um constante aporte de matéria orgânica entrando nos riachos, o que garante o suprimento de energia alóctone que sustenta estes ambientes (GONÇALVES et al., 2014a; LISBOA et al., 2015). Por isso, a homogeneização da vegetação ripária pela implantação de monoculturas arbóreas (e.g. *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.) ou invasão de espécies exóticas (e.g. *H. dulcis*) pode ter um grande impacto sobre a dinâmica de matéria orgânica.

Com crescimento rápido e madeira de qualidade para a exploração industrial, *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. são amplamente cultivados no Brasil em plantios de monoculturas (JUVENAL e MATTOS, 2002). Ambas as espécies apresentam período de queda de folhas restrito a alguns períodos do ano (SCHUMACHER, 2008b; VIERA e SCHUMACHER, 2010; CORRÊA et al., 2013; VIERA et al., 2014). *Pinus* sp. exibe maior queda de acículas durante os meses de inverno e outono (possivelmente para evitar a perda de água nestes períodos de déficit hídrico) (SCHUMACHER, 2008b; VIERA e SCHUMACHER, 2010). *Eucalyptus* sp., por outro lado, apresenta queda de folhas mais elevada durante o verão e primavera (evita a perda de água por evapotranspiração devido ao aumento de temperatura) (CORRÊA et al., 2013; VIERA et al., 2014).

A espécie *H. dulcis* tem distribuição relativamente comum nos remanescentes florestais nativos do sul do Brasil (DECHOUM et al., 2015; LAZZARIN et al., 2015; PADILHA et al., 2015). Devido a sua elevada capacidade invasiva nos remanescentes florestais (DECHOUM et al., 2015; LAZZARIN et al., 2015) a espécie tende a homogeneizar e dominar a comunidade vegetal. Esta espécie, porém, apresenta período de queda de folhas bastante específico (normalmente de abril a agosto) (SCHUMACHER et al., 2008a). Neste contexto, a substituição da vegetação ripária nativa (elevada diversidade e períodos de queda de folhas distintos) por espécies exóticas (diminuição drástica da diversidade e queda de folhas restrita a curtos períodos) pode alterar a dinâmica de matéria orgânica nos riachos, gerando graves impactos na ciclagem de nutrientes (decomposição de detritos) e na estrutura e composição das comunidades aquáticas.

1.3.2 Impactos sobre a Decomposição de Detritos e Comunidades de Invertebrados Aquáticos

Espécies exóticas podem impactar o processo de decomposição através do efeito da qualidade nutricional dos detritos vegetais sobre as comunidades aquáticas. Estudos sugerem que algumas espécies exóticas fornecem detritos de baixa qualidade nutricional e que se decompõem lentamente devido as altas concentrações de lignina e celulose (i.e. *Pinus* sp. e *Platanus* sp.) (CASAS et al., 2013; KÖNIG et al., 2014), taninos e polifenóis (i.e. *Eucalyptus* sp.) (HEPP et al., 2009; TONIN et al., 2014a), além de baixas concentrações de nitrogênio (elevada razão C:N) e elevada dureza (i.e. *Pinus* sp.) (CASAS et al., 2013; MARTÍNEZ et al., 2013) de suas folhas. Assim, a qualidade nutricional determina as taxas de decomposição: *Pinus* sp., por exemplo, apresentou decomposição de 2 a 3 vezes mais lenta se comparado a espécies nativas de melhor qualidade nutricional (ALBARIÑO e BALSEIRO, 2002; MARTÍNEZ et al., 2013). Por outro lado, *Platanus* sp. e *Eucalyptus* sp. apresentaram taxas de decomposição maiores que espécies nativas de baixa qualidade nutricional nos estudos de Gonçalves et al. (2012a), König et al. (2014) e Tonin et al. (2014a). Ambas as espécies, entretanto, tiveram menor taxa de decomposição quando comparadas a espécies nativas de maior qualidade nutricional (HEPP et al., 2008; HEPP et al., 2009; KÖNIG et al., 2014). Isso sustenta que, em termos de decomposição, a qualidade nutricional dos detritos vegetais é mais importante do que a sua origem (i.e. nativa ou exótica). Neste contexto, *H. dulcis* possui detritos vegetais com elevadas concentrações de nitrogênio e baixas concentrações de lignina, celulose e taninos, apresentando uma decomposição rápida em riachos (KÖNIG et al., 2014).

A qualidade nutricional dos detritos vegetais varia amplamente entre as espécies vegetais nativas e exóticas (GOING e DUDLEY, 2008; MEDINA-VILLAR et al., 2015). Os impactos da introdução de espécies exóticas sobre as comunidades aquáticas afetam tanto os hifomicetos quanto os invertebrados aquáticos. O estudo de Bärlocher e Graça (2002) demonstrou uma diminuição da diversidade e da equitabilidade na comunidade de hifomicetos aquáticos em riachos cuja vegetação ripária é composta por *Eucalyptus* sp. Com relação aos invertebrados aquáticos são relatados a diminuição da abundância (KÖNIG et al. 2014), riqueza (TONELLO et al., 2014), biomassa (ALBARIÑO e BALSEIRO, 2002; TONIN et al., 2014a) e sobrevivência de invertebrados (GOING e DUDLEY et al., 2008) associados a detritos vegetais de espécies exóticas de baixa qualidade nutricional. Estes impactos podem afetar também aspectos funcionais das comunidades, sendo observado diminuição na abundância de fragmentadores, filtradores e predadores associados a detritos exóticos (GONÇALVES et al., 2012b; TONIN et al., 2014a).

1.4 Objetivos da Dissertação

O objetivo geral desta dissertação é compreender o efeito da presença de *H. dulcis* em zonas ripárias de pequenos riachos sobre o funcionamento destes ecossistemas. Além disso, buscamos i) avaliar o efeito da presença de *H. dulcis* na vegetação ripária sobre a dinâmica de matéria orgânica de pequenos riachos; ii) comparar o processo de decomposição de detritos nativos e de *H. dulcis* em pequenos riachos e iii) verificar o efeito da qualidade, diversidade e disponibilidade de recursos vegetais nativos e exóticos sobre a comunidade de invertebrados aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ABELHO, M.; GRAÇA, M.A.S. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. **Hydrobiologia**. v. 324, p. 195–204, 1996.
- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**. v. 1, p.656-680, 2001.
- ALBARIÑO, R.J.; BALSEIRO, E.G. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. v.12, p. 181–192, 2002.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v.22, p.711–728, 2013.
- ARDÓN, M.; PRINGLE, C.M. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? **Oecologia**. v.155, p.311–323, 2008.
- ARDÓN, M.; PRINGLE, C.M.; EGGERT, S.L. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical versus temperate streams? Importance of using standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. **Journal of the North American Benthological Society**. v.28, p. 440–453, 2009.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M.A.S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**. v. 47, p. 1123–1135, 2002.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de Indivíduos a Ecosystemas**. 4ed. Porto Alegre: Artmed. 752 p. 2007.
- BIASI, C.; CEREZER, C.; SANTOS, S. Biological colonization and leaf decomposition in a subtropical stream. **Ecología Austral**. v.26, p.189-199, 2016.
- BLACKBURN, T.M.; ESSL, F.; EVANS, T.; HULME, P.E.; JESCHKE, J.M.; KÜHN, I.; KUMSCHICK, S.; MARKOVÁ, Z.; MRUGAŁA, A.; NENTWIG, W.; PERGL, J.; PYŠEK, P.; RABITSCH, W.; RICCIARDI, A.; RICHARDSON, D.M.; SENDEK, A.; VILÁ, M.; WILSON, J.R.U.; WINTER, M.; GENOVESI, P.; BACHER, S. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. **PLoS Biology**. v.12, p.1-12, 2014.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G.; DUDGEON, D.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M.A.S.; GESSNER, M.O.; BOULTON, A.J.; CHAUVET, E.; YULE, C.M.; ALBARIÑO, R.J.; RAMÍREZ, A.; HELSON, J.E.; CALLISTO, M.; ARUNACHALAM, M.; CHARÁ, J.; FIGUEROA, R.; MATHOOKO, J.M.; GONÇALVES, J.F.; MORETTI, M.S.; CHARÁ-SERNA, A.M.; DAVIES, J.N.; ENCALADA, A.; LAMOTHE, S.; BURIA, L.M.; CASTELA, J.; CORNEJO, A.; LI, A.O.Y.; M'ERIMBA, C.; VILLANUEVA, V.D.; ZÚÑIGA, M.C.; SWAN, C.M.; BARMUTA, L.A. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecology and Biogeography**. v. 21, p. 134-141, 2012.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M.A.S. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiologia**. v.333, p.79-85, 1996.

CAPELLESSO, E.S.; SCROVONSKI, K.L.; ZANIN, E.M.; HEPP, L.U.; BAYER, C.; SAUSEN, T.L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter–soil interactions. **Acta Botanica Brasilica**. v.30, p.329-335, 2016.

CARVALHO, P.E.R. **Circular Técnica: Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg)**. Curitiba: EMBRAPA-CNPq, n.20, 16p., 1994.

CARSTENS, K.; ANDERSON, J.; BACHMAN, P.; DE SCHRIJVER, A.; DVELY, G.; FEDERICI, B.; HAMER, M.; GIELKENS, M.; JENSEN, P.; LAMP, W.; RAUSCHEN, S.; RIDLEY, G.; ROMEIS, J.; WAGGONER, A. Genetically modified crops and aquatic ecosystems: considerations for environmental risk assessment and non-target organism testing. **Transgenic Research**. v.21, p.813–842, 2012.

CASAS, J.J.; LARRAÑAGA, A.; MENÉNDEZ, M.; POZO, J.; BASAGUREN, A.; MARTÍNEZ, A.; PÉREZ, J.; GONZÁLEZ, J.M.; CASADO, C.; DESCALS, E.; ROBLAS, N.; LOPÉZ-GONZÁLEZ, J.A.; VALENZUELA, J.L. Leaf-litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? **Science of the Total Environment**. v.458-460, p.197-208, 2013.

CHAUVET, E.; FERREIRA, V.; GILLER, P.S.; MC KIE, B.G.; TIEGS, S.D.; WOODWARD, G.; ELOSEGI, A.; DOBSON, M.; FLEITUCH, T.; GRAÇA, M.A.S.; GULIS, V.; HLADYZ, S.; LACOURSIÈRE, J.O.; LECERF, A.; POZO, J. PREDA, E.; RIIPINEN, M.; RÍSNOVEANU, G.; VADINEANU, A.; VOUGHT, L.B.M.; GESSNER, M.O. Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning at local-to-continental scales: insights from the European RivFunction Project. **Advances in Ecological Research**. v. 55, p. 99-182, 2016.

CORNELISSEN, J.H.C.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GRIME, J.P.; MARZANO, B.; CABIDO, M.; VENDRAMINI, F.; CERABOLINI, B. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. **New Phytologist**. v. 143, p.191–200, 1999.

CORRÊA, R.S.; SCHUMACHER, M.V.; MOMOLLI, D.R. Deposição de serapilheira e macronutrientes em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden sobre pastagem natural degradada no Bioma Pampa. **Scientia Forestalis**. v.41, p.65-74, 2013.

- CUMMINS, K.W. Riparian-Stream Linkage Paradigm. **Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. v.28, p. 49-58, 2002.
- DECHOUM, M.S.; CASTELLANI, T.T.; ZALBA, S.M.; REJMÁNEK, M.; PERONI, N.; TAMASHIRO, J. Y. Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Biological Invasions**. v.17, p. 1697–1712, 2015.
- DE LIMA, R. E. M.; Dechoum, M. S.; Castellani, T. T. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Tropical Conservation Science**. v.8, p. 846-862, 2015.
- DICK, G.; D'ÁVILA, M.; SCHUMACHER, M.V. Produção de serapilheira em fragmento de Floresta Estacional Subtropical na região norte do Rio Grande do Sul. **Ecologia e Nutrição Florestal**. v.3, p.01-08, 2015.
- FRANÇA, J.S.; GREGÓRIO, R.S.; DE PAULA, J.D.; GONÇALVES, J.F.; FERREIRA, F.A.; CALLISTO, M. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**. v.60, p. 990–998, 2009.
- FREHSE, F.A.; BRAGA, R.R.; NOCERA, G.A.; VITULE, J.R.S. Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. **Biological Invasions**. v.18, p. 3713–3725, 2016.
- FERREIRA, V.; LARRAÑAGA, A.; GULIS, V.; BASAGUREN, A.; ELOSEGI, A.; GRAÇA, M.A.S.; POZO, J. The effect of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**. v. 335, p. 129–138, 2015.
- GIARETTA, A; HENDGES, C. D.; MAGRI, E. Frugivoria em *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae) no Parque Estadual Fritz Plaumann. **Saúde Meio Ambiente: Revista Interdisciplinar**. v. 3, p. 90-101, 2014.
- GOING, B.M.; DUDLEY, T.L. Invasive riparian plant litter alters aquatic insect growth. **Biological Invasions**. v.10, p. 1041–1051, 2008.
- GONÇALVES, J.F.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v.49, p. 967-973, 2006a.
- GONÇALVES, J.F; GRAÇA, M.A.S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 25, p. 344-355, 2006b.
- 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**. v.52, p.1440–1451, 2007.
- GONÇALVES, J.F.; REZENDE, R.S.; MARTINS, N.M.; GREGÓRIO, R.S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Austral Ecology**. v.37, p. 807–815, 2012a.

GONÇALVES, J.F.; REZENDE, R.S.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. **Marine and Freshwater Research**. v.63, p. 428–439, 2012b.

GONÇALVES, J.F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brazil. **Aquatic Botany**. v.109, p. 8 – 13. 2013.

GONÇALVES, J.F.; REZENDE, R.S.; GREGÓRIO, R.S.; VALENTIN, G.C. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia**. v. 44, p. 40–48, 2014a.

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

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

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

GRAÇA, M.A.S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review of Hydrobiology**. v.95, p.27-41, 2010.

GRAÇA, M.A.S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A. C.; GUERRERO-BOLAÑO, F.; WANTZEN, K.M.; BOYERO, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**. v. 100, p. 1–12, 2015.

GUREVITCH, J.; FOX, G.A.; WARDLE, G.M.; TAUB, D. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. **Ecology Letters**. v. 14, p. 407-418, 2011.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROSÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**. v.97, p. 393–403, 2009.

HEPP, L.U.; BIASI, C.; MILESI, S.V.; VEIGA, F.O.; RESTELLO, R.M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.20, p. 345-350, 2008.

HEPP, L.U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**. v. 23, p. 407-413, 2009.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2ed, 271p. 2012.

JUVENAL, T.L.; MATOS, R.L.G. **O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento**. BNDES Setorial, p.3-30, 2002.

KOLAR, C.S.; LODGE, D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 16, p. 199-204, 2001.

KÖNIG, R.; HEPP, L.U.; SANTOS, S. Colonisation of low - and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologia**. v. 45, p. 61- 68, 2014.

KUEHN, K.A. Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems. **Fungal Ecology**. v. 19, p. 135-154, 2016.

KUMSCHICK, S.; BACHER, S.; DAWSON, W.; HEIKKILÄ, J.; SENDEK, A.; PLUESS, T.; ROBINSON, T.B.; KÜHN, I. A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. **NeoBiota**. v.15, p. 69–100, 2012.

LAZZARIN, L.C.; DA SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; PERIN, J.E.; CRUZ, A.P. Invasão Biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em Fragmentos Florestais na Região do Alto Uruguai, Brasil. **Revista Árvore**. v.39, p. 1007-1017, 2015.

LI, A.O.Y.; NG, L.C.Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences**. v.71, p. 80 – 93, 2009.

LIM, T.K. *Hovenia dulcis*. **Edible medicinal and non-medicinal plants**. Netherlands, Springer, 568–577, 2013.

LISBOA, L.K.; SILVA, A.L.L.; SIEGLOCH, A.E.; GONCALVES, J.F; PETRUCIO, M.M. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**. v.66, p. 674–680, 2015.

LORENZI, H.; DE SOUZA, H. M.; TORRES, M. A.; BACHER, L. B. **Árvores Exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas**. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2003.

