

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
VEGETAL**

**Processo de decomposição e colonização por invertebrados
aquáticos de detritos foliares em um riacho subtropical de Mata
Atlântica**

Denise Faccin

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Biologia Vegetal da Universidade
Federal de Santa Catarina como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre em
Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

Florianópolis, 2014.



Riacho Cachoeira Grande
Florianópolis, SC

“ A Natureza é o único livro
que oferece um conteúdo valioso
em todas as suas folhas.”
(Johann Goethe)

“Diz-se que, mesmo antes de um rio cair no oceano ele treme de medo.

Olha para trás... o longo caminho sinuoso...

À sua frente um oceano tão vasto...

Entrar nele nada mais é que desaparecer para sempre.

Não há outra maneira. O rio não pode voltar.

Somente quando ele entra no oceano é que o medo desaparece.

Porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas tornar-se oceano.”

(Osho)

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Faccin, Denise

Processo de decomposição e colonização por invertebrados aquáticos de detritos foliares em um riacho subtropical de Mata Atlântica / Denise Faccin ; orientador, Mauricio Mello Petrucio - Florianópolis, SC, 2014.
86 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.

Inclui referências

1. Biologia de Fungos, Algas e Plantas. 2. Decomposição foliar. 3. Comunidade Invertebrados Aquáticos. I. Petrucio, Mauricio Mello. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas. III. Título.

Sumário

Agradecimentos	7
Lista de Tabelas	9
Lista de Figuras	11
Lista de Anexos	13
Resumo	15
1.0 Introdução Geral	17
2.0 Hipóteses	22
3.0 Objetivos	22
4.0 Estrutura da dissertação	23
5.0 Materiais e Métodos	23
Capítulo 1	29
Efeito de fatores intrínsecos e extrínsecos na decomposição de detritos foliares alóctones em um riacho subtropical de Mata Atlântica	
Capítulo 2	53
Efeito da diversidade de detritos foliares na colonização de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição de matéria orgânica em um riacho subtropical de Mata Atlântica	
6.0 Considerações Finais	77
7.0 Referências Gerais	78

Agradecimentos

Agradeço, primeiramente, a minha família.

A minha mãe, que mesmo tão distante sempre esteve próxima, ligando todo dia para acompanhar e desejar boa sorte e sucesso em cada nova etapa, passar receitas de remédinhos caseiros para tantas enxaquecas, dores no corpo, falta de apetite, crises de ansiedade e de tristeza... sempre com palavras de carinho e apoio incondicional.

Ao meu pai, que mesmo sem falar muito, cada reencontro me deixou emocionada e me fez chorar de saudade e de medo de ficar longe.

Aos meus irmãos Daniel, Daniela, Deniz, Dione e Débora, que de uma forma ou de outra são responsáveis por essa conquista, pois estiveram sempre presentes com ajudas financeiras nas horas de aperto, mas principalmente, ajuda emocional, mesmo que por telefone tarde da noite! Agradeço ao Ronaldo pela generosidade e estadia nos meus primeiros dias em Florianópolis.

Agradeço ao meu querido companheiro Bruno, pela compreensão nos momentos mais difíceis, por aguentar firme, mesmo nos dias em que nem eu me aguentava mais. Pelas ajudas nas coletas, caronas, almoço, jantar quando chegava tarde do trabalho, café e sanduíches. Obrigada por não me deixar desistir nem desanimar!

Amo todos vocês!!!

Agradeço ao meu orientador Mauricio Mello Petrucio por confiar no meu potencial, por me deixar responsável por atividades de projetos e pela oportunidade de conhecer muitas pessoas importantes na nossa área. Agradeço ao Prof. Manuel Graça pelo incentivo ao doutorado e exemplo profissional. Agradeço aos membros da banca que aceitaram prontamente participarem da defesa e a certeza de que terei ótimas contribuições.

Aos meus queridos colegas de trabalho do LIMNOS: Mari, Débora, Leo, Natália e Tonetta, que me ajudaram a não desistir e sempre achar uma boa solução pros tantos problemas que enfrentei com experimentos e dissertação. À Lize e à Jéssica que me acompanharam em tantas coletas, abaixo de chuva e de sol, frio e calor, e nas análises de detritos.

Agradeço ao Rafa pela ajuda nas triagens, identificações, mão de obra nas análises de detritos e por me indicar séries interessantes para distrair. Agradeço ao Luis pela ajuda com as análises estatísticas. À Ana e à Aurea pelas ótimas ideias, pelas inúmeras correções, pela imensa paciência e competência...! Vocês foram essenciais para a realização deste trabalho!