MARTÍNEZ, A.; LARRAÑAGA, A.; PÉREZ, J.; BASAGUREN, A.; POZO, J. Leaf-litter quality effects on stream ecosystem functioning: a comparison among five species. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**. v. 183, p. 239–248. 2013.

- MEDEIROS, A.O.; CALLISTO, M.; GRAÇA, M.A.S; FERREIRA, V.; ROSA, C.A.; FRANÇA, J.; ELLER, A.; REZENDE, R.S.; GONÇALVES, J.F. Microbial colonization and litter decomposition in a Cerrado stream is limited by low dissolved nutrient concentration. **Limnetica**. v. 34, p. 283-292, 2015.
- MEDINA-VILLAR, S.; ALONSO, A.; ALDANA, B.R.V.; PÉREZ-CORONA, E.; CASTRO-DÍEZ, P. Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream. **Limnetica**. v. 3, p. 293-310, 2015.
- MENÉNDEZ, M.; DESCALS, E.; RIERA, T.; MOYA, O. Do non-native *Platanus hybrida* riparian plantations affect leaf litter decomposition in streams? **Hydrobiologia**. v. 716, p. 5–20, 2013.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. v. 28, p. 621-658, 1997.
- NERES-LIMA, V., MACHADO-SILVA, F., BAPTISTA, D.F., OLIVEIRA, R., ANDRADE, P. M., OLIVEIRA, A.F., SASADA-SATO, C.Y., SILVA-JÚNIOR, E.F., FEIJÓ-LIMA, R., ANGELINI, R., CAMARGO, P.B.; MOULTON, T.P. Allochthonous and Autochthonous Carbon Flows in Food Webs of Tropical Forest Streams. **Freshwater Biology**. v. 62, p. 1012-1023, 2017.
- PADILHA, D.L.; LOREGIAN, A.C.; BUDKE, J.C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity Conservation**. v.24, p. 2293–2304, 2015.
- PYŠEK, P.; JAROŠIK, V.; HULME, P.E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**. v.18, p.1725-1737, 2012.
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P.E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biología Tropical**. v. 62, p. 155-167, 2014.
- REZENDE, R.S.; SALES, M.A.; HURBATH, F.; ROQUE, N.; GONÇALVES, J.F.; MEDEIROS, A.O. Effect of plant richness on the dynamics of coarse particulate organic matter in a Brazilian Savannah stream. **Limnologia**. v. 63, p. 57–64, 2017.
- RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, P.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**. v.6, p. 93–107, 2000.
- RICKLEFS, R.E.; RELYEA, R. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro:Guanabara Koogan, 7ed. 606p. 2016.
- RINCÓN, J.; COVICH, A. Effects of insect and decapod exclusion and leaf litter species identity on breakdown rates in a tropical headwater stream. **Revista de Biología Tropical**. v. 62, p. 143-154, 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº369/2017. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, RS, 21 dez. 2017.

SANPERA-CALBET, I.; LECERF, A.; CHAUVET, E. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. **Freshwater Biology**. v.54, p.1671 - 1682, 2009.

SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; ILLANA, V.B.; DISSIUTA, S.I.; AGNE, T.L. Biomassa e Nutrientes em um Povoamento de *Hovenia Dulcis* Thunb., Plantado na FEPAGRO Florestas, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, p. 27-37, 2008a.

SCHUMACHER, M.V.; VIERA, M.; WITSCHORECK, R. Produção de Serapilheira e Transferência de Nutrientes em Área de Segunda Rotação com Floresta de *Pinus taeda* L. no Município de Cambará do Sul, RS. **Ciência Florestal**. v.18, p.471-480, 2008b.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHO, E.; PASCAL, M. PYŠEK, P. SOUSA, R. TABACCHI, E.; VILÀ, M. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 28, p.58-66, 2013.

STRAYER, D.L. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. **Freshwater Biology**. v.55, p.152–174, 2010.

SUTHERLAND, W.J.; FRECKLETON, R.P.; GODFRAY, H.C.J.; BEISSINGER, S.R.; BENTON, T.; CAMERON, D.D.; CARMEL, Y.; COOMES, D.A.; COULSON, T.; EMMERSON, M. C.; HAILS, R.S.; HAYS, G.C.; HODGSON, D.J.; HUTCHINGS, M.J.; JOHNSON, D.; JONES, J.P.G.; KEELING, M.J.; KOKKO, H.; KUNIN, W.E.; LAMBIN, X.; LEWIS, O.T.; MALHI, Y.; MIESZKOWSKA, N.; MILNER-GULLAND, E.J.; NORRIS, K.; PHILLIMORE, A.B.; PURVES, D.W.; REID, J.M.; REUMAN, D.C.; THOMPSON, K.; TRAVIS, J.M.J.; TURNBULL, L.A.; WARDLE, D.A.; WIEGAND, T. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**. v.101, p.58–67, 2013.

TANK, J.L.; ROSI-MARSHALL, E.J.; GRIFFITHS, N.A.; ENTREKIN, S.A.; STEPHEN, M.L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 29, p. 118–146. 2010.

TAYLOR, B.R.; ANDRUSHCHENKO, I.V. Interaction of water temperature and shredders on leaf litter breakdown: a comparison of streams in Canada and Norway. **Hydrobiologia**. v. 721, p. 77–88, 2014.

TAYLOR, B.R.; CHAUVET, E.E. Relative influence of shredders and fungi on leaf litter decomposition along a river altitudinal gradient. **Hydrobiologia**. v.721, p. 329–250, 2014.

TONELLO, G.; LOUREIRO, R.C.; KRAUSE, P.; SILVA, C.; ONGARATTO, R.M.; SEPP, S.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**. v. 12, p. 98-105, 2014.

TONELLO, G.; NAZILOSKI, L. A.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnetica**. v. 35, p. 243-252, 2016.

TONIN, A.M.; HEPP, L.U.; RESTELLO, R.M.; GONÇALVES, J.F. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. **Hydrobiologia**. v.740, p. 79-88, 2014a.

TONIN, A.M.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. Chemical change of leaves during breakdown affects associated invertebrates in a subtropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.26, p.235-244, 2014b.

TONIN, A.M.; GONÇALVES, J.F.; BAMBI, P.; COUCEIRO, S.R.M.; FEITOZA, L.A.M.; FONTANA, L.E.; HAMADA, N.; HEPP, L.U.; LEZAN-KOWALCZUK, V.G.; LEITE, G.F.M.; LEMES-SILVA, A.L.; LISBOA, L.K.; LOUREIRO, R.C.; MARTINS, R.T.; MEDEIROS, A.O.; MORAIS, P.B.; MORETTO, Y.; OLIVERIA, P.C.A.; PEREIRA, E.B.; FERREIRA, L.P.; PÉREZ, J.; PETRUCIO, M.M.; REIS, D.F.; REZENDE, R.S.; ROQUE, N.; SANTOS, L.E.P.; SIEGLOCH, A.E.; TONELLO, G.; BOYERO, L. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. **Scientific Reports**. v.7, p.1-14, 2017.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Texto. 2008.

TUNDISI, J.G; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**. v. 10, p. 67-75, 2010.

TURCHETTO, F.; FORTES, F.O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidual na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 34, p.391-397, 2014.

VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**. v.10, p.1345–1351, 2008.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**. v. 137, p. 130-137, 1980.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V. Variação Mensal da Deposição de Serapilheira em Povoamento de *Pinus taeda* L. em Área de Campo Nativo em Cambará do Sul-RS. **Revista Árvore**. v.34, p.487-494, 2010.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V.; ARAÚJO, E.F.; CORRÊA, R.S.; CALDEIRA, M.V.W. Deposição de Serapilheira e Nutrientes em Plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. **Floresta e Ambiente**. v.21, p.327-338, 2014.

WALLACE, J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**. v. 41, p.115–139, 1996.

WANDSCHEER, A.C.D.; BORELLA, J.; BONATTI, L.C.; PASTORINI, L.H. Atividade alelopática de folhas e pseudofrutos de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre a germinação de *Lactuca sativa* L. (Asteraceae). **Acta Botanica Brasilica**. v.25, p. 25-30. 2011.

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

YULE, C.M.; LEONG, M.Y.; LIEW, K.C.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, K.; WONG, H.M.; PEARSON, R.G.; BOYERO, L. Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society** v. 28, p. 404–441, 2009.

ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**. v.34, p.431-446, 2011.

2. CAPÍTULO I

A invasão de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) em zonas ripárias altera o funcionamento de riachos subtropicais

Lucas E. Fontana, Rozane M. Restello, Luiz U. Hepp

L. E. Fontana (corresponding author), R. M. Restello & L. U. Hepp
Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de
Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do
Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim), Avenida Sete de Setembro
1621, Erechim (CEP:99709-910), Rio Grande do Sul, Brazil.
[+55 54 3520 9000; e-mail: lucaseugenio.fontana@yahoo.com.br]

Resumo: O funcionamento de riachos está diretamente relacionado com suas fontes de energia, decomposição de detritos e estrutura e composição das comunidades aquáticas. Os ecossistemas límnicos são impactados pela invasão de espécies exóticas que são introduzidas intencional ou acidentalmente nas zonas ripárias destes ambientes. A presença de algumas espécies exóticas arbóreas na vegetação ripária vem impactando negativamente o funcionamento de riachos. Neste estudo avaliamos o efeito da presença da espécie exótica *Hovenia dulcis* em zonas ripárias de pequenos riachos sobre o funcionamento destes ecossistemas. Para isso, quantificamos o aporte de matéria orgânica de espécies nativas e *H. dulcis* e avaliamos a decomposição e colonização de invertebrados nos detritos foliares destas espécies em riachos. O aporte de matéria orgânica nativo foi maior no inverno e primavera, apresentando correlação positiva com a pluviosidade enquanto o aporte de *H. dulcis* foi maior principalmente no outono (27% superior ao aporte nativo). Os detritos de *H. dulcis* apresentaram decomposição mais rápida que os detritos nativos (ecologicamente favorável). Entretanto, com o aporte de matéria orgânica concentrado apenas durante o outono, a ocorrência de *H. dulcis* na vegetação ripária de riachos pode gerar escassez de recursos vegetais nestes riachos nas demais estações do ano. A riqueza de invertebrados foi semelhante entre os tipos de detritos, sendo maior na primavera. A diversidade e equitabilidade foram maiores nos detritos nativos. Assim, concluímos que a homogeneização da vegetação ripária gerada por *H. dulcis* altera o funcionamento de riachos, afetando a disponibilidade de recursos vegetais orgânicos e as comunidades de invertebrados aquáticos.

Palavras-chave: Espécies Exóticas; Invasão Biológica; Mata Atlântica; Decomposição; Dinâmica de Matéria Orgânica; Fragmentadores.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos de água doce são fortemente impactados pela invasão de espécies exóticas introduzidas intencional ou acidentalmente nestes ambientes (Strayer et al. 2010). Monoculturas implantadas (e.g. *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.) (Juvenal e Mattos 2002) ou

a invasão das comunidades vegetais por espécies exóticas agressivas (e.g. *H. dulcis*) (Dechoum et al. 2015) podem afetar negativamente o aporte e dinâmica de matéria orgânica em riachos. Estas espécies exóticas possuem período de queda de folhas restrito a alguns períodos do ano (Schumacher et al. 2008; Viera e Schumacher 2010; Viera et al. 2014) e riachos com zonas ripárias compostas majoritariamente por espécies exóticas podem apresentar *déficit* energético em alguns períodos do ano. Além disso, espécies exóticas podem impactar negativamente o processo de decomposição fornecendo detritos vegetais com baixa qualidade nutricional que se decompõem lentamente (e.g. $29,4 \pm 3,4$ dias para perda de 50% da massa de *Platanus* sp.) (Casas et al. 2013; Martínéz et al. 2013; König et al. 2014). Por outro lado, *H. dulcis* apresenta detritos vegetais de elevada qualidade nutricional e decomposição rápida ($5,2 \pm 0,2$ dias para perda de 50% da massa) (König et al. 2014). As comunidades aquáticas também são afetadas pela invasão de espécies exóticas na vegetação ripária de riachos, sendo relatado claramente a diminuição da abundância (Tonello et al. 2014), da biomassa (Albariño e Balseiro, 2002; Tonin et al. 2014a) e sobrevivência de invertebrados (Going e Dudley 2008). Bärlocher e Graça (2002) demonstraram, também, que a presença de *Eucalyptus* sp. na vegetação ripária diminuiu a diversidade de hifomicetos aquáticos. Existem, ainda, indícios da diminuição da riqueza de invertebrados gerada pela diminuição da diversidade da vegetação ripária (Leroy e Marks 2006; Tonello et al. 2014), embora isso ainda não seja um consenso (Taylor et al. 2007; Abelho 2009; Kominoski et al. 2010).

O funcionamento de riachos está diretamente relacionado a algumas características e processos que ocorrem nestes ecossistemas, especialmente com i) as fontes de matéria orgânica e energia (alóctones ou autóctones) (Vannote et al. 1980; Rezende et al. 2017); ii) a decomposição de detritos vegetais (ciclagem de nutrientes) (Chauvet et al. 2016) e; iii) a estrutura e composição das comunidades aquáticas (Wallace e Webster 1996) que incorporam a energia na cadeia trófica aquática. Em pequenos riachos, o aporte de matéria orgânica alóctone é fundamental para a manutenção das comunidades aquáticas, pois a produtividade primária existente é limitada pelo sombreamento (Graça 2001; Neres-Lima et al. 2017). O aporte de matéria orgânica possui diferentes formas de entrada nos riachos: vertical, lateral, bentônico e terrestre (Gonçalves et al. 2006). O aporte vertical é direto e oriundo da vegetação acima do leito do riacho; o aporte lateral é indireto e se origina de folhas depositadas sobre as margens dos riachos; o estoque bentônico é a matéria orgânica carregada pelo fluxo de água ao longo do curso do riacho e o aporte terrestre corresponde a matéria orgânica que fica estocada nas áreas adjacentes ao riacho e que, potencialmente, pode entrar no riacho (Gonçalves et al. 2006; Gonçalves e Callisto 2013).

A matéria orgânica alóctone oriunda da vegetação ripária é composta por folhas (60% a 80% do total), galhos (ca. 30%) e material reprodutivo (i.e. flores e frutos) (Gonçalves e Callisto 2013; Gonçalves et al. 2014a; Rezende et al. 2017). O aporte de matéria orgânica em riachos está relacionado com a estrutura e composição da vegetação ripária (França et al. 2009; Rezende et al. 2017). Em regiões tropicais um número elevado de espécies vegetais (alguns estudos apontam entre 40 e 60 espécies) contribuem com a entrada de matéria orgânica nos riachos (França et al. 2009; Gonçalves et al. 2014a; Rezende et al. 2017). Além disso, as espécies vegetais contribuem com a entrada de matéria orgânica em riachos em diferentes períodos do ano (fenologia específica), representando uma entrada de energia constante nos ecossistemas aquáticos (Lisboa et al. 2015).

O aporte de matéria orgânica em riachos pode ser influenciado por variações climáticas e sazonais (Dick et al. 2015; Tonin et al. 2017). A pluviosidade é o principal fator climático que afeta a dinâmica e entrada de matéria orgânica em riachos brasileiros (Tonin et al. 2017). Em clima tropical (e.g. Cerrado) a pluviosidade afeta negativamente a queda de folhas (entrada de matéria orgânica é mais elevada durante a estação seca) (Gonçalves et al. 2014a). Todavia, em clima subtropical, a pluviosidade é relativamente bem distribuída durante o ano, porém, levemente superior na primavera (Alvares et al. 2013) elevando a queda de folhas neste período (Tonin et al. 2017). Ainda, no final do inverno ocorre uma redução no crescimento vegetal e as folhas antigas são eliminadas visando o aparecimento de novas folhas no período de crescimento (Turchetto e Fortes 2014). Estudos realizados em clima subtropical de Mata Atlântica demonstram que a queda de folhas é maior no final do inverno e durante primavera (Turchetto e Fortes 2014; Dick et al. 2015; Capelesso et al. 2016).