Agradeço também aos demais estagiários e colaboradores do LIMNOS, inclusive minhas duas vivências, Kelly e Aline, que me ajudaram tanto com o trabalho mais pesado nas horas em que não tinha mais tempo para nada.

Agradeço aos técnicos do ECZ Félix e Karla, sempre dispostos a ajudar e a me livrar dos problemas de última hora. À Priscila do PPG que esclareceu tantas dúvidas e foi sempre muito atenciosa. Aos colegas do PPG, principalmente ao Leandro que aceitou ser o meu vice na representação discente e me apoiou para fazermos o melhor.

Ao professor Cláudio e seus alunos Shantau e Ednilson pelos empréstimos de material e ajuda nas análises químicas dos detritos.

A toda equipe do LAPAD e do Parque do Peri pelo auxílio com barco nas coletas.

Agradeço á CAPES pelo fomento da bolsa que me sustentou nesses 24 meses de mestrado.

Mesmo não sendo citados aqui (devido ao nervosismo e emoção do momento), agradeço a todas as pessoas que me ajudaram a realizar mais esse sonho!!!

Obrigada!

Lista de tabelas

Capítulo 1

- Tabela 1** Teste de Tukey da ANOVA Three-Way para os valores de coeficiente de decomposição (k), em função das espécies, diferentes tamanhos de malha dos *litter bags* e da estação do ano. Os valores em destaque foram significativos para $p < 0,05$ 40
- Tabela 2** Características nutricionais dos detritos incubados em malha fina e malha grossa. Nutrientes expressos em porcentagem de massa seca remanescente (\pm desvio padrão) (n=4)..... 40
- Tabela 3** Resultados da MANOVA para nitrogênio, fósforo e polifenóis das três espécies vegetais ao longo do tempo de exposição. Os valores em destaque são significativos para $p < 0,05$ 43
- Tabela 4** Dados das variáveis abióticas nos experimentos do verão e inverno: pH, alcalinidade, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada 43
- Tabela 5** Resultado do teste ANOVA One-Way para variáveis abióticas nos experimentos do verão e inverno: pH, alcalinidade, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada 44
- Tabela 6** Teste de regressão linear múltipla por espécie vegetal, correlacionando fatores intrínsecos e extrínsecos em função da % de massa seca remanescente. Variáveis abióticas: pH, alcalinidade, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada. Qualidade nutricional: nitrogênio, fósforo e polifenóis. Densidade de invertebrados: fragmentadores e raspadores 44
- Tabela 7** Famílias de invertebrados e abundância, densidade e biomassa, respectivamente 45
- Tabela 8** Grupos tróficos funcionais apresentados pelas respectivas abundâncias, densidades e biomassas 46

Capítulo 2

- Tabela 1** Diferenças significativas entre os tratamentos (espécies individualizadas ou mix) em função do coeficiente de decomposição (k) (Teste de Tukey). **FI** = *F. adhatodifolia*; **AL** = *A. glandulosa*; **EU** = *E. grandis*; **FIAL** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU** = *F.*

adhatodifolia + *E. grandis*; **ALEU** = *A. glandulosa* + *E. grandis*;
FIALEU = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis* 65

Tabela 2 Quantidades de nutrientes (nitrogênio (N) e fósforo (P)) e polifenóis (Poli) nas diferentes espécies vegetais e suas combinações nas estações verão e inverno. Os valores estão representados em porcentagem por grama de massa remanescente (\pm desvio padrão). **FI** = *F. adhatodifolia*; **AL** = *A. glandulosa*; **EU** = *E. grandis*; **FIAL** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU** = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU** = *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis* 66

Tabela 3 Dados das variáveis abióticas no verão e no inverno: pH, alcalinidade, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada..... 67

Tabela 4 Abundâncias e riquezas dos invertebrados aquáticos nas espécies vegetais individualizadas e suas combinações no verão e no inverno. **FI** = *F. adhatodifolia*; **AL** = *A. glandulosa*; **EU** = *E. grandis*; **FIAL** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU** = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU** = *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis* 67

Lista de Figuras

Introdução geral

Figura 1 Desenho esquemático da sequência de decomposição de detritos foliares. MOPG = matéria orgânica particulada grossa, MOPF = matéria orgânica particulada fina, MOD = matéria orgânica dissolvida (Allan, 1995) 18

Materiais e Métodos

Figura 2 Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri e do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC. Adaptado de Lisboa (2011) 24

Figura 3 Espécies vegetais usadas no experimento: a) *Ficus adhatodifolia*, b) *Alchornea glandulosa* e c) *Eucalyptus grandis*. Fotos: acervo pessoal 25

Figura 4 Rede suspensa 1 m do chão para coletar folhas senescentes. Foto: acervo Lab. Limnos 26

Figura 5 Folhas incubadas em *litter bags* de a) malha grossa, b) malha fina e c) corrente com *litter bags*. Fotos: acervo pessoal..... 26

Figura 6 Desenho esquemático da distribuição das espécies vegetais incubadas individualmente e mix de folhas em *litter bags* no Riacho Cachoeira Grande. A ordem de *litters bags* na corrente foi aleatória..... 27

Capítulo 1

Figura 1 Decaimento de massa das espécies vegetais *Ficus adhatodifolia*, *Alchornea glandulosa* e *Eucalyptus grandis* ao longo de tempo de incubação, no Riacho Cachoeira Grande. k = coeficiente de decomposição. Experimento verão: a) malha fina e b) malha grossa. Experimento inverno: c) malha fina e d) malha grossa..... 39

Figura 2 Lixiviação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e polifenóis das três espécies vegetais ao longo do tempo de exposição na água, na malha fina e malha grossa, nas estações verão e inverno no Riacho Cachoeira Grande. Valores representados por % por grama de massa remanescente. Experimento verão: a) *Ficus adhatodifolia*; b) *Alchornea glandulosa* e c) *Eucalyptus grandis*. Experimento inverno: d) *Ficus adhatodifolia*; e) *Alchornea glandulosa* e f) *Eucalyptus grandis*..... 41

Figura 3 Distribuição dos grupos tróficos funcionais nos diferentes tamanhos de malhas e nos experimentos de verão e inverno no Riacho

Cachoeira Grande. P = predadores; C-R = coletores-raspadores; FR = fragmentadores; G = generalistas; F-C = filtradores-coletores; R = raspadores. Experimento verão: a) malha fina; b) malha grossa. Experimento inverno: c) malha fina e d) malha grossa..... 47

Capítulo 2

Figura 1 Desenho esquemático da distribuição das espécies vegetais incubadas individualmente e mix de folhas em *litter bags* no Riacho Cachoeira Grande. A: *Ficus adhatodifolia*; B: *Alchornea glandulosa*; C: *Eucalyptus grandis*..... 60

Figura 2 Decaimento de massa das espécies vegetais *Ficus adhatodifolia*, *Alchornea glandulosa* e *Eucalyptus grandis* ao longo de tempo de incubação no Riacho Cachoeira Grande. Espécies individualizadas: a) verão e b) inverno. Mix de folhas: c) verão e d) inverno. **FI** = *F. adhatodifolia*; **AL** = *A. glandulosa*; **EU** = *E. grandis*; **FIAL** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU** = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU** = *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis* 64

Figura 3 Ordenação NMDS para a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos entre as combinações das espécies vegetais nos diferentes tempo de incubação no experimento do inverno. Riacho Cachoeira Grande 69

Figura 4 Ordenação NMDS para a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos entre as combinações das espécies vegetais nos diferentes tempo de incubação no experimento do verão. Riacho Cachoeira Grande 69

Lista de Anexos

Anexo 1 Teste de regressão linear por espécie vegetal individualizada, correlacionando qualidade do detrito, densidade de invertebrados e variáveis abióticas em função da % de massa seca remanescente. Qualidade nutricional: nitrogênio, fósforo e polifenóis. Densidade de invertebrados: fragmentadores e raspadores. Variáveis abióticas: pH, alcalinidade, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada. Os dados em destaque foram significativamente correlacionados ($p < 0,05$). **FI**= *F. adhatodifolia*; **AL**= *A. glandulosa*; **EU**= *E. grandis*..... 85

Anexo 2 Teste de regressão linear do mix de espécies, correlacionando qualidade do detrito, densidade de invertebrados e variáveis abióticas em função da % de massa seca remanescente. Qualidade nutricional: nitrogênio, fósforo e polifenóis. Densidade de invertebrados: fragmentadores e raspadores. Variáveis abióticas: pH, alcalinidade, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e precipitação acumulada. Os dados em destaque foram significativamente correlacionados ($p < 0,05$). **FIAL**= *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU**= *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU**= *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU**= *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*..... 86