Uma vez nos riachos, os detritos vegetais são decompostos e transformados em compostos inorgânicos para serem incorporados na cadeia trófica (Webster e Beinfeld 1986; Cummins 2002; Graça et al. 2015). Durante a decomposição, os detritos vegetais passam por uma combinação de processos químicos, físicos e biológicos que resultam na sua transformação e incorporação na cadeia trófica (Webster e Benfield 1986). Inicialmente, ocorre a lixiviação de compostos orgânicos solúveis (10 a 30% da massa foliar) (Gonçalves et al. 2014b; Ricklefs e Relyea 2016). Posteriormente, ocorre a colonização de micro-organismos e invertebrados aquáticos que consomem os detritos vegetais (Graça 2001; Ardón e Pringle 2008; Tonin et al. 2014a; Biasi et al. 2016). Este processamento da matéria orgânica está diretamente relacionado às suas características químicas e estruturais, que variam amplamente entre as espécies e determinam a qualidade nutricional dos detritos vegetais (Casas et al. 2013; König et al. 2014; Medina-Villar et al. 2015). Normalmente, detritos com maiores concentrações de nitrogênio e

menor relação C:N (Canhoto e Graça 1996; Tonin et al. 2014b), menores concentrações de lignina, celulose (Ardón e Pringle 2008; Ardón et al. 2009), taninos, polifenóis (Tonin et al. 2014b) e menor dureza (Gonçalves et al. 2007; Biasi et al. 2016) apresentam maior qualidade nutricional e são colonizados e consumidos mais facilmente por micro-organismos e invertebrados fragmentadores.

Os micro-organismos e invertebrados fragmentadores são fundamentais para o processo de decomposição (Graça 2001; Abelho 2001, Taylor e Chauvet 2014). Os hifomicetos aquáticos são considerados os principais micro-organismos decompositores de detritos foliares em riachos (Abelho 2001). Os micro-organismos degradam a estrutura do tecido vegetal ao secretarem exoenzimas que decompõem os detritos parcialmente e os torna mais ricos nutricionalmente (e.g. aumento das concentrações de nitrogênio) e palatáveis para os fragmentadores (Graça 2001; Tonin et al. 2014b; Taylor e Andrushchenko 2014; Ricklefs e Relyea 2016; Biasi et al. 2016). Os fragmentadores consomem diretamente as folhas convertendo a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), que é recurso alimentar para outros invertebrados aquáticos (Graça 1993; Graça 2001). Devido a variação da sua abundância, a contribuição dos fragmentadores no processo de decomposição varia entre riachos de clima temperado (abundantes) (Gonçalves et al. 2006; Taylor e Andrushchenko 2014; Taylor e Chauvet 2014), tropical (abundância variável e por vezes escassos) (Yule et al. 2009; Boyero et al. 2012; Li et al. 2009) e subtropical (abundantes) (Tonello et al. 2016; Tonin et al. 2014a).

Larvas do gênero *Phylloicus* Müller, 1880 (Trichoptera, Calamoceratidae) e de alguns gêneros de Leptoceridae (Trichoptera) (i.e. *Triplectides* Kolenati, 1859 e *Nectopshyche* Müller 1879) são fragmentadoras e se encontram geralmente submersas sob folhas depositadas em riachos (Bispo et al. 2004; Wantzen e Wagner 2006; Cassoti et al. 2015). *Phylloicus* é frequentemente considerado o fragmentador típico de clima subtropical (Tonello et al. 2014; Tonin et al. 2014a; Biasi et al. 2016) enquanto Leptoceridae é normalmente relatada em estudos de clima tropical como fragmentador (Gonçalves et al. 2012; Casotti et al. 2015), embora também ocorra em clima subtropical (König et al. 2014; Biasi et al. 2016).

Neste estudo buscamos compreender o efeito da entrada de matéria orgânica de uma espécie exótica (*H. dulcis*) em zonas ripárias de pequenos riachos sobre o funcionamento destes ecossistemas e colonização de invertebrados ao longo do ano. Para isso, quantificamos o aporte de matéria orgânica de espécies nativas e de *H. dulcis* em riachos e avaliamos a decomposição de detritos foliares e a associação de invertebrados. Nossa primeira hipótese é que haverá maior aporte de matéria orgânica nativa nos riachos durante o período de maior pluviosidade

(primavera) e maior aporte de *H. dulcis* durante o outono (H1; Fig.1). Nossa segunda hipótese é que os detritos de *H. dulcis* irão apresentar maior taxa de decomposição devido a menor dureza das folhas em comparação com as folhas de espécies nativas (H2; Fig.1). Finalmente, nossa terceira hipótese é que haverá maior abundância de invertebrados e de fragmentadores nos detritos de *H. dulcis*, porém, haverá maior diversidade e equitabilidade da comunidade de invertebrados associados aos detritos das espécies nativas (H3; Fig.1).

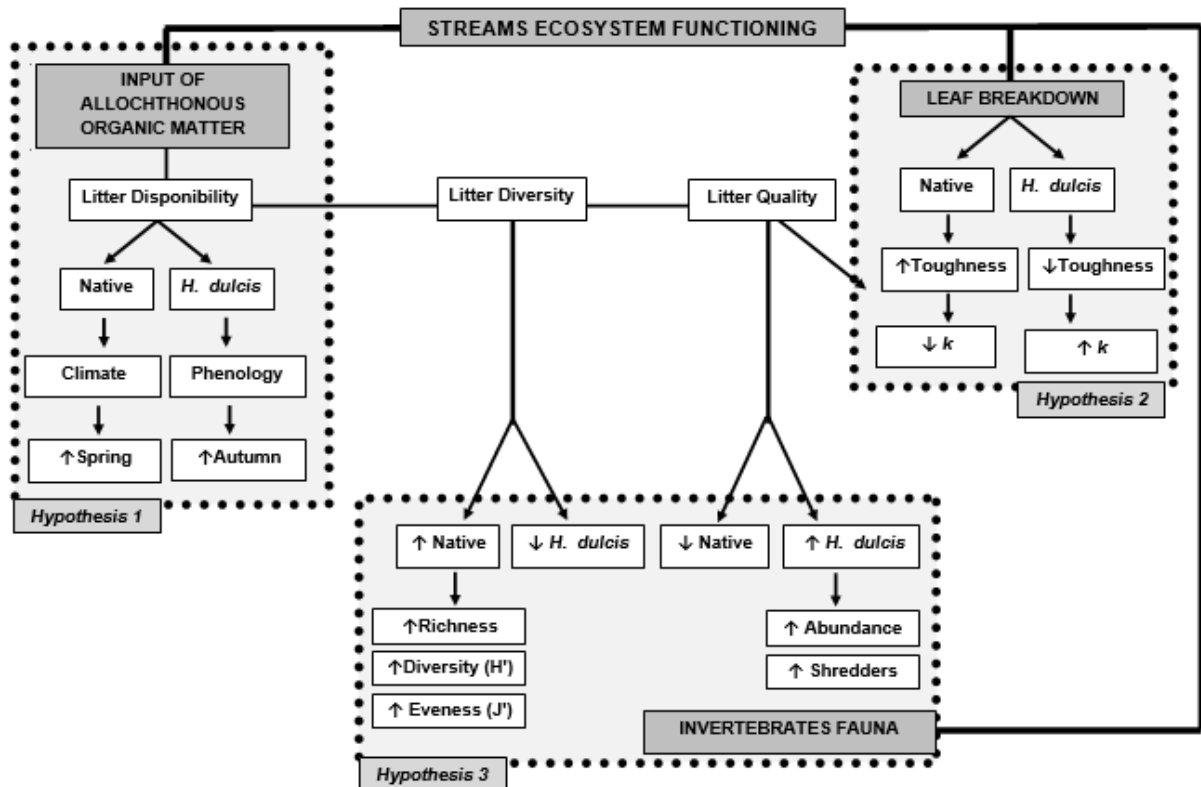


Fig 1. Fluxograma das hipóteses deste estudo.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado em um remanescente florestal (27°28'17" e 27°30'58"S e 51°55'15" e 51°57'42"O) localizado no sul do Brasil (Fig. 2). Este remanescente está inserido no domínio Mata Atlântica, compreendendo uma zona de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Atlântica com Araucária (Oliveira-Filho et al. 2015). Geologicamente, a região está inserida sobre a formação da Serra Geral e o clima é classificado como subtropical úmido (classificação de Köppen), com temperatura média anual de 18,7°C e precipitação média de 1700 mm (Alvares et al. 2013).

Nesta região foram escolhidos três riachos (PM, SC e BO) (<2ª ordem)

morfologicamente semelhantes e com diferentes densidades de *H. dulcis* na vegetação ripária (Fig. 2; Material Suplementar A). Durante o período experimental as águas dos riachos apresentaram características físicas e químicas semelhantes, com boa oxigenação ($>11 \text{ mg L}^{-1}$), baixa turbidez ($<8 \text{ UNT}$), baixas concentrações de fósforo total ($<60 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e nitrito ($<6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) (Material Suplementar B). Porém, a condutividade elétrica foi maior no riacho SC ($78 \pm 3 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) e o pH foi menor no riacho PM ($5,2 \pm 0,6$) (Material Suplementar B). Foram obtidos dados referentes a pluviosidade durante os meses de experimento (de junho de 2016 a maio de 2017) a partir de uma estação meteorológica instalada a 8 km do remanescente.

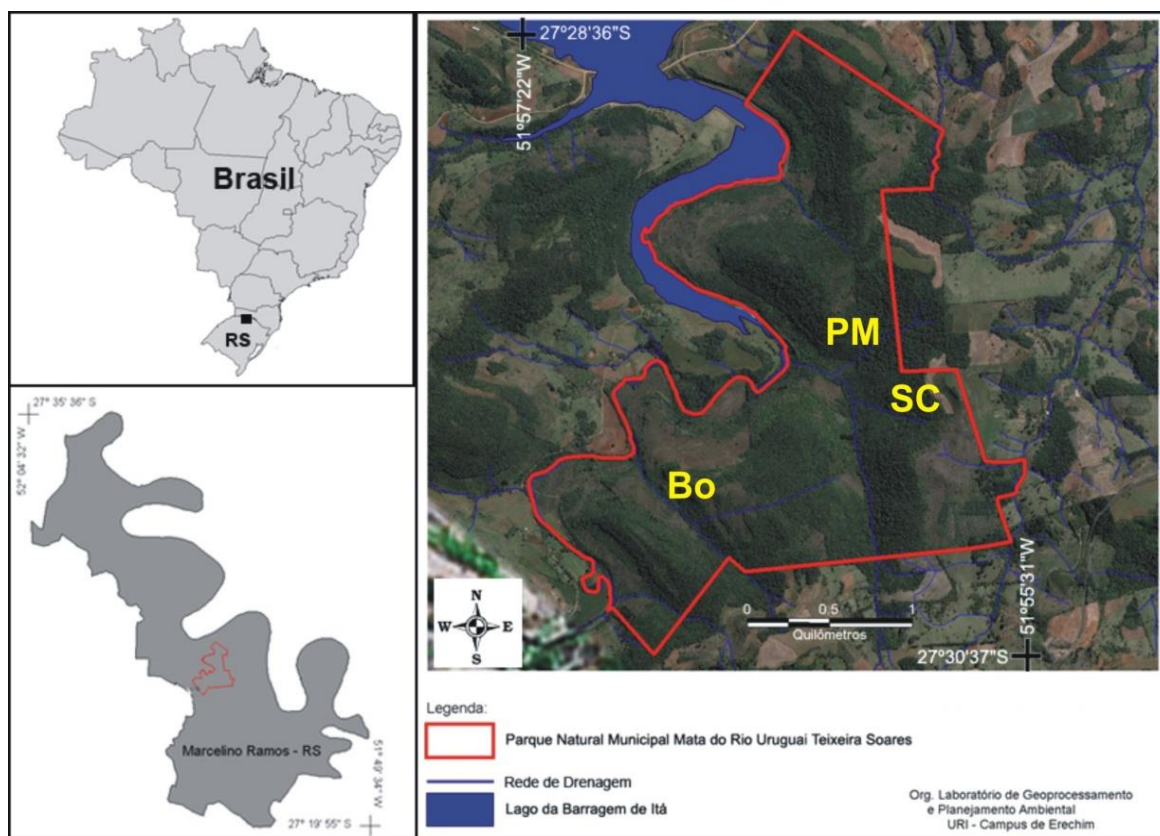


Fig. 2. Localização geográfica do remanescente florestal e dos três riachos subtropicais estudados na região sul do Brasil.

Aporte de Matéria Orgânica nos Riachos

Em cada riacho foi quantificado o aporte de matéria orgânica alóctone durante um ano (junho de 2016 à maio de 2017) utilizando metodologia adaptada de Gonçalves e Callisto (2013). O material orgânico foi coletado com baldes (área de $0,04 \text{ m}^2/\text{balde}$) suspensos cerca de 1 m do leito dos riachos em 3 trechos distantes cerca de 15-20 m entre si (15 baldes/trecho = 45 baldes/riacho). Mensalmente, todo o material vegetal retido nos baldes foi recolhido individualmente, acondicionado e levado ao laboratório para secagem ($40 \pm 5^\circ\text{C}/72 \text{ h}$), identificação e pesagem. Do material vegetal coletado foram consideradas todas as frações de

matéria orgânica (folhas, galhos, frutos e flores e sementes). O material vegetal de *H. dulcis* foi identificado e pesado separadamente, enquanto que o material vegetal das espécies nativas foi contabilizado de maneira conjunta (chamado 'nativas'). Para a definição das estações anuais, foi considerado o sistema austral, onde o verão compreendeu os meses de janeiro a março, o outono os meses de abril a junho, o inverno, os meses de julho a setembro e a primavera, os meses de outubro a dezembro.

Taxas de Decomposição

Foram realizados experimentos de decomposição de detritos foliares na primavera de 2016 (novembro) e no outono de 2017 (abril). Foram utilizadas folhas senescentes de espécies nativas com diferentes hábitos foliares (semelhante ao que ocorre com a vegetação nativa) que compõem as zonas ripárias dos riachos estudados (chamadas "nativa") e detritos de *H. dulcis* secos previamente em temperatura ambiente ($\sim 20^{\circ}\text{C}$) por cerca de 15 dias. A mistura de espécies nativas foi composta, basicamente, por folhas de *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Cryptocarya aschersoniana* Mez, *Luehea divaricata* Mart. & Zucc., *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg e *Ocotea puberula* (Rich.) Nees.

Preliminarmente, foram realizadas análises das características estruturais e químicas dos detritos de *H. dulcis* e da mistura de nativas utilizadas nos dois experimentos de decomposição. Estruturalmente, foram determinadas a dureza com o uso de um penetrômetro (Graça e Zimmer 2005). Quimicamente, foram determinadas as concentrações de Carbono (C) por meio da incineração das amostras de folhas ($550^{\circ}\text{C}/4\text{h}$; Westlake 1963), as concentrações de Nitrogênio (N) pelo método de Kjeldahl (Instituto Adolfo Lutz 2008) e polifenóis (adaptado de Bärlocher e Graça 2005). Ainda, foi calculado a razão Carbono:Nitrogênio (C:N) das folhas.

Posteriormente, as folhas foram acondicionadas em 54 *litter bags* de malha fina (10 x 20 cm; 0,5 mm de abertura) e 54 *litter bags* de malha grossa (10 x 20 cm; 10 mm de abertura). Em cada *litter bag* foram acondicionadas $3,0 \pm 0,1$ g de folhas. Em cada riacho foram incubados aleatoriamente 36 *litter bags* (18 de malha fina e 18 de malha grossa) totalizando 108 *litter bags*. Após 3, 15 e 28 dias de imersão, 6 *litter bags* de cada malha, sendo 3 *litter bags* de cada tipo de detrito, foram retirados aleatoriamente de cada riacho para realização das análises laboratoriais. Os *litter bags* foram acondicionados em sacolas plásticas, depositados em caixas térmicas e transportados ao laboratório. No laboratório, as folhas foram lavadas suavemente com água para a retirada do sedimento e dos invertebrados associados. Em seguida, os detritos foram secos em estufa com circulação de ar ($40 \pm 5^{\circ}\text{C}/72\text{ h}$). Após este período as folhas foram pesadas para determinação da perda de massa e das taxas de decomposição.