Resumo

Em riachos de pequenas ordens a energia do ecossistema aquático é obtida pelos processos de decomposição de detritos. As taxas de decomposição de detritos vegetais são influenciadas por fatores extrínsecos e fatores intrínsecos que agem simultaneamente e podem ter efeitos positivos ou negativos, acelerando ou retardando o processo de decomposição. O objetivo deste estudo foi testar se fatores intrínsecos (qualidade do detrito e perda de nutrientes ao longo do tempo) e fatores extrínsecos (variáveis ambientais e colonização de invertebrados aquáticos) influenciam o processo de decomposição dos detritos foliares em um riacho subtropical de terceira ordem. Através de dois experimentos realizados no verão e no inverno, no Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC, foram avaliadas as taxas de decomposição de três espécies vegetais e a colonização por invertebrados aquáticos atuando como aceleradora do processo de decomposição. Os resultados indicam que tanto a qualidade do detrito quanto os fatores ambientais foram importantes para o processo de decomposição de detritos foliares alóctones. As maiores taxas de decomposição ocorreram em folhas mais macias, com menores quantidades de polifenóis. Os detritos foram decompostos mais rapidamente no verão devido a maior abrasão física da água, maior precipitação, maior temperatura e maior densidade de invertebrados. As características associadas à defesa das plantas como menor quantidade de compostos secundários e dureza pareceram mais importantes à fauna decompositora que propriamente a qualidade nutricional. As taxas de decomposição de todas as espécies vegetais foram relacionadas às variáveis ambientais. Isso comprova a importância da realização dos experimentos em diferentes momentos ao longo do ano, em que ocorrem variações nos parâmetros ambientais avaliados e que interferem nas taxas de decomposição e na colonização por invertebrados. Os resultados também possibilitaram inferir que as taxas de decomposição de detritos foliares incubados em conjunto com outros pareceram resultar das taxas de decomposição conjuntas de cada espécie vegetal e a diversidade e a comunidade de invertebrados aquáticos associados ao processo de decomposição foliar foi mais influenciada pelo tempo de exposição do detrito na água que a heterogeneidade dos recursos alimentares.

Palavras-chave: Taxas de decomposição, invertebrados aquáticos, qualidade nutricional, fatores extrínsecos.

1.0. Introdução Geral

O entendimento sobre o processo de decomposição é fundamental para avaliar como ocorre a ciclagem de energia e nutrientes no sistema aquático (Abelho, 2001). Em riachos de pequenas ordens, a produção primária é limitada, uma vez que a densa cobertura de dossel da vegetação ripária limita a entrada de luminosidade no sistema aquático (Vannote et al., 1980; Abelho, 2001). Nesse sistema heterotrófico a principal fonte de energia provém da decomposição de detritos alóctones da vegetação ripária e pode conter folhas, flores, sementes, galhos, cascas, frutos e outras partes vegetais (Benfield, 1997), também chamados de matéria orgânica particulada grossa (MOPG). As folhas podem representar de 41 a 98% da matéria orgânica presente (Abelho & Graça, 1998; Benson, & Pearson, 1993; França et al., 2009; Lisboa et al., 2012 (dados não publicados); Caldas, 2014 (dados não publicados)) e são rapidamente colonizadas e usadas por decompositores aquáticos (Gessner et al, 1999; Tank et al., 2010).

O processo de decomposição inicia logo após a queda do detrito no riacho onde seus compostos solúveis (nitrogênio, fósforo e polifenóis) são lixiviados, liberando no sistema aquático a matéria orgânica dissolvida (MOD). A lixiviação é geralmente rápida, variando de 48 horas até sete dias (Graça et al., 1995; Canhoto & Graça, 1996; Casas & Gessner, 1999) e pode ocorrer uma perda de, aproximadamente, 40% da massa inicial da folha (Moretti et al., 2007).

A segunda fase do processo de decomposição é o condicionamento, onde ocorre a colonização microbiana do detrito e intensificam-se as modificações químicas e estruturais, levando a um aumento da biomassa da folha, da palatabilidade e da qualidade nutricional do detrito para os invertebrados detritívoros (Abelho, 2001; Allan & Castillo, 2007), uma vez que tais micro-organismos apresentam quantidades de nutrientes, principalmente de nitrogênio (Graça, 2001). A dinâmica de colonização destes micro-organismos está fortemente associada com a qualidade nutricional e a concentração de compostos estruturais e secundários dos detritos foliares (Ardón & Pringle, 2008).