Fauna de Invertebrados Associados

Os detritos contidos nos *litter bags* de malha grossa foram lavados para a remoção dos invertebrados associados. A água da lavagem foi passada em peneira com malha de 250 µm para a retenção dos invertebrados associados. Os invertebrados foram fixados em etanol 70% para posterior triagem e identificação com o auxílio de um estereomicroscópio (40x de aumento). Os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família de acordo com chave proposta por Mugnai et al. (2010). Devido a maior abundância relativa em relação aos demais fragmentadores, consideramos, neste estudo, como fragmentadores as larvas dos gêneros *Phylloicus* (Trichoptera, Calamoceratidae) (69% do total de fragmentadores) e *Triplectides* e *Nectopsyche* (Trichoptera, Leptoceridae) (29% do total).

Análise dos Dados

Inicialmente, os dados foram testados quanto a normalidade usando um teste de Shapiro-Wilk. Os dados que não apresentaram distribuição normal foram transformados em $\ln(x+1)$. As características estruturais e químicas das folhas foram avaliadas utilizando um Teste t para testar variação entre os tipos de detrito. A variação no aporte de matéria orgânica foi analisada com uma Análise de Variância (*two way ANOVA*) considerando como fatores categóricos os riachos (3 níveis) e os meses de coleta (12 níveis). A relação entre a pluviosidade mensal observada durante o período de estudo com os aportes nativo e de *H. dulcis* foi avaliado utilizando uma Correlação Linear de Pearson.

Para os experimentos de decomposição, inicialmente foram determinadas as taxas de decomposição utilizando o modelo exponencial negativo $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial e k é a taxa de decomposição. Após, foram avaliadas as diferenças entre as taxas de decomposição utilizando uma Análise de Variância (*four way ANOVA*), onde os fatores categóricos foram os riachos (3 níveis), períodos de experimento (2 níveis), as malhas dos *litter bags* (2 níveis) e os tipos de detritos (2 níveis).

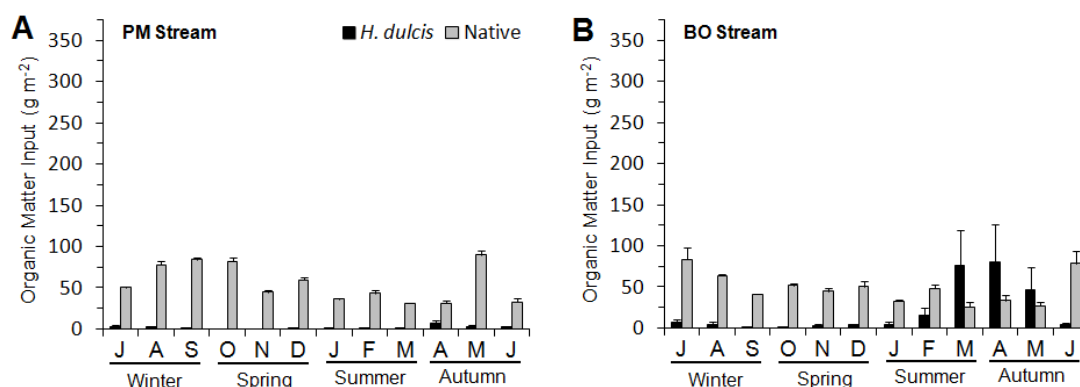
Com relação aos invertebrados, optamos por utilizar a riqueza rarefeita para eliminar o efeito da variação da abundância de organismos sobre a riqueza taxonômica (Gotelli e Cowell, 2001). A abundância, riqueza rarefeita (com base na amostra de menor abundância), índice de Diversidade de Shannon-Weaver ($H' = -\sum p_i \ln(p_i)$), Equitabilidade de Pielou ($J' = H'/\ln(S)$), abundância de *Phylloicus* sp. e abundância de Leptoceridae foram avaliados por meio de uma Análise de Variância (*three way ANOVA*) considerando como fatores categóricos os períodos de experimento (2 níveis), riachos (3 níveis) e os tipos de detritos (2 níveis). Além disso, foi utilizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) a partir de

uma matriz de distância de Bray-Curtis associada a uma Análise de Variância Permutativa Multivariada (PerMANOVA) para avaliar a distribuição da composição da comunidade de invertebrados associados aos detritos em relação aos fatores categóricos de riachos (2 níveis), período de realização dos experimentos (2 níveis) e tipos de detritos (2 níveis). As análises estatísticas foram realizadas no software estatístico R, utilizando o pacote “vegan” (R Core Team 2014).

Resultados

Dinâmica de Matéria Orgânica

O aporte de matéria orgânica nativa variou entre os meses ($F_{(11;72)}=3,9$; $p<0,001$), entre os riachos ($F_{(2;72)}=13,9$; $p<0,001$) e observamos interação no aporte nativo entre riachos e meses ($F_{(22;72)}=1,1$; $p<0,001$; Material Suplementar C). O maior aporte de matéria orgânica nativo ocorreu nos riachos PM ($55,3\pm4,4$ g m⁻²; média±EP; Fig.3A) e BO ($48,3\pm6,2$ g m⁻²; Fig.3B), sendo maior nos meses de agosto e setembro (inverno) e outubro (primavera) (Fig. 3; Material Suplementar D). O aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* diferiu entre os meses ($F_{(11;72)}=29,0$; $p<0,001$), entre riachos ($F_{(2;72)}=63,4$; $p<0,001$) e observamos interação significativa entre os riachos e meses ($F_{(22;72)}=7,0$; $p<0,001$; Material Suplementar C). O maior aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* ocorreu nos riachos SC ($44,5\pm14,2$ g m⁻²; Fig. 3C) e BO ($20,4\pm6,1$ g m⁻²; Fig. 3B). Como esperado, o maior aporte de *H. dulcis* ocorreu em abril e maio (outono; Fig. 3) e em março (fim do verão; Fig. 3; Material Suplementar D). O aporte de matéria orgânica nativa esteve positivamente relacionado com a pluviosidade ($r=0,60$; $gl=10$; $p=0,04$) o que não ocorreu com o aporte de *H. dulcis* ($r=0,13$; $gl=10$; $p=0,68$) (Fig. 3D).



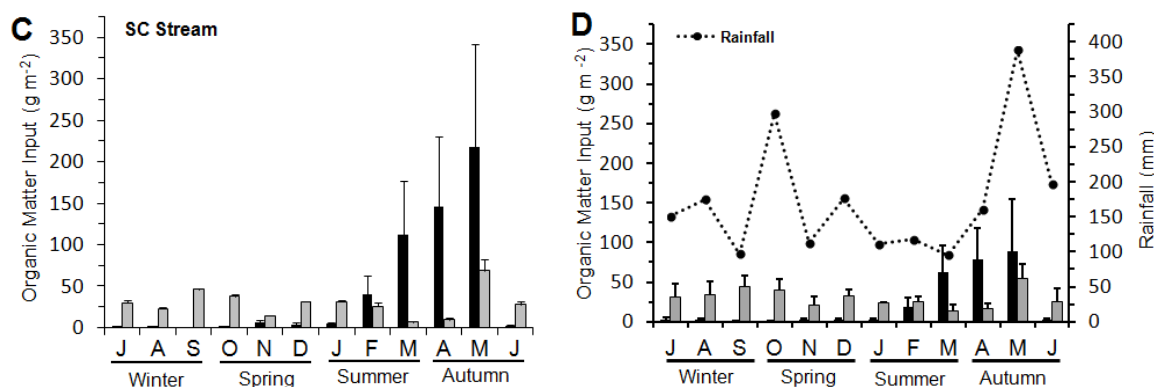


Fig. 3. Aporte mensal de matéria orgânica (média±erro padrão) nativa e de *Hovenia dulcis* nos três riachos subtropicais estudados durante um ano. (A) Riacho PM; (B) Riacho BO; (C) Riacho SC; (D) Aporte de matéria orgânica (média±erro padrão) dos três riachos subtropicais estudados e pluviosidade observada durante o experimento. ("J" inicial: julho de 2016).

Taxas de Decomposição

As características estrutural e química das folhas foram semelhantes entre os tipos de detritos, exceto pela dureza que foi maior ($t=5,46$; $gl=5$; $p=0,01$) nos detritos nativos ($258,6\pm41,3g$) se comparados aos detritos de *H. dulcis* ($109,5\pm8,6 g$) (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização estrutural e química dos detritos da mistura de nativas e de *Hovenia dulcis* (média±erro padrão). (*) Teste t da variação de cada característica em relação aos tipos de detritos. Valores assinalados com (**) são estatisticamente diferentes ($p<0,05$).

	Nativas	<i>H. dulcis</i>	Teste t*
Carbono (%)	41,18±1,50	35,23±2,82	$t=1,72$; $gl=5$; $p=0,072$
Nitrogênio (%)	1,28±0,10	1,38±0,19	$t=-0,35$; $gl=5$; $p=0,369$
C:N	32,77±1,56	27,82±4,38	$t=0,86$; $gl=5$; $p=0,213$
Polifenóis (mg g ⁻¹)	2,06±0,87	1,69±0,69	$t=1,54$; $gl=5$; $p=0,09$
Dureza (g)	258,62±29,16	109,48±8,57	$t=5,46$; $gl=5$; $p=0,01^{**}$

As taxas de decomposição foram semelhantes entre os riachos estudados ($F_{(2;48)}=0,7$; $p=0,49$) e entre primavera e outono ($F_{(1;48)}=1,7$; $p=0,19$) (Material Suplementar E). Por outro lado, as taxas de decomposição diferiram entre as malhas ($F_{(1;48)}=7,3$; $p=0,009$), sendo maiores nos *litter bags* de malha grossa ($k = -0,056\pm0,013 \text{ dia}^{-1}$) em comparação com a malha fina ($k = -0,022\pm0,004 \text{ dia}^{-1}$) (Fig. 4; Material Suplementar E). Além disso, as taxas de decomposição diferiram entre os tipos de detritos ($F_{(1;48)}=12,3$; $p<0,001$) (Material Suplementar E), sendo

maiores nos detritos de *H. dulcis* para ambas as malhas (malha fina: $k = -0,033 \pm 0,005 \text{ dia}^{-1}$; malha grossa: $k = -0,087 \pm 0,020 \text{ dia}^{-1}$; Fig. 4).

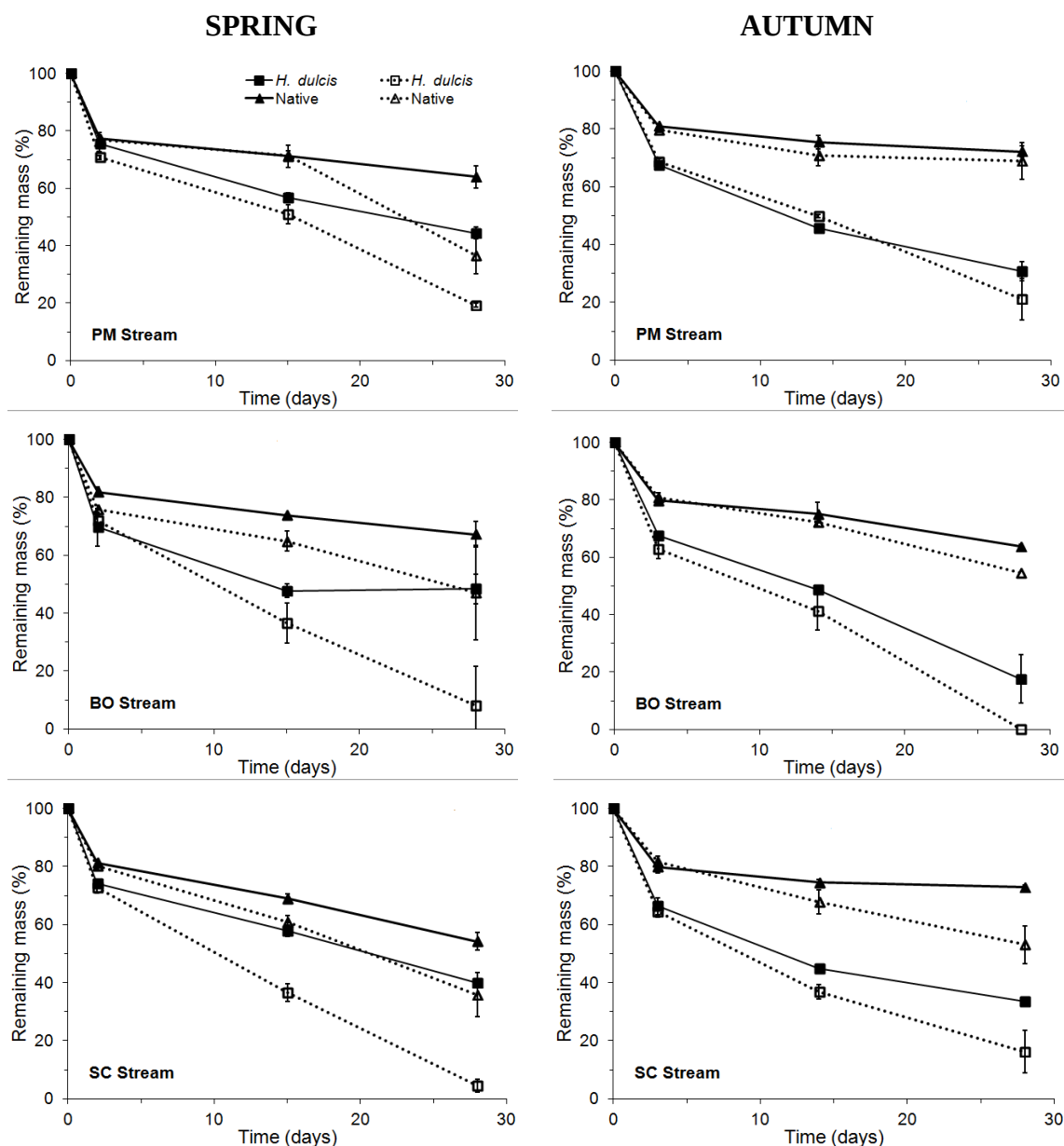


Fig. 4. Peso Remanescente (%) (média±erro padrão) de espécies nativas e de *Hovenia dulcis* nos três riachos subtropicais estudados durante a primavera e o outono. Símbolos sólidos se referem a malha fina e símbolos vazados representam malha grossa.

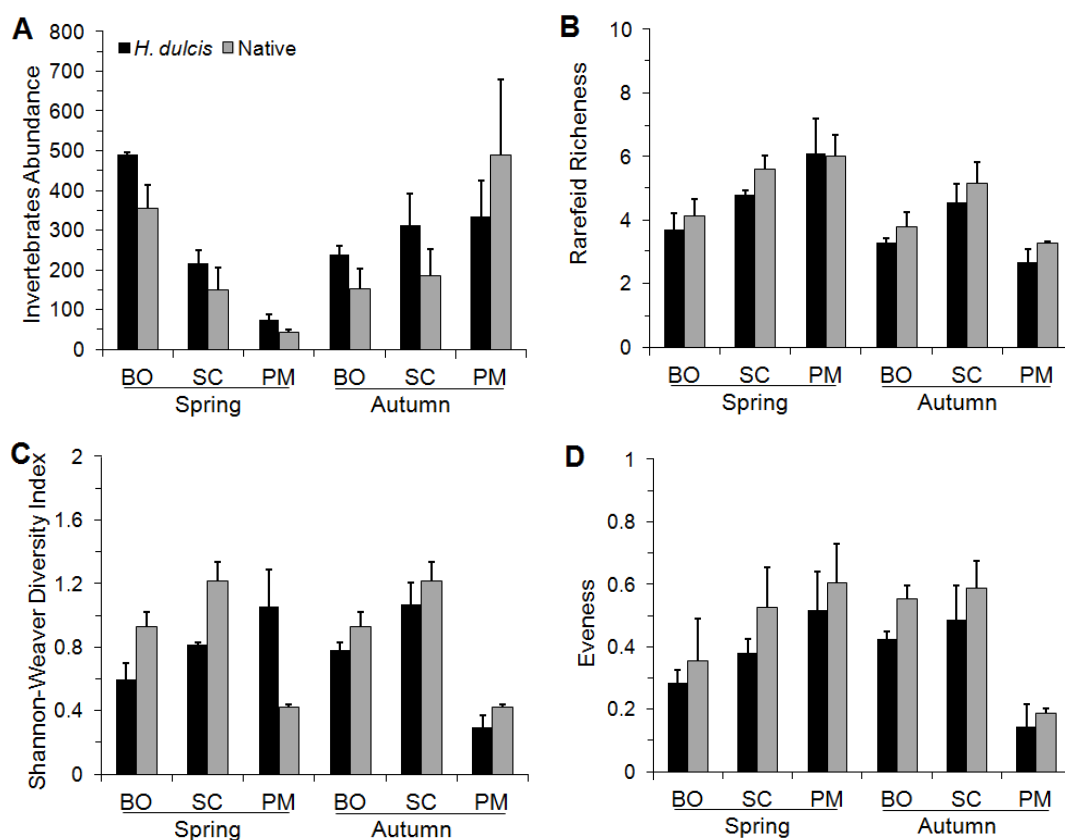
Fauna de Invertebrados Associados

Identificamos um total de 9119 invertebrados associados aos detritos nativos e de *H. dulcis* nos três riachos estudados durante os dois experimentos (Material Suplementar G). A abundância média de invertebrados foi maior no outono ($285,2 \pm 43,2$ invertebrados; $F_{(1;24)}=7,2$; $p<0,013$) e maior nos detritos de *H. dulcis* ($277,8 \pm 40,9$ invertebrados; $F_{(1;24)}=4,3$; $p<0,049$), com interação significativa entre estação do ano e os riachos ($F_{(2;24)}=21,2$; $p<0,001$) (Fig. 5A;

Material Suplementar F). Por outro lado, a riqueza rarefeita foi maior na primavera ($5,1 \pm 0,3$ taxa; $F_{(1;24)}=16,1$; $p<0,001$) e semelhante entre os tipos de detritos ($F_{(1;24)}=2,3$; $p=0,13$), mas apresentou interação significativa entre as estações e os riachos ($F_{(2;24)}=8,1$; $p=0,002$) (Fig. 5B; Material Suplementar F).