A decomposição física da MOPG é a terceira fase da decomposição e resulta da maceração por fungos, abrasão física e da atividade de invertebrados fragmentadores e raspadores (Allan, 1995). A atividade de fragmentadores ao utilizar os detritos como abrigo e/ou alimento pode resultar em torno de 64% de perda de massa (Graça, 2001; Hieber & Gessner, 2002; Moretti et al., 2007). Apesar de

distintas, estas fases se sobrepõem durante o processo de decomposição da matéria orgânica (Gessner et al., 1999) e ao longo do processo a MOPG alóctone vai sendo transformada em matéria orgânica particulada fina (MOPF) (Figura 1).

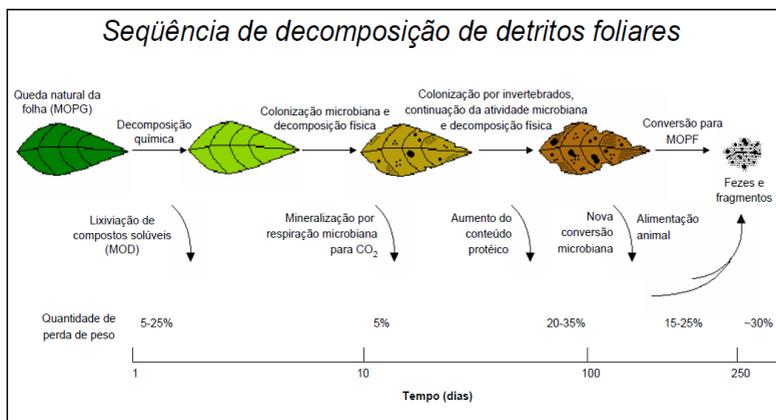


Figura 1 Desenho esquemático da seqüência de decomposição de detritos foliares. MOPG = matéria orgânica particulada grossa, MOPF = matéria orgânica particulada fina, MOD = matéria orgânica dissolvida (Allan, 1995).

Cada espécie vegetal possui diferentes taxas de decomposição, que são influenciadas por fatores intrínsecos (qualidade do detrito) e fatores extrínsecos (variáveis ambientais). Em ambientes naturais, a coexistência de várias espécies vegetais proporciona a ocorrência simultânea de diferentes taxas de decomposição (Hoorens et al., 2003; Moretti, 2005), por isso, estudos sobre o processo de decomposição de detritos foliares com espécies individuais não remetem à realidade complexa do ecossistema (Hoorens et al., 2003). Além da composição química de detritos variar ao longo do tempo de exposição na água, a composição química de espécies de uma mistura de detritos pode afetar a taxa de decomposição de cada espécie individualmente (Petersen & Cummins, 1974; Leff & McArthur, 1989) e ainda alterar a comunidade de invertebrados associados. Entretanto, em alguns estudos não houve relação entre diversidade de detritos e taxas de decomposição (Swan & Palmer, 2004; Moretti et al., 2007).

As propriedades intrínsecas das folhas são fortemente relacionadas com as condições ambientais locais, pois têm suas

propriedades influenciadas por alterações na temperatura ou quantidade de precipitação, por exemplo (Rier et al., 2002; Adams et al., 2003). Os fatores intrínsecos considerados são: dureza (Graça, 2001), conteúdo nutricional (Ostrofsky, 1997), e presença de compostos secundários dos detritos (Canhoto & Graça, 1999; Osono & Takeda, 2001). Detritos com maior dureza, grandes quantidades de compostos estruturais e secundários, apresentam taxas de decomposição mais lentas comparadas às taxas de decomposição de detritos menos duros e ricos nutricionalmente (Moretti et al., 2007). A dureza da folha está relacionada à quantidade de compostos estruturais, como lignina e celulose, que agem em conjunto como barreira de proteção contra micro-organismos e fragmentadores (Graça, 2001). Entre os compostos secundários, os polifenóis funcionam como defesa contra herbívoros, logo, grandes concentrações podem retardar a velocidade de decomposição por dificultar a colonização por micro-organismos e posteriormente por invertebrados (Graça & Bärlocher, 2005; Trevisan & Hepp, 2007). A quantidade de nutrientes constituintes da folha, principalmente nitrogênio, é importante na qualidade do detrito, uma vez que os organismos tendem a consumir preferencialmente e crescer mais rapidamente em folhas ricas nutricionalmente (Friberg & Jacobsen, 1999). Quanto maior a retenção de carbono e nutrientes (nitrogênio e fósforo) nas folhas, mais atrativas estas se tornam na utilização pelos micro-organismos e invertebrados aquáticos (Gessner, 1991).

A substituição de espécies vegetais ripárias nativas por exóticas, principalmente quando cultivadas em monoculturas (Hepp et al., 2009), afeta a dinâmica e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. A zona ripária nativa funciona como filtro, diminuindo o impacto das áreas adjacentes e impedindo a entrada de detritos de espécies exóticas cultivadas no entorno dos riachos e que poderiam causar prejuízos no processo de decomposição. Algumas espécies exóticas podem conter compostos secundários não palatáveis aos invertebrados associados que podem comprometer os processos naturais de decomposição da matéria orgânica que venha se depositar no leito do rio (Hepp et al., 2009). As folhas de eucalipto possuem baixos níveis de nitrogênio se comparados com outras espécies decíduas (Hart et al., 1975; Pozo, 1993) e isso contribui para a diminuição na entrada de nutrientes nos riachos (Bun, 1988). Este *input* em riachos cercados por florestas de eucaliptos pode diminuir até 67% de nitrogênio e 65% de fósforo quando comparados a riachos cercados de floretas nativas (Pozo et al., 1997).

Os fatores extrínsecos considerados influentes em processos de decomposição são: temperatura do ar e da água (Liski et al., 2003; Webster & Benfield, 1986), condutividade, velocidade de corrente e consequente abrasão física (Heard et al., 1999; Ferreira et al., 2006), oxigênio dissolvido (Bjelke, 2005), declividade, precipitação, pH (Griffith & Perry, 1993), disponibilidade de recursos alimentares (Suberkropp & Chauvet, 1995) e/ou abrigo e presença de detritívoros e consumidores (Graça, 2001). Águas com baixo pH estão associados à menores coeficientes de decomposição, uma vez que águas ácidas inibem a atividade microbiana (Mulholland et al., 1987). A velocidade da água, por sua vez, atua diretamente sobre os detritos em decomposição, promovendo a fragmentação física da folha (Ferreira et al., 2006). Os maiores coeficientes de decomposição estão relacionados com maiores valores de temperatura e de oxigênio dissolvido. Sob estas condições ocorre o aumento da biomassa dos detritos e da atividade dos micro-organismos e invertebrados aquáticos fragmentadores (Petersen & Cummins, 1974; Gonçalves et al., 2014).

A estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos é influenciada pela abundância e composição da matéria orgânica do sistema, pois esta serve como alimento, substrato e abrigo para a fauna (Moretti et al., 2007). O tempo de exposição dos detritos, a diversidade do substrato e a heterogeneidade dos recursos alimentares também influenciam a colonização. Os invertebrados decompositores respondem rapidamente às agregações de recursos alimentares, aproveitando os detritos foliares como *hotspots* de abundância de organismos (Kobayashi & Kagaya, 2004, 2005; Ligeiro et al., 2010).

Alguns detritos são mais atrativos para invertebrados aquáticos que outros devido à composição química, estrutura física e níveis de degradação, pois as características dos detritos mudam ao longo do tempo de exposição na água, bem como a atratividade do detrito para os invertebrados que varia pois o detrito lixívia compostos não palatáveis ao longo do tempo e aumenta a qualidade nutricional em determinado momento da exposição na água (Abelho, 2001; Graça, 2001). A preferência alimentar dos consumidores de detritos é influenciada pela heterogeneidade dos recursos alimentares (Swan & Palmer, 2006; Graça, 2001). Os fatores que influenciam podem ser tanto positivos (nutrientes disponíveis) como negativos (compostos secundários não palatáveis aos invertebrados). Insetos aquáticos fragmentadores (ex: Família Calamoceratidae, Trichoptera) obtêm energia e nutrientes

necessários colonizando e ingerindo preferencialmente folhas de maior qualidade nutricional (Bastian et al., 2007; Janke & Trivinho-Strixino, 2007; Abelho, 2008; Graça & Cressa, 2010), especialmente aquelas já condicionadas pela colonização microbiana (Bastian et al., 2007; Graça & Cressa, 2010). Os insetos aquáticos considerados generalistas, como os indivíduos da sub-família *Chironomine* (Família Chironomidae, Diptera), não possuem preferências alimentares e seus hábitos são dificilmente reconhecidos, pois se alimentam de qualquer matéria orgânica disponível (Callisto et al., 2007).