O Índice de Diversidade de Shannon-Weaver foi maior nos detritos de espécies nativas ($0,924 \pm 0,080$; $F_{(1;24)}=4,349$; $p=0,048$) e semelhante entre as estações ($F_{(1;24)}=2,7$; $p=0,11$), mas com interação significativa entre estações e riachos ($F_{(2;24)}=16,8$; $p<0,001$) (Fig. 5C; Material Suplementar F). De maneira semelhante, o Índice de Equitabilidade de Pielou também foi maior nos detritos nativos ($0,469 \pm 0,041$; $F_{(1;24)}=10,4$; $p=0,003$), semelhante entre as estações ($F_{(1;24)}=2,4$; $p=0,13$) e com a interação significativa entre estações e riachos ($F_{(2;24)}=34,5$; $p<0,001$) (Fig. 5D; Material Suplementar F).

Com relação aos fragmentadores, a abundância de *Phylloicus* sp. foi maior na primavera ($14,4 \pm 4,6$ larvas; $F_{(1;24)}=26,8$; $p<0,001$; Fig. 5E), sendo semelhante entre os tipos de detritos ($F_{(1;24)}=0,1$; $p=0,74$) (Material Suplementar F). Entretanto, Leptoceridae foi mais abundante no outono ($5,00 \pm 1,53$ larvas; $F_{(1;24)}=8,0$; $p=0,009$) e nos detritos nativos ($5,27 \pm 1,63$ larvas; $F_{(1;24)}=5,8$; $p=0,023$; Fig. 5F), apresentando, ainda, interação significativa entre as estações e riachos ($F_{(2;24)}=13,0$; $p<0,001$) (Material Suplementar F).



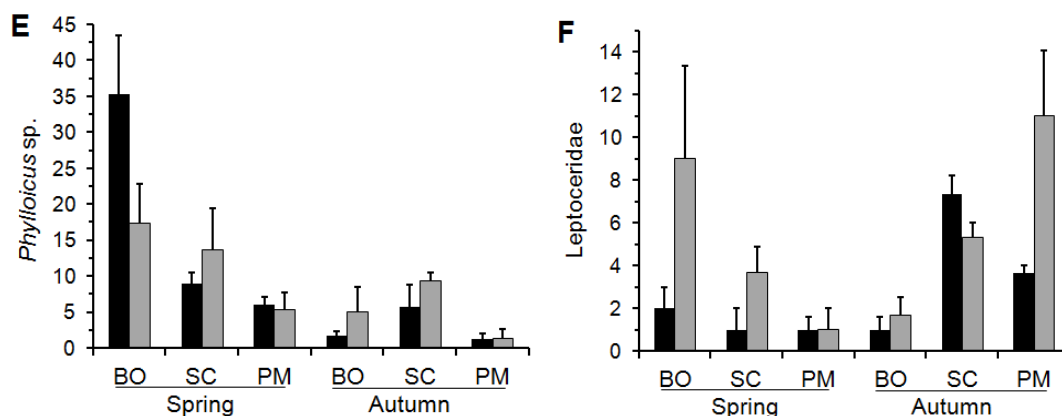


Fig. 5. Valores médios ($\pm$ erro padrão) da (A) abundância de invertebrados, (B) riqueza rarefeita, (C) Índice de Diversidade de Shannon-Weaver, (D) Índice de Equitabilidade de Pielou, (E) abundância de *Phylloicus* sp. e (F) abundância de Leptoceridae observados nos três riachos subtropicais estudados durante os experimentos de decomposição realizados na primavera/2016 e outubro/2017.

Observamos uma composição de invertebrados associados mais distinta no riacho PM em relação aos demais. Em adição, observamos uma distinção na composição taxonômica entre os experimentos realizados na primavera e no outono. A composição da comunidade de invertebrados aquáticos diferiu apenas entre as estações do ano ($F_{(1;24)}=8,4$; $p=0,001$; Fig. 7A) e entre os riachos estudados ($F_{(1;24)}=4,1$; $p=0,001$; Fig. 7B) (Material Suplementar H). Além disso, observamos interações significativas entre estações e riachos ($F_{(2;24)}=2,7$; $p=0,001$) e entre estações, riachos e tipos de detrito ($F_{(2;24)}=1,9$; $p=0,004$) (Material Suplementar H).

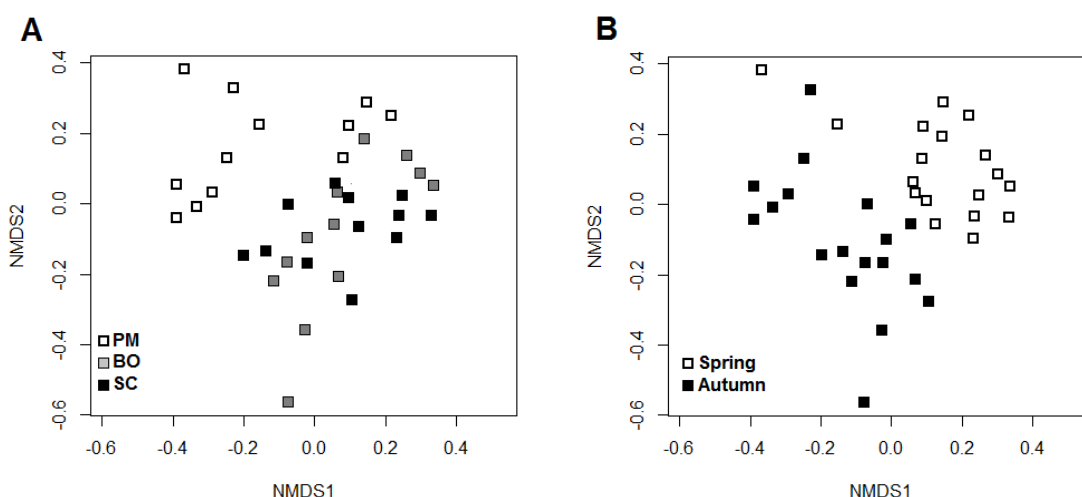


Fig. 6. Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) baseada na composição taxonômica de invertebrados amostrados nos experimentos de decomposição. (A) Riachos (PM, BO, SC) e (B) Estações (primavera e outono).

Discussão

Dinâmica de Matéria Orgânica

A entrada de matéria orgânica nativa foi maior no final do inverno e na primavera, enquanto que o maior aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* ocorreu no outono e no verão corroborando parcialmente nossa primeira hipótese. O aporte de matéria orgânica nativa esteve relacionado com a pluviosidade ocorrida durante o experimento. Em regiões subtropicais, geralmente, a pluviosidade é bem distribuída durante o ano, com um incremento no início da primavera (Alvares et al. 2013). Essa maior pluviosidade contribuiu com o maior aporte de matéria orgânica nativa na primavera. Adicionalmente, o maior aporte de matéria orgânica nativa no final do inverno deve-se a renovação foliar (Turchetto e Fortes 2014). Nossos resultados corroboram diferentes estudos realizados na região subtropical, os quais destacam a influência da pluviosidade e da diminuição da temperatura na produção de serrapilheira (Turchetto e Fortes 2014; Dick et al. 2015; Capelesso et al. 2016).

Por outro lado, o aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* foi determinado, especificamente, pelo seu hábito foliar (maior queda de folhas no outono) (Carvalho 1994; Schumacher et al. 2008). O elevado aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* observado no fim do verão pode estar relacionado a ocorrência antecipada de dias com temperaturas baixas semelhantes aos dias de outono. No Brasil, o período de queda foliar de *H. dulcis* concentra-se nos meses de abril e maio (outono) (Carvalho 1994), padrão também observado neste estudo onde o aporte de *H. dulcis* foi 27% superior ao aporte nativo. A variação no aporte de *H. dulcis* nos riachos pode estar relacionada à densidade de plantas desta espécie na zona ripária dos riachos.

A ocorrência de uma maior entrada de matéria orgânica (nativa ou exótica) apenas em um curto período do ano pode ser prejudicial ao funcionamento desses ecossistemas. Apesar de ser maior no inverno e na primavera, observamos a entrada de quantidades significativas de matéria orgânica nativa nos riachos durante os demais meses do ano, garantindo um aporte de energia "sempre presente" nestes riachos (Lisboa et al. 2015). Assim, riachos com zonas ripárias predominantemente composta por espécies nativas, a entrada de energia tende a ser constante durante o ano (e.g. Mata Atlântica; Lisboa et al. 2015) enquanto riachos com predominância de *H. dulcis* nas zonas ripárias, recebem uma colaboração limitada de energia, devido à queda pontual e limitada de folhas durante o ano.

Taxas de Decomposição

As taxas de decomposição dos detritos foliares foram maiores em *H. dulcis* corroborando nossa segunda hipótese. Conforme classificação proposta por Gonçalves et al. (2014a), a taxa de decomposição observada para os detritos de *H. dulcis* em ambas as malhas foi considerada *rápida* ($k > 0,0173 \text{ dia}^{-1}$). Por outro lado, conforme a mesma classificação, a taxa de decomposição de detritos nativos observada na malha grossa foi considerada *rápida* ($k > 0,0173 \text{ dia}^{-1}$) e na malha fina *intermediária* ($0,0041 \text{ dia}^{-1} < k < 0,0173 \text{ dia}^{-1}$). A decomposição mais rápida em *H. dulcis* está relacionada, especialmente, a dureza. As folhas de *H. dulcis* apresentaram menor dureza sugerindo que esta característica contribuiu para a colonização de fragmentadores, os quais aceleraram o processo de decomposição desses detritos. Além disso, a lixiviação parece ter maior relevância na perda de massa dos detritos de *H. dulcis* do que nos detritos nativos. Observamos que os detritos de *H. dulcis* apresentaram rápida perda de massa nas primeiras 72 horas (ca. 35%), quase duas vezes mais do que observado nos detritos nativos (ca. 20%).

Embora não tenhamos quantificado a comunidade fúngica, acreditamos que estes micro-organismos tiveram uma importante contribuição na decomposição dos detritos, uma vez que os fragmentadores não foram abundantes em *H. dulcis*. Os micro-organismos podem ter acelerado a decomposição dos detritos de *H. dulcis* ao colonizarem, preferencialmente, os detritos com menor dureza, corroborando Biasi et al. (2016). A dureza dos tecidos vegetais de plantas vasculares está diretamente relacionada as concentrações de compostos estruturais (e.g. lignina e celulose) (Guessner 2005; Gonçalves et al. 2014b) e funciona como uma barreira física para o consumo de fragmentadores (Graça 2001). Nos ambientes naturais, micro-organismos produzem enzimas que transformam lignina e celulose dos tecidos vegetais em compostos menos complexos (Pérez et al. 2002) e isso degrada parcialmente o tecido vegetal tornando-o mais palatável para os fragmentadores (Bärlocher e Kendrick 1975; Graça 2001). Neste caso, é possível que os detritos de *H. dulcis*, ao entrarem no riacho, sejam imediatamente colonizados e consumidos pelos micro-organismos e fragmentadores, enquanto os detritos nativos precisam ser previamente colonizados por micro-organismos para, posteriormente, serem consumidos pelos fragmentadores.

Fauna de Invertebrados Associados

Nossa terceira hipótese foi corroborada apenas parcialmente. Como previsto os detritos de *H. dulcis* apresentaram maior abundância de invertebrados enquanto os detritos nativos apresentaram maior diversidade e equitabilidade. Porém, a abundância de fragmentadores foi

maior nos detritos nativos (Leptoceridae) e riqueza de invertebrados foi semelhante entre os tipos de detritos.

A abundância de invertebrados associados foi superior nos detritos de *H. dulcis*. Chironomidae e Gastropoda foram os táxons mais abundantes em ambos os tipos de detritos. A maior abundância de invertebrados nos detritos de *H. dulcis* está associada a utilização destes detritos como fonte indireta de recursos alimentares (König et al. 2014) ou como substrato (Li et al. 2009). A rápida decomposição de *H. dulcis* promove uma constante oferta de MOPF que é um dos principais recursos alimentares dos coletores (e.g. Chironomidae) (Graça 2001). Além disso, é possível que outros táxons (e.g. Gastropoda, raspador) estejam explorando indiretamente os detritos de *H. dulcis* como fonte de recursos alimentares. Raspadores consomem o biofilme aderido em diferentes substratos encontrados nos riachos, entre eles, detritos vegetais (Graça 2001; Tank e Dodds 2003; Romaní et al. 2013). Este consumo, muitas vezes pode resultar em uma raspagem dos tecidos do detrito, contribuindo para sua fragmentação. Em adição, a atividade fúngica tende a ser maior em folhas com menor dureza (Biasi et al. 2016), favorecendo maior formação de biofilme sobre as folhas de *H. dulcis* o que pode elevar a abundância de raspadores nestes detritos. Ainda, é possível que os detritos de *H. dulcis* estejam sendo utilizados pelos invertebrados como habitat. Estudos sugerem que Chironomidae podem colonizar diferentes tipos de substratos (Sanseverino e Nessimian 2001) com elevada colonização em acúmulos de folhas submersos (Sanseverino e Nessimian 2008). Isso explica a maior abundância de invertebrados durante a estação outono quando, em virtude da maior queda de folhas, existe um acúmulo de detritos de *H. dulcis* nos riachos.

A riqueza foi superior na primavera onde o aporte de detritos vegetais nativos foi maior em comparação ao aporte de *H. dulcis*. Uma dieta baseada num único item alimentar pode não fornecer todos os nutrientes necessários para o metabolismo dos indivíduos tornando uma dieta variada mais vantajosa (Ricklefs e Relyea 2016). Porém, a diminuição da riqueza de invertebrados em riachos gerada pela diminuição da diversidade da vegetação ripária ainda não é um consenso (Taylor et al. 2007; Abelho 2009; Kominoski et al. 2010). Alguns estudos não encontram influência da dominância de espécies vegetais sobre a riqueza taxonômica (Martínez et al. 2013; König et al. 2014; Ferreira et al. 2015; Medina-Villar et al. 2015). Entretanto, outros estudos demonstram indícios que a diversidade de recursos afeta a riqueza taxonômica (Abelho e Graça 1996; Leroy e Marks 2006; Sanpera-Calbet et al. 2009). Em complemento, os Índices de Diversidade de Shannon-Weaver e Equitabilidade de Pielou foram maiores nos detritos nativos. Com isso, podemos inferir que a diversidade da comunidade de invertebrados aquáticos tende a ser maior em riachos com vegetação ripária composta por espécies nativas. Nossos

resultados contrariam, entretanto, outros estudos que não observaram diferença entre a diversidade de Shannon-Weaver de invertebrados entre riachos nativos e exóticos (Martínez et al. 2013; Larrânaga et al. 2014). Estudos que abordem o efeito de espécies exóticas sobre a equitabilidade de invertebrados aquáticos de riachos são escassos, porém, a substituição da vegetação ripária por *Eucalyptus* sp. diminuiu a Equitabilidade de Simpson de hifomicetos aquáticos (Bärlocher e Graça 2002).

A maior abundância de *Phylloicus* sp. correu na primavera, enquanto que de Leptoceridae ocorreu no outono. Esta pode ser uma estratégia adotada por ambos os grupos a fim de evitar a competição por recursos (Boyer e Pearson 2006). Isso é reforçado quanto observamos a maior abundância de Leptoceridae nos detritos nativos enquanto que a abundância de *Phylloicus* sp. foi semelhante nos dois tipos de detritos. O estudo de König et al. (2014) demonstrou que os fragmentadores apresentaram preferência por consumir detritos mais nutritivos, situação contrária a que observamos em nosso estudo. Acreditamos que a abundância dos fragmentadores associada aos detritos esteve relacionada não somente ao consumo direto de detritos, mas também com a construção de abrigos.

A composição da comunidade de invertebrados associados aos detritos diferiu entre as estações do ano e entre os riachos. Isso sugere que a disponibilidade de recursos nos riachos pode estar afetando a composição das comunidades de invertebrados aquáticos. O riacho PM (vegetação ripária majoritariamente de origem nativa) apresentou maior variação taxonômica, enquanto o riacho SC (elevada densidade de *H. dulcis*) apresentou menor variação taxonômica. Estes resultados demonstram que a maior diversidade de recursos vegetais nativos tem uma capacidade de suporte maior, refletindo numa composição taxonômica mais diversificada. Nossos resultados corroboram os estudos de Abelho e Graça (1996), Menéndez et al. (2013) e Martínez et al. (2013) que indicaram que a substituição da vegetação ripária nativa por espécies exóticas altera a composição taxonômica de invertebrados aquáticos em riachos. Isso é reforçado quando observamos que a composição taxonômica de invertebrados encontrada nos riachos diferiu entre a primavera (maior aporte nativo) e o outono (maior aporte de *H. dulcis*) corroborando Larrânaga et al. (2014).

Considerações Finais

Nossos resultados sugerem que a presença de *H. dulcis* na vegetação ripária altera o funcionamento de riachos. Enquanto o aporte de matéria orgânica nativa foi relativamente constante ao longo do ano, o aporte de *H. dulcis* ocorreu predominantemente em apenas 3 meses. Os detritos de *H. dulcis* apresentaram decomposição mais rápida que os detritos nativos.

Embora apresentem taxa de decomposição de detritos mais acelerada (ecologicamente positivo), os detritos de *H. dulcis* estão presentes dentro dos riachos por um curto período, representando escassez de recursos vegetais (e energia) nestes ecossistemas durante a maior parte do ano. Ainda, a diversidade e a composição da comunidade de invertebrados (variabilidade) foram impactadas pela presença de *H. dulcis* o que, possivelmente, compromete o equilíbrio de pequenos riachos. Num contexto mais amplo, o estabelecimento de *H. dulcis* em zonas ripárias, tende a homogeneizar a comunidade vegetal diminuindo a diversidade de recursos vegetais alóctones que entram no riacho. Embora mais estudos sejam necessários para verificar a manutenção dos padrões observados neste estudo, nossa principal conclusão é que a invasão e estabelecimento de *H. dulcis* na vegetação ripária altera o funcionamento dos riachos, afetando diretamente a dinâmica de matéria orgânica, a decomposição dos detritos vegetais e a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com Licença de Coleta emitida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio; Licença de Coleta nº 53164-1). Os autores agradecem ao Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares pelo auxílio durante as atividades de campo. Os autores são gratos a ENGIE Tractebel Energia pelo fornecimento dos dados pluviométricos. LEF agradece a concessão de bolsa (CAPES-PROSUP) vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da URI Erechim. LUH recebe apoio financeiro do CNPq (nº 421632-2016-0 e nº 305203-2017-7).

Referências

- Abelho M, Graça MAS (1996) Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324 : 195-204.
- Abelho M (2001) From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World* 1: 656-680.
- Abelho M (2009) Leaf-Litter Mixtures Affect Breakdown and Macroinvertebrate Colonization Rates in a Stream Ecosystem. *International Review of Hydrobiology* 94: 436 – 451.
- Albariño RJ, Balseiro EG (2002) Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 181–192.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.
- Ardón M, Pringle CM (2008) Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia* 155:311–323.

Ardón M, Pringle CM, Eggert SL (2009) Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical versus temperate streams? Importance of using standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 440–453.

Bärlocher F, Kendrick B (1975) Leaf-Conditioning by Microorganisms. *Oecologia* 20: 359–362.

Bärlocher F, Graça MAS (2002) Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology* 47:1123–1135.

Bärlocher F, Graça MAS (2005) Total Phenolics. In: Graça MAS, Bärlocher F, Gessner, MO (ed) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer, Dordrecht, pp 97–100.

Biasi C, Cerezer C, Santos S (2016) Biological colonization and leaf decomposition in a subtropical stream. *Ecología Austral* 26: 189–199.

Bispo PC, Oliveira LG, Bini LM, Sousa KG (2006) Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Assemblages from Riffles in Mountain Streams of Central Brazil: Environmental Factors Influencing the Distribution and Abundance of Immatures. *Brazilian Journal of Biology* 66:611–622.

Boyero L, Pearson RG (2006) Intraspecific interference in a tropical stream shredder guild. *Marine and Freshwater Research* 57:201–206.

Boyero L, Pearson RG, Dudgeon D, Ferreira V, Graça MAS, Gessner MO, Boulton AJ, Chauvet E, Yule CM, Albariño RJ, Ramírez A, Helson JE, Callisto M, Arunachalam M, Chará J, Figueroa R, Mathooko JM, Gonçalves JF, Moretti MS, Chará-Serna AM, Davies JN, Encalada A, Lamothe S, Buria LM, Castela J, Cornejo A, Li AOY, M'erimba C, Villanueva VD, Zúñiga MC, Swan CM, Barmuta LA (2012) Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography* 21: 134–141.

Canhoto C, Graça MAS (1996) Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* 333: 79–85.

Capellessio ES, Scrovonski KL, Zanin EM, Hepp LU, Bayer C, Sausen TL (2016) Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter–soil interactions. *Acta Botanica Brasilica* 30: 329–335.

Casas JJ, Larrañaga A, Menéndez M, Pozo J, Basaguren A, Martínez A, Pérez J, González JM, Casado C, Descals E, Roblas N, Lopéz-González JA, Valenzuela JL (2013) Leaf-litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? *Science of the Total Environment* 458–460: 197–208.

- Casotti CG, Kiffer WP, Costa LC, Rangel JV, Casagrande JC, Moretti MS (2015) Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Natureza & Conservação* 13:178–182.
- Chauvet E, Ferreira V, Giller PS, MC Kie BG, Tiegs SD, Woodward G, Elozegi A, Dobson M, Fleituch T, Graça MAS, Gulis V, Hladyz S, Lacoursière JO, Lecerf A, Pozo J, Preda E, Riipinen M, Rîsnoveanu G, Vadineanu A, Vought LBM, Gessner MO (2016) Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning at local-to-continental scales: insights from the European RivFunction Project. *Advances in Ecological Research* 55: 99–182.
- Carvalho PER (1994) Circular Técnica: Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Curitiba: EMBRAPA-CNPq, n.20, 16p.
- Cummins KW (2002) Riparian-Stream Linkage Paradigm. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 49–58.
- Dechoum MS, Castellani TT, Zalba SM, Rejmánek M, Peroni N, Tamashiro JY (2015) Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Biological Invasions* 17: 1697–1712.
- Dick G, D'ávila M, Schumacher MV (2015) Produção de serapilheira em fragmento de Floresta Estacional Subtropical na região norte do Rio Grande do Sul. *Ecologia e Nutrição Florestal* 3:01-08.
- França JS, Gregório RS, De Paula JD, Gonçalves JF, Ferreira FA, Callisto M (2009) Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 60:990–998.
- Ferreira V, Larrañaga A, Gulis V, Basaguren A, Elozegi A, Graça MAS, Pozo J (2015) The effect of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management* 335: 129–138.
- Going BM, Dudley TL (2008) Invasive riparian plant litter alters aquatic insect growth. *Biological Invasions* 10:1041–1051.
- Gonçalves JF, Graça MAS, Callisto M (2006) Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25:344–355.
- Gonçalves JF, Graça MAS, Callisto M (2007) 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
- Gonçalves JF, Rezende RS, França JS, Callisto M (2012) Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 63:428–439.
- Gonçalves JF, Callisto M (2013) Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brazil. *Aquatic Botany* 109:8-13.

Gonçalves JF, Rezende RS, Gregório RS, Valentin GC (2014a) Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica*. 44:40-8.

Gonçalves JF, Martins RT, Ottoni BMP, Couceiro SRM (2014b) Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada N, Nessimian JL, Querino RB (ed) *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, pp 389-416.

Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

Graça MAS (1993) Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologica* 23:107-114.

Graça MAS (2001) The role of invertebrates on leaf decomposition in streams: a review. *International Review of Hydrobiology* 86:383-393.

Graça MAS, Zimmer M (2005) Leaf Toughness. In: Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (ed) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer, Dordrecht, pp 121-125.

Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C, Encalada AC, Guerrero-Bolaño F, Wantzen KM, Boyero L (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology* 100: 1–12.

Gessner MO (2005) Proximate lignin and cellulose. In: Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (ed) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer, Dordrecht, pp 115–120.

Instituto Adolfo Lutz (2008) Procedimentos e Determinações Gerais. In: Zenebon O, Pascuet NS, Tiglea P (ed) *Métodos físico-químicos para análise de alimentos*, 4th edn, São Paulo, Instituto Adolfo Lutz.

Juvenal TL, Matos RLG (2002) O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento. *BNDES Setorial*: 3-30.

Kominoski JS, Hoellein TJ, Leroy CJ, Pringle CM, Swan CM (2010) Beyond species richness: expanding biodiversity–ecosystem Functioning theory in detritus-based streams. *River Research and Applications* 26: 67-75.

König R, Hepp LU, Santos S (2014) Colonisation of low - and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnologica* 45:61- 68.

Larrañaga S, Larrañaga A, Basaguren A, Elozegi A, Pozo J (2014) Effects of exotic eucalypt plantations on organic matter processing in Iberian streams. *International Review of Hydrobiology* 99: 363–372.

Leroy CJ, Marks JC (2006) Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51: 605–617.

- Li AOY, Ng LCY, Dudgeon D (2009) Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. *Aquatic Sciences* 71: 80-93.
- Lisboa LK, Silva ALL, Siegloch AE, Goncalves JF, Petrucio MM (2014) Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 66: 674–680.
- Martínez A, Larrañaga A, Pérez J, Basaguren A, Pozo J (2013) Leaf-litter quality effects on stream ecosystem functioning: a comparison among five species. *Fundamental and Applied Limnology /Archiv für Hydrobiologie* 183: 239–248.
- Medina-Villar S, Alonso A, Aldana BRV, Pérez-Corona E, Castro-Díez P (2015) Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream. *Limnetica* 3:293-310.
- Menéndez M, Descals E, Riera T, Moya O (2013) Do non-native *Platanus hybrida* riparian plantations affect leaf litter decomposition in streams? *Hydrobiologia* 716:5-20.
- Mugnai R, Nessimian JL, Baptista DF (2010) Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.
- Neres-Lima V, Machado-Silva F, Baptista DF, Oliveira RO, Andrade PM, Oliveira AF, Sasada-Sato CY, Silva-Júnior EF, Feijó-Lima R, Angelini R, Camargo PB, Moulton TP (2017) Allochthonous and Autochthonous Carbon Flows in Food Webs of Tropical Forest Streams. *Freshwater Biology* 62:1012-1023.
- Oliveira-Filho A, Budke JC, Jarenkow JA, Eisenlohr PV, Neves DRM (2015) Diving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. *Journal of Plant Ecology* 6:242–260.
- Pérez J, Muñoz-Dorado J, De la Rubia T, Martínez, J (2002) Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology* 5: 53–63.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em 10 ago. 2016.
- Rezende RS, Sales MA, Hurbath F, Roque N, Gonçalves JF, Medeiros AO (2017) Effect of plant richness on the dynamics of coarse particulate organic matter in a Brazilian Savannah stream. *Limnologica* 63:57–64.
- Rickefs RE, Relyea R (2016) A Economia da Natureza. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Romaní AM, Amalfitano S, Artigas J, Fazi S, Sabater S, Timoner X, Ylla I, Zoppini A (2013) Microbial biofilm structure and organic matter use in mediterranean streams. *Hydrobiologia* 719:43–58.
- Sanpera-Calbet I, Lecerf A, Chauvet E (2009) Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. *Freshwater Biology* 54:1671-1682.

- Sanseverino AM, Nessimian JL (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.
- Sanseverino AM, Nessimian JL (2008) Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). *Revista Brasileira de Entomologia* 52: 95-104.
- Schumacher MV, Brun EJ, Illana VB, Dissiuta SI, Agne TL (2008) Biomassa e Nutrientes em um Povoamento de *Hovenia dulcis* Thunb., Plantado na FEPAGRO Florestas, Santa Maria, RS. *Ciência Florestal* 18: 27-37.
- Strayer DL (2010) Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* 55:152–174.
- Tank JL, Dodds WK (2003) Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in 10 North American streams. *Freshwater Biology* 48:1031–1049.
- Taylor BR, Mallaley C, Cairns JF (2007) Limited evidence that mixing leaf litter accelerates decomposition or increases diversity of decomposers in streams of eastern Canada. *Hydrobiologia* 592:405-422.
- Taylor BR, Andrushchenko IV (2014) Interaction of water temperature and shredders on leaf litter breakdown: a comparison of streams in Canada and Norway. *Hydrobiologia* 721: 77-88.
- Taylor BR, Chauvet EE (2014) Relative influence of shredders and fungi on leaf litter decomposition along a river altitudinal gradient. *Hydrobiologia* 721: 329-250.
- Tonello G, Loureiro RC, Krause P, Silva C, Ongaratto RM, Sepp S, Restello RM, Hepp LU (2014) Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. *Revista Brasileira de Biociências* 12:98-105.
- Tonello G, Naziloski LA, Tonin AM, Restello RM, Hepp LU (2016) Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnetica* 35:243-252.
- Tonin AM, Hepp LU, Restello RM, Gonçalves JF (2014a) Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. *Hydrobiologia* 740:79-88.
- Tonin AM, Restello RM, Hepp LU (2014b) Chemical change of leaves during breakdown affects associated invertebrates in a subtropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 235-244.
- Tonin AM, Gonçalves JF, Bambi P, Couceiro SRM, Feitoza LAM, Fontana LE, Hamada N, Hepp LU, Lezan-Kowalczyk VG, Leite GFM, Lemes-Silva AL, Lisboa LK, Loureiro RC, Martins RT, Medeiros AO, Moraes PB, Moretto Y, Oliveria PCA, Pereira EB, Ferreira LP, Pérez J, Petrucio MM, Reis DF, Rezende RS, Roque N, Santos LEP, Siegloch AE, Tonello G, Boyero L (2017) Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports* 7: 1-14.

Turchetto F, Fortes FO (2014) Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidua na região do Alto Uruguai, RS. *Pesquisa Florestal Brasileira* 34:391-397.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 137:130-137.

Viera M, Schumacher MV (2010) Variação Mensal da Deposição de Serapilheira em Povoamento de *Pinus taeda* L. em Área de Campo Nativo em Cambará do Sul-RS. *Revista Árvore*: 34: 487-494.

Viera M, Schumacher, MV, Araújo EF, Corrêa RS, Caldeira MVW (2014) Deposição de Serapilheira e Nutrientes em Plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. *Floresta e Ambiente* 21:327-338.