Os invertebrados aquáticos são classificados basicamente em cinco grupos tróficos funcionais: coletores-raspadores (C-R), filtradores-coletores (F-C), fragmentadores (Fr), predadores (P) e generalistas (G). Os coletores são animais que consomem matéria orgânica fina particulada (MOFP < 1 mm); os raspadores são adaptados para raspar/rasgar perifíton e microbiota associada de substratos orgânicos ou minerais depositados nos rios; os filtradores possuem estruturas anatômicas especializadas (estruturas com cerdas, secretoras de seda, ventosas) que atuam como peneiras para filtrar partículas em suspensão; os fragmentadores são organismos que retalham grandes pedaços de tecido vegetal (> 1 mm diâmetro), transformando diretamente MOPG em MOFP; os predadores são organismos que se alimentam de tecido animal, engolindo ou prendendo sua presa para sugar o conteúdo corporal; e os generalistas são animais que não possuem hábito alimentar específico, consumindo qualquer matéria orgânica disponível (Merritt & Cummins, 1996; Wallace et al., 1999).

As condições do detrito (recurso alimentar) influenciam a estrutura trófica da comunidade de invertebrados. Inicialmente, ocorre o predomínio de fragmentadores que cortam o detrito e consomem ou usam esses fragmentos como abrigo. Após, a transformação dessa matéria em partículas finas atrai os coletores e filtradores, que tendem a predominar na comunidade. Em córregos sob influência direta da luz, ocorre o desenvolvimento do biofilme, fornecendo recurso para os raspadores (Merritt & Cummins, 1996), que por sua vez raspam o detrito, auxiliando na quebra da barreira física, facilitando a colonização de micro-organismos novamente.

O processo de decomposição de detritos foliares alóctone e o papel dos invertebrados aquáticos associados são bem conhecidos e estudados em ambientes temperados (Petersen & Cummins, 1974; Gessner & Chauvet, 1994 Graça & Canhoto, 2006; Li & Tieg, 2008;

Encalada, 2010; Lagrue, 2011; Villanueva, 2012). Em ambientes tropicais destacam-se os estudos realizados por Gonçalves et al. (2006, 2007), Moretti et al. (2007), Gonçalves & Callisto (2007), Cunha-Santino & Bianchini (2008), Cunha-Santino, Bianchini & Okawa (2010), Moulton (2009), Ligeiro (2010), Barantal (2011), Mitre (2011) e Gonçalves et al. (2012, 2014). Os autores Ferreira (2012), Boyero (2012) e Bruder (2013) relatam semelhanças e diferenças entre ambientes tropicais e temperados e como as taxas de decomposição e colonização por invertebrados são influenciados por fatores extrínsecos e a qualidade dos detritos estudados. Porém este é um dos primeiros trabalhos realizados em ambiente subtropical no Brasil que, juntamente com demais dados coletados simultaneamente a este estudo, formarão um banco de dados consistente para fomentar futuras pesquisas visando à conservação, tanto de zonas ripárias subtropicais quanto das comunidades aquáticas associadas a esse importante ambiente.

2.0. Hipóteses

As seguintes hipóteses foram formuladas: i) tanto a qualidade dos detritos (fatores intrínsecos) quanto fatores extrínsecos são importantes para o processo de decomposição e colonização por invertebrados aquáticos, desse modo, espera-se encontrar a maior taxa de decomposição e colonização na espécie vegetal com maior qualidade nutricional (N e P), menor dureza e menor quantidade de compostos secundários e no período verão, devido as maiores temperaturas que aceleram as atividades dos decompositores; ii) as taxas de decomposição dos detritos com acesso de invertebrados aquáticos serão mais rápidas, uma vez que estes, através de sua atividade alimentar fragmentam as folhas, acelerando o processo de decomposição e iii) as folhas incubadas misturas terão maiores taxas de decomposição, maior abundância e riqueza de invertebrados aquáticos, especialmente fragmentadores e raspadores, pois a maior heterogeneidade de substratos oferece maior diversidade de alimento e abrigo.

3.0. Objetivo Geral

Avaliar o efeito de fatores intrínsecos e extrínsecos nas taxas de decomposição de detritos foliares em um riacho subtropical de Mata Atlântica.

3.1. Objetivos específicos

- a) Comparar as taxas de decomposição de detritos foliares de distintas espécies vegetais em diferentes malhas de *litter bags*, no verão e no inverno;
- b) Mensurar a lixiviação dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e polifenóis de espécies vegetais, ao longo do tempo de exposição na água;
- c) Avaliar se a heterogeneidade de detritos foliares influencia a comunidade de invertebrados aquáticos associados ao processo de decomposição;

4.0. Estrutura da Dissertação

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos que representam dois experimentos distintos sobre decomposição foliar e comunidade de invertebrados aquáticos associados a detritos foliares em riacho subtropical de pequena ordem.

No primeiro capítulo foram avaliados se fatores intrínsecos e extrínsecos influenciam as taxas de decomposição de detritos foliares alóctones em riacho subtropical. No segundo capítulo foi avaliado se a maior diversidade de detritos vegetais influencia as taxas de decomposição e colonização de invertebrados.

5.0. Materiais e Métodos

5.1. Área de estudo

A Mata Atlântica é a floresta com maior diversidade do mundo e considerada um *hotspot* de biodiversidade mundial pela International Union for Conservation of Nature (IUCN). Hoje ela se encontra reduzida a apenas 7,2% de sua área original (Myers et al., 2000).

A área de estudo está situada em Florianópolis, região subtropical do Brasil e extremo sul da Mata Atlântica. O clima é representado por ausência de estação seca, chuvas distribuídas uniformemente (160 ml/mês no verão e 100 ml/mês no inverno) durante o ano (Nascimento, 2002). A média da temperatura do verão varia de 26°C a 31°C e a média no inverno varia de 7,5°C a 12°C. A temperatura média anual está em torno de 24°C (Inmet).

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) foi criado em 1981 (Lei 1.828/81; Decreto 091/82), com o intuito de preservar os atributos excepcionais da natureza a fim de conciliar a proteção do ecossistema com práticas educacionais, científicas e recreativas que envolvam a comunidade local, sendo proibida qualquer atividade de

exploração dos recursos naturais. A região da Lagoa do Peri é de extrema importância para Florianópolis, pois é o principal sistema de captação de água que abastece cinco distritos do município: Pântano do Sul, Campeche, Ribeirão da Ilha, Lagoa da Conceição e Barra da Lagoa (GGE-UFSC, 2006). A maior parte do parque é coberta por vegetação de Floresta Ombrófila Densa. Segundo Caruso (1990), as regiões noroeste e sudeste da Lagoa do Peri possuem um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária em Florianópolis, e algumas dessas áreas apresentam aspecto fisionômico muito semelhante à floresta primária.

Dentre os principais tributários da Bacia Hidrográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri, o riacho Cachoeira Grande (Figura 2) ($48^{\circ}31'W$ e $27^{\circ}42'S$) desemboca na Lagoa do Peri, possui 1,7 km de extensão, declividade média de 20 cm/m, drenando uma área de 1,66 km² (Santos et al., 1989; Nascimento, 2002). A vegetação ripária predominante no local do estudo é representada por *Cupania vernalis*, *Ficus adhatodifolia*, *Ficus eximia*, *Schizolobium parahyba*, *Tetraorchidium rubrivenium*, *Alchornea glandulosa* (Lisboa et al., 2012, dados não publicados).

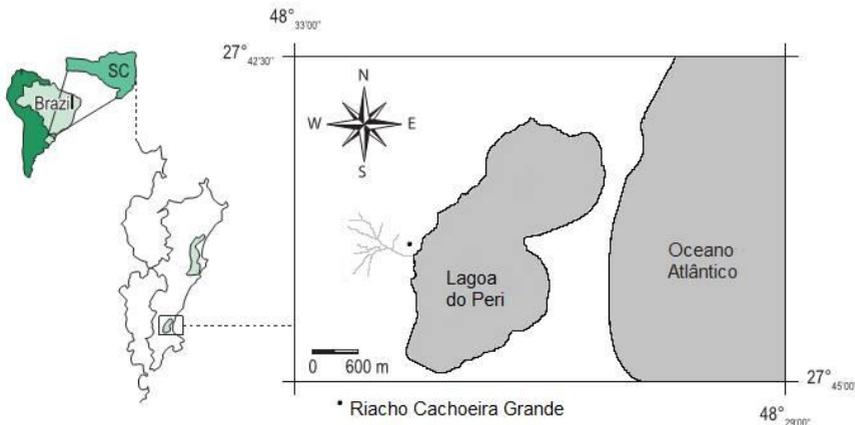


Figura 2 Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri e do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC. Adaptado de Lisboa (2011).

5.2. Delineamento amostral

O experimento do verão foi incubado entre Fevereiro e Março de 2013 e o experimento de inverno entre