Wallace JB, Webster JR (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115–139.

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

Webster JR, Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567-594.

Westlake DF (1963) Comparison of plant productivity. *Biological Review* 38:385-425.

Yule CM, Leong MY, Liew KC, Ratnarajah L, Schmidt K, Wong HM, Pearson RG, Boyero L (2009) Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. *Journal of the North American Benthological Society* 28:404–441.

Material Suplementar

Material Suplementar A. Localização geográfica e características morfológicas mensuradas nos três riachos estudados entre os meses de junho de 2016 a maio de 2017.

Variáveis	Riacho PM	Riacho SC	Riacho BO
Coordenadas geográficas	27°29'49,5"S e 51°56'7,9"O	27°29'7,9"S e 51°56'0,5"O	27°30'5,3" S e 51°56'55,9"O
Cobertura de Dossel (%)	75,17±3,84	44,37±0,54	69,27±5,03
Densidade de <i>H. dulcis</i> (ind ha ⁻¹)	20	460	720

Material Suplementar B. Variáveis limnológicas (média $\pm$ erro padrão) mensuradas nos três riachos estudados entre os meses de junho de 2016 a maio de 2017. (*) As variáveis limnológicas quantificadas para caracterizar os riachos foram testadas por meio de uma Análise de Variância (two way ANOVA) considerando como fatores categóricos os riachos (3 níveis) e os períodos de realização dos experimentos de decomposição (2 níveis).

Variáveis	Primavera			Outono			ANOVA*	
	Riacho PM	Riacho SC	Riacho BO	Riacho PM	Riacho SC	Riacho BO	Riachos (2;18)	Estações (2;18)
Temperatura da água (°C)	17,5 $\pm$ 0,8	16,9 $\pm$ 0,9	17,4 $\pm$ 1,1	17,8 $\pm$ 0,6	17,4 $\pm$ 0,5	17,4 $\pm$ 0,9	F= 0,2; p=0,66	F=0,2; p=0,82
Condutividade elétrica (μ S cm ⁻¹)	66 $\pm$ 2	76 $\pm$ 3	66 $\pm$ 3	69 $\pm$ 5	81 $\pm$ 8	69 $\pm$ 5	F= 4,3; p=0,03	F=0,9; p=0,35
PH	5,84 $\pm$ 1,05	6,59 $\pm$ 0,16	6,40 $\pm$ 0,12	4,54 $\pm$ 1,25	6,60 $\pm$ 0,05	6,31 $\pm$ 0,04	F=4,4; p=0,03	F=1,2; p=0,28
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	5,68 $\pm$ 1,09	5,99 $\pm$ 1,25	6,32 $\pm$ 1,39	7,38 $\pm$ 1,90	6,60 $\pm$ 1,62	6,46 $\pm$ 1,59	F=0,1; p=0,98	F=0,3; p=0,59
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	0,043 $\pm$ 0,002	0,049 $\pm$ 0,002	0,050 $\pm$ 0,001	0,045 $\pm$ 0,002	0,053 $\pm$ 0,005	0,045 $\pm$ 0,003	F=1,5; p=0,25	F=0,1; p=0,98
Turbidez (UNT)	3,95 $\pm$ 1,22	5,65 $\pm$ 2,20	3,17 $\pm$ 0,65	7,55 $\pm$ 3,69	7,97 $\pm$ 4,84	5,63 $\pm$ 1,35	F=0,3; p=0,73	F=2,4; p=0,14
Carbono Orgânico Dissolvido (mg L ⁻¹)	10,63 $\pm$ 0,36	11,46 $\pm$ 0,93	11,45 $\pm$ 1,15	11,69 $\pm$ 1,42	10,54 $\pm$ 0,32	10,03 $\pm$ 1,55	F=0,2; p=0,49	F=0,5; p=0,49
Nitrogênio Total Dissolvido (mg L ⁻¹)	0,61 $\pm$ 0,08	1,02 $\pm$ 0,12	0,60 $\pm$ 0,20	1,05 $\pm$ 0,15	0,84 $\pm$ 0,17	0,75 $\pm$ 0,35	F=1,6; p=0,22	F=0,9; p=0,35
Fósforo (μ g L ⁻¹)	53,05 $\pm$ 4,57	58,67 $\pm$ 5,72	54,50 $\pm$ 14,66	51,49 $\pm$ 8,32	46,49 $\pm$ 1,99	45,24 $\pm$ 1,37	F=0,3; p=0,74	F=1,3; p=0,27
Nitrito (μ g L ⁻¹)	2,72 $\pm$ 0,58	5,36 $\pm$ 1,62	4,28 $\pm$ 1,65	2,22 $\pm$ 0,00	3,98 $\pm$ 2,94	5,11 $\pm$ 2,91	F=0,8; p=0,47	F=0,8; p=0,39

Material Suplementar C. Resultado da Análise de Variância (*two way ANOVA*) avaliando a variação do aporte de matéria orgânica em relação aos riachos estudados e aos meses do ano. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (*F*) e os valores de *P*. (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

	gl	SQ	MQ	<i>F</i>	<i>P</i>
Aporte Nativo					
Riacho	2	12,83	6,413	13,963	<0,001*
Mês	11	19,87	1,807	3,934	<0,001*
Riacho:Mês	22	11,49	0,522	1,138	<0,001*
Resíduos	72	33,07	0,459		
Aporte de <i>Hovenia dulcis</i>					
Riacho	2	50,75	25,376	63,414	<0,001*
Mês	11	127,76	11,614	29,023	<0,001*
Riacho:Mês	22	61,34	2,788	6,967	<0,001*
Resíduos	72	28,81	0,400		

Material Suplementar D. Resultados do Teste de Tukey realizado *a posteriori* da análise (two way ANOVA) para verificar a variância do aporte de matéria orgânica entre os meses. (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Nativo	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Janeiro	-											
Fevereiro	1,000	-										
Março	0,315	0,239	-									
Abril	0,240	0,177	1,000	-								
Mai	0,999	0,999	0,077	0,053	-							
Junho	1,000	1,000	0,310	0,236	0,999	-						
Julho	0,999	0,999	0,048*	0,032*	1,000	0,999	-					
Agosto	0,992	0,997	0,020*	0,013*	0,999	0,993	1,000	-				
Setembro	0,916	0,956	0,005*	0,003*	0,998	0,919	0,999	0,999	-			
Outubro	0,941	0,971	0,006*	0,004*	0,999	0,944	0,999	0,999	1,000	-		
Novembro	1,000	0,999	0,485	0,391	0,998	1,000	0,994	0,960	0,794	0,839	-	
Dezembro	0,999	0,999	0,046*	0,031*	1,000	0,999	1,000	1,000	0,999	0,999	0,993	-
<i>H. dulcis</i>												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Janeiro	-											
Fevereiro	0,031*	-										
Março	<0,001*	0,258	-									
Abril	<0,001*	0,001*	0,820	-								
Mai	<0,001*	0,015*	0,993	0,999	-							
Junho	1,000	0,023*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	-						
Julho	1,000	0,054	<0,001*	<0,001*	<0,001*	1,000	-					
Agosto	0,999	0,003*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,999	0,998	-				
Setembro	0,131	<0,001*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,162	0,080	0,493	-			
Outubro	0,277	<0,001*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,328	0,185	0,734	0,999	-		
Novembro	0,999	0,005*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,999	0,999	1,000	0,407	0,649	-	
Dezembro	0,999	0,008*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,999	0,999	1,000	0,312	0,549	1,000	-

Material Suplementar E. Resultado da Análise de Variância (*Four way ANOVA*) avaliando a variação das taxas de decomposição (*k*) em relação aos tipos de detrito, estação do ano, riachos e malhas. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (*F*) e os valores de *P*. (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Fatores	gl	SQ	MQ	<i>F</i>	<i>P</i>
Estação	1	0,005	0,005	1,726	0,195
Riacho	2	0,004	0,002	0,706	0,499
Tipos de detrito	1	0,034	0,034	12,372	<0,001*
Malha	1	0,020	0,020	7,364	0,009*
Estação:Riacho	2	0,002	0,001	0,338	0,715
Estação: Tipos de detrito	1	0,000	0,001	0,212	0,647
Estação:Malha	1	0,007	0,007	2,613	0,113
Riacho: Tipos de detrito	2	0,003	0,002	0,582	0,563
Riacho:Malha	2	0,003	0,001	0,491	0,615
Tipos de detrito:Malha	1	0,009	0,009	3,327	0,074
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,004	0,002	0,719	0,492
Estação:Riacho:Malha	2	0,004	0,002	0,755	0,476
Estação:Tipos de detrito:Malha	1	0,004	0,004	1,367	0,248
Riacho:Tipos de detrito:Malha	2	0,003	0,002	0,584	0,561
Estação:Riacho:Tipos de detrito:Malha	2	0,004	0,002	0,792	0,459
Resíduos	48	0,131	0,003		

Material Suplementar F. Resultado da Análise de Variância (*three way* ANOVA) avaliando a variação da abundância de invertebrados, a riqueza rarefeita, o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e o Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e a abundância de *Phylloicus* sp. e Leptoceridae em relação aos riachos estudados, as estações do ano e aos tipos de detrito. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (*F*) e os valores de *P*. (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Fatores	gl	SQ	MQ	<i>F</i>	<i>P</i>
Abundância de Invertebrados					
Estações	1	1,816	1,816	7,168	0,013*
Riachos	2	2,254	1,127	4,448	0,023*
Tipos de detrito	1	1,092	1,092	4,310	0,049*
Estação:Riacho	2	10,746	5,373	21,204	<0,001*
Estação:Tipos de detrito	1	0,035	0,035	0,140	0,712
Riacho:Tipos de detrito	2	0,311	0,155	0,613	0,550
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,541	0,270	1,067	0,359
Resíduos	24	6,081	0,253		
Riqueza Rarefeita					
Estações	1	14,599	14,599	16,101	<0,001*
Riachos	2	10,378	5,189	5,723	0,009*
Tipos de detrito	1	2,127	2,127	2,345	0,139
Estação:Riacho	2	14,674	7,337	8,092	0,002*
Estação:Tipos de detrito	1	0,072	0,072	0,079	0,781
Riacho:Tipos de detrito	2	0,317	0,159	0,175	0,841
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,338	0,169	0,187	0,831
Resíduos	24	21,761	0,907		
Índice de Div. de Shannon-Weaver					
Estações	1	0,133	0,133	2,706	0,113
Riachos	2	0,756	0,378	7,709	0,002*
Tipos de detrito	1	0,213	0,213	4,349	0,048*
Estação:Riacho	2	1,652	0,826	16,836	<0,001*
Estação:Tipos de detrito	1	0,001	0,001	0,037	0,849
Riacho:Tipos de detrito	2	0,021	0,010	0,215	0,808

Material Suplementar F. (continuação) Resultado da Análise de Variância (*three way* ANOVA) avaliando a variação da abundância de invertebrados, a riqueza rarefeita, o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e o Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e a abundância de *Phylloicus* sp. e Leptoceridae em relação aos riachos estudados, as estações do ano e aos tipos de detrito. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (*F*) e os valores de *P*. (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Fatores	Gl	SQ	MQ	<i>F</i>	<i>P</i>
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,015	0,007	0,157	0,856
Resíduos	24	1,177	0,049		
Índice de Equitabilidade de Pielou					
Estações	1	0,019	0,019	2,406	0,133
Riachos	2	0,110	0,055	6,854	0,004*
Tipos de detrito	1	0,084	0,843	10,485	0,003*
Estação:Riacho	2	0,555	0,277	34,498	<0,001*
Estação:Tipos de detrito	1	0,000	0,000	0,026	0,872
Riacho:Tipos de detrito	2	0,004	0,002	0,301	0,742
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,005	0,002	0,336	0,718
Resíduos	24	0,193	0,008		
Abundância de <i>Phylloicus</i> sp.					
Estação	1	13,269	13,269	26,815	<0,001*
Riacho	2	7,360	3,680	7,437	0,003*
Tipos de detrito	1	0,053	0,053	0,106	0,747
Estação:Riacho	2	3,315	1,657	3,350	0,052
Estação:Tipos de detrito	1	0,896	0,896	1,810	0,191
Riacho:Tipos de Detrito	2	1,044	0,522	1,055	0,364
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,505	0,253	0,511	0,606
Resíduos	24	11,875	0,495		
Abundância de Leptoceridae					
Estação	1	2,671	2,671	8,058	0,009*
Riacho	2	0,744	0,372	1,123	0,341
Tipos de detrito	1	1,943	1,943	5,861	0,023*
Estação:Riacho	2	8,653	4,326	13,052	<0,001*

Material Suplementar F. (continuação) Resultado da Análise de Variância (*three way* ANOVA) avaliando a variação da abundância de invertebrados, a riqueza rarefeita, o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e o Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e a abundância de *Phylloicus* sp. e Leptoceridae em relação aos riachos estudados, as estações do ano e aos tipos de detrito. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (F) e os valores de P . (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Fatores	Gl	SQ	MQ	F	P
Estação:Tipos de detrito	1	0,302	0,302	0,910	0,350
Riacho:Tipos de Detrito	2	0,150	0,075	0,227	0,798
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	2,254	1,127	3,399	0,051
Resíduos	24	7,956	0,331		

Material Suplementar G. Abundância (média $\pm$ erro padrão) de invertebrados associados as folhas de espécies nativas e *H. dulcis* em cada tempo amostral durante a primavera e o outono após 28 dias de incubação nos três riachos subtropicais estudados. GTF*=Grupo Trófico Funcional, Co= Coletor, Fi= Filtrador, Pred = Predador, Frag = Fragmentador, Rasp = Raspador, Ind = Indeterminado.

Outono										
<i>Taxa</i>	GTF*	Riacho PM			Riacho BO			Riacho SC		
		Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28
<i>H. dulcis</i>										
ARTHROPHODA										
ARACNIDAE										
Hydracarina	Ind	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
ENTOGNATHA										
Collembola	Ind	0,7 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTA										
Diptera										
Ceratopogonidae	Pred	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-
Chironomidae	Co	33,7 $\pm$ 3,7	175,3 $\pm$ 24,1	111,3 $\pm$ 61,0	17,0 $\pm$ 7,0	45,7 $\pm$ 7,4	-	16,0 $\pm$ 1,5	11,0 $\pm$ 3,5	159,7 $\pm$ 57,7
Empididae	Pred	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	0,7 $\pm$ 0,7	-
Tabanidae	Pred	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-
Coleoptera										
Distycidae	Pred	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3
Dryopidae	Frag	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3
Elmidae	Co	1,0 $\pm$ 1,0	-	7,3 $\pm$ 5,4	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	3,7 $\pm$ 2,3	0,3 $\pm$ 0,3
Hydrophilidae	Pred	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-
Psephenidae	Rasp	-	-	0,7 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-
Plecoptera										
Perlidae	Pred	3,7 $\pm$ 0,9	-	1,0 $\pm$ 0,6	1,7 $\pm$ 0,9	-	-	1,0 $\pm$ 0,6	0,7 $\pm$ 0,7	0,3 $\pm$ 0,3
Trichoptera										
Calamoceratidae	Frag	0,7 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,9	-	1,0 $\pm$ 0,6	4,7 $\pm$ 2,4	0,3 $\pm$ 0,3
Glossosomatidae	Rasp	-	-	-	-	-	-	-	1,0 $\pm$ 1,0	0,7 $\pm$ 0,3
Hydroptilidae	Fi	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	Frag	-	1,3 $\pm$ 0,3	2,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,7	6,0 $\pm$ 0,6	0,3 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 1,6	-
Odontoceridae	Rasp	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera										
Baetidae	Co	1,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Caenidae	Co	-	-	-	1,0 $\pm$ 1,0	1,0 $\pm$ 0,6	-	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	1,7 $\pm$ 1,7
Leptophlebiidae	Co	0,7 $\pm$ 0,7	-	0,3 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,6	1,3 $\pm$ 0,7	-	4,3 $\pm$ 0,9	2,3 $\pm$ 1,3	0,3 $\pm$ 0,3
Odonata										
Calopterygidae	Pred	-	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-

Material Suplementar G. (continuação) Abundância (média $\pm$ erro padrão) de invertebrados associados as folhas de espécies nativas e *H. dulcis* em cada tempo amostral durante a primavera e o outono após 28 dias de incubação nos três riachos subtropicais estudados. GTF*=Grupo Trófico Funcional, Co= Coletor, Fi= Filtrador, Pred = Predador, Frag = Fragmentador, Rasp = Raspador, Ind = Indeterminado.

Outono											
Taxa		GTF*	Riacho PM			Riacho BO			Riacho SC		
			Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28
H. dulcis	MALACROSTRACA										
	Amphipoda										
	Hyallellidae	Frag	-	-	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-
	MOLLUSCA										
	GASTROPODA	Rasp	-	-	-	105,7±35,7	60,3±17,7	-	22,0±5,9	41,3±33,5	42,3±10,8
Nativo	ANNELIDA		-	-	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-
	HIRUDINEA	Ind									
	ARTHROPHODA										
	ARACNIDAE										
	Hydracarina	Ind	-	-	0,7±0,3	-	-	-	-	-	-
	ENTIGNATHA										
	Collembola	Ind	-	-	0,7±0,7	-	-	-	-	-	-
	INSECTA										
	Diptera										
	Chironomidae	Co	161,3±90,8	126,7±60,3	94,3±45,2	4,3±0,7	65,3±20,3	-	13,3±9,5	2,0±0,6	55,0±43,2
	Empididae	Pred	1,0±1,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tabanidade	Pred	0,3±0,3	-	0,7±0,7	-	-	-	-	-	-
	Coleoptera										
	Distycidae	Pred	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	Dryopidae	Frag	-	1,0±1,0	0,3±0,3	-	-	-	0,3±0,3	-	-
	Elmidae	Co	2,3±1,9	2,3±0,9	6,0±3,2	-	0,7±0,7	-	1,0±1,0	0,7±0,3	0,3±0,3
	Helotrephidae	Pred	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-
	Hydraenidae	Pred	-	-	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-
	Sthaphylinidae	Ind	0,7±0,7	-	-	-	-	-	-	-	-
	Plecoptera										
Perlidae	Pred	3,0±1,5	0,3±0,3	2,0±1,2	-	-	-	-	0,3±0,3	-	
Trichoptera											
	Calamoceratidae	Frag	1,3±1,3	1,0±1,0	-	1,3±0,9	0,7±0,3	-	5,3±2,2	1,3±0,9	2,7±0,3

Material Suplementar G. (continuação) Abundância (média $\pm$ erro padrão) de invertebrados associados as folhas de espécies nativas e *H. dulcis* em cada tempo amostral durante a primavera e o outono após 28 dias de incubação nos três riachos subtropicais estudados. GTF*=Grupo Trófico Funcional, Co= Coletor, Fi= Filtrador, Pred = Predador, Frag = Fragmentador, Rasp = Raspador, Ind = Indeterminado.

Outono											
<i>Taxa</i>	GTF*	Riacho PM			Riacho BO			Riacho SC			
		Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	
Nativo											
Glossosomatidae	Rasp	0,7 $\pm$ 0,3	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	1,0 $\pm$ 1,0	-	
Leptoceridae	Frag	1,7 $\pm$ 1,2	2,3 $\pm$ 0,3	3,7 $\pm$ 2,7	0,3 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,7	-	0,7 $\pm$ 0,7	1,7 $\pm$ 0,3	3,0 $\pm$ 0,6	
Philopotamidae**	Fi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ephemeroptera											
Baetidae	Co	-	-	1,0 $\pm$ 0,6	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	
Caenidae	Co	-	-	-	-	2,0 $\pm$ 1,0	-	1,0 $\pm$ 0,6	-	0,3 $\pm$ 0,3	
Leptophlebiidae	Co	0,7 $\pm$ 0,7	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	0,7 $\pm$ 0,7	-	2,3 $\pm$ 0,7	3,0 $\pm$ 2,0	-	
Odonata											
Calopterygidae	Pred	-	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	
MOLLUSCA											
BIVALVE		-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	
GASTROPODA	Rasp	-	-	-	42,7 $\pm$ 28,8	21,7 $\pm$ 3,9	-	5,7 $\pm$ 2,4	16,3 $\pm$ 4,7	-	
Primavera											
<i>H. dulcis</i>											
ARTHROPHODA											
ARACNIDAE											
Hydracarina	Ind	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	0,3 $\pm$ 0,3				
ENTOGNATHA											
Collembola	Ind	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	-	
INSECTA											
Diptera											
Chironomidae	Co	4,3 $\pm$ 1,3	18,6 $\pm$ 11,0	32,3 $\pm$ 6,0	6,0 $\pm$ 1,7	4,0 $\pm$ 0,6	8,0 $\pm$ 3,5	7,0 $\pm$ 1,5	10,0 $\pm$ 3,1	3,0 $\pm$ 2,6	
Empididae	Pred	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	0,7 $\pm$ 0,3	-	
Simuliidae	Fi	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	0,7 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 1,3	-	
Tipulidae	Pred	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,6	
Coleoptera											
Distycidae	Pred	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	
Elmidae	Co	2,0 $\pm$ 1,0	1,0 $\pm$ 0,0	0,3 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,7	4,0 $\pm$ 1,2	2,3 $\pm$ 1,5	
Helotrephidae	Pred	-	-	-	-	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,3	-	

Material Suplementar G. (continuação) Abundância (média $\pm$ erro padrão) de invertebrados associados as folhas de espécies nativas e *H. dulcis* em cada tempo amostral durante a primavera e o outono após 28 dias de incubação nos três riachos subtropicais estudados. GTF*=Grupo Trófico Funcional, Co= Coletor, Fi= Filtrador, Pred = Predador, Frag = Fragmentador, Rasp = Raspador, Ind = Indeterminado.

Primavera											
Taxa		GTF*	Riacho PM			Riacho BO			Riacho SC		
			Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28
H. dulcis	Sthaphylinidae	Ind	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-	-
	Hemiptera										
	Mesovelidae	Pred	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lepidoptera	Ind	-	-	-	-	-	0,7±0,3	-	-	-
	Plecoptera										
	Perlidae	Pred	0,3±0,3	0,7±0,3	0,3±0,3	-	-	-	-	1,0±1,0	-
	Trichoptera										
	Calamoceratidae	Frag	0,7±0,3	0,7±0,7	4,7±0,9	5,3±1,9	27,0±8,2	3,0±1,2	3,7±0,3	2,7±1,5	2,7±1,5
	Hydrobiosidae	Pred	-	-	-	1,3±0,7	-	-	-	-	-
	Leptoceridae	Frag	-	0,3±0,3	0,7±0,3	1,0±1,0	1,0±0,0	-	0,7±0,7	0,3±0,3	-
	Odontoceridae	Rasp	-	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	0,3±0,6
	Ephemeroptera										
	Baetidae	Co	4,7±0,9	-	0,3±0,3	1,3±0,3	1,0±0,6	0,7±0,3	1,3±0,7	1,7±0,3	0,7±1,2
	Caenidae	Co	-	-	-	-	-	0,7±0,7	-	-	-
	Leptophlebiidae	Co	0,3±0,3	-	0,3±0,3	-	0,7±0,7	1,0±0,6	2,3±1,5	0,7±0,3	0,7±1,2
	Odonata										
	Calopterygidae	Pred	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3		0,3±0,6
	MOLLUSCA										
	GASTROPODA	Rasp	11,2±0,3	1,7±1,7	0,3±0,3	89,0±33,6±	211,7±66,4	124,7±43,9	23,7±11,2	91,7±3,3	58,7±31,0
	Nativo	ANNELIDA		-	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3
ARACNIDAE											
Hydracarina		Ind	0,3±0,3	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-	0,3±0,3
ENTOGNATHA											
Collembola		Ind	0,7±0,7	0,7±0,7	-	-	-	1,7±1,2	-	0,7±0,7	-
INSECTA											
Diptera											
Chironomidae		Co	4,0±0,6	13,0±2,0	11,3±4,8	3,0±1,2	2,0±0,6	43,7±29,1	5,7±1,8	3,7±0,9	6,0±5,6
Dolichopodidae		Pred	-	-	-	-	-	1,1±1,7	-	-	-
Empididae	Pred	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-	0,3±0,6	

Material Suplementar G. (continuação) Abundância (média $\pm$ erro padrão) de invertebrados associados as folhas de espécies nativas e *H. dulcis* em cada tempo amostral durante a primavera e o outono após 28 dias de incubação nos três riachos subtropicais estudados. GTF*=Grupo Trófico Funcional, Co= Coletor, Fi= Filtrador, Pred = Predador, Frag = Fragmentador, Rasp = Raspador, Ind = Indeterminado.

Primavera											
Taxa		GTF*	Riacho PM			Riacho BO			Riacho SC		
			Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28	Dia 2	Dia 14	Dia 28
Nativo	Simuliidae	Fi	-	0,3±0,3	-	0,7±0,7	-	-	-	-	-
	Coleoptera										
	Distycidae	Pred	-	-	-	-	-	0,7±0,7	-	-	-
	Dryopidae	Frag	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-	-
	Elmidae	Co	-	3,0±2,1	-	-	1,3±0,9	2,0±2,0	0,7±0,3	0,3±0,3	2,3±2,1
	Psephenidae	Rasp	-	0,7±0,3	-	-	-	-	-	-	-
	Hemiptera										
	Mesovelidae	Pred	-	-	-	0,3±0,3	-	-	-	-	-
	Plecoptera										
	Perlidae	Pred	0,7±0,3	1,3±0,9	-	-	0,3±0,3	-	0,3±0,6	-	-
	Trichoptera										
	Calamoceratidae	Frag	0,7±0,7	-	4,7±2,3	5,0±2,5	8,7±4,3	3,7±2,7	5,0±4,0	5,0±1,0	3,7±3,2
	Glossosomatidae	Rasp	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3±0,6
	Helichopsychidae	Rasp	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hydrobiosidae	Pred	-	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	0,3±0,6
	Leptoceridae	Frag	-	-	1,0±1,0	1,0±0,0	7,0±4,7	1,0±0,6	0,3±0,3	2,0±0,6	1,3±2,3
	Philopotamidae	Fi	-	-	0,3±0,3	-	-	-	-	0,3±0,3	0,3±0,6
	Polycentropodidae	Fi	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-
	Ephemeroptera										
	Baetidae	Co	0,7±0,7	1,0±1,0	-	3,3±1,9	0,7±0,7	0,3±0,3	1,3±0,9	1,0±0,0	1,3±1,5
	Caenidae	Co	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-
	Leptophlebiidae	Co	-	-	1,0±0,6	-	-	0,3±0,3	1,0±0,6	1,7±0,7	0,3±0,6
	MALACROSTRACA										
	Isopoda	Ind	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-	-
	MOLLUSCA										
	GASTROPODA	Rasp	-	1,3±1,3	-	39,0±11,5	107,0±58,2	122,0±53,1	10,3±3,8	46,7±26,5	50,0±34,4

*** Baseado em:**

Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies in Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89.

Ramírez A, Gutiérrez-Fonseca PE (2014) Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62: 155-167.

Tomanova S, Goitia E, Helešic J (2006) Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251–264.

****** Apenas uma larva amostrada.

Material Suplementar H. Resultado da Análise de Variância Permutativa Multivariada (PERMANOVA) avaliando a variação dos taxas entre as estações, entre os riachos e entre os tipos de detrito. São descritos os graus de liberdade (gl), soma dos quadrados (SQ), média dos quadrados (MQ), estatística (F), a porcentagem de variação (R^2) e os valores de P . (*) Valores significativos para $P < 0,05$.

Fatores	Gl	SQ	MQ	F	R^2	P
Taxa						
Estação	1	1,537	1,537	8,423	0,149	0,001*
Riacho	2	1,825	0,913	4,100	0,177	0,001*
Tipos de detrito	1	0,177	0,177	0,970	0,018	0,480
Estação:Riacho	2	0,982	0,491	2,690	0,095	0,001*
Estação:Tipos de detrito	1	0,209	0,209	1,147	0,020	0,307
Riacho:Tipos de detrito	2	0,466	0,233	1,277	0,045	0,172
Estação:Riacho:Tipos de detrito	2	0,719	0,360	1,972	0,070	0,004*
Resíduos	24	4,380	0,182		0,425	
Total	35	10,297			1,000	

3. CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados demonstram que a presença de *H. dulcis* em zonas ripárias de pequenos riachos altera o funcionamento destes ecossistemas. Nossa principal conclusão é que a invasão e estabelecimento de *H. dulcis* na vegetação ripária altera diretamente a dinâmica de matéria orgânica, a decomposição de detritos e a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos. A presença de *H. dulcis* na vegetação ripária afeta a dinâmica de matéria orgânica em riachos, pois apresenta um período de queda foliar marcante e curto. Isso torna a oferta de recursos vegetais alóctones pouco diversificados e escassos durante a maior parte do ano para o consumo dos invertebrados aquáticos. Ainda, os detritos de *H. dulcis* apresentam elevadas taxas de decomposição se comparados aos detritos nativos, o que ecologicamente é positivo (rápida ciclagem de nutrientes). Entretanto, a presença de *H. dulcis* na vegetação ripária afetou significativamente a composição da comunidade de invertebrados aquáticos diminuindo, ainda, a diversidade e equitabilidade destes organismos. Isso, possivelmente, compromete o equilíbrio destes ecossistemas tendo em vista importância dos invertebrados aquáticos no processo de decomposição de detritos e na incorporação de energia nas cadeias tróficas aquáticas.

Este é um estudo pioneiro que investiga, diretamente, os efeitos da presença de *H. dulcis* na vegetação ripária de riachos numa perspectiva funcional para os ambientes aquáticos. Assim, este estudo contribui com os conhecimentos existentes sobre ecologia e funcionamento de riachos e também impactos causados por espécies exóticas nestes ecossistemas, subsidiando novos estudos sobre o tema e gerando novas perguntas e hipóteses. Neste sentido, encorajamos novos estudos nesta linha de funcionamento de riachos que explorem aspectos ainda pouco conhecidos de *H. dulcis*. Por exemplo, estudos futuros podem explorar os efeitos das substâncias alelopáticas da espécie sobre a comunidade microbiológica associada a decomposição de detritos em riachos e sobre o tamanho e desenvolvimento (biomassa) dos invertebrados aquáticos. Além disso, sugerimos que estudos voltados ao funcionamento de riachos sejam realizados utilizando como espécies alvo *Eucalyptus* sp. (poucos estudos) e *Pinus* sp. (estudos escassos ou inexistentes). Estes estudos podem fornecer informações ecologicamente relevantes, pois no Brasil, tanto *Eucalyptus* sp. quanto *Pinus* sp. são cultivadas, normalmente, em florestas de monoculturas e, frequentemente, estão próximas a riachos ou substituem a vegetação ripária nativa.

Por fim, acreditamos que este estudo possa auxiliar na elaboração de ações estratégicas em áreas protegidas visando o manejo e gestão de espécies exóticas (neste caso, de *H. dulcis*),

especialmente em Unidades de Conservação, onde a presença de espécies exóticas e de *H. dulcis* tem sido amplamente relatada (SOCIOAMBIENTAL, 2012; ZILLER e DECHOUM, 2013, RIO GRANDE DO SUL, 2017). Neste sentido, este estudo pode contribuir com o Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS) (onde este estudo foi realizado), aumentando o conhecimento existente sobre *H. dulcis*. O Plano de Manejo do PTS destaca fortemente a presença da espécie e argumenta sobre a necessidade de manejo em algumas áreas prioritárias. Tendo em vista os resultados obtidos neste estudo e esta demanda expressa no Plano de Manejo, sugerimos o manejo de *H. dulcis* apenas na vegetação ripária dos pequenos riachos inseridos dentro da área do PTS. Para isso, entretanto, reiteramos fortemente a necessidade de novos e criteriosos estudos avaliando outros aspectos relacionados a ecologia de *H. dulcis*, sua interação com outros grupos biológicos e seu impacto sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres.

Referências

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA nº369/2017. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, RS, 21 dez. 2017.

SOCIOAMBIENTAL. **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (Marcelino Ramos/ RS)**. Florianópolis/SC, 2012.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. v. 3, p. 4-31, 2013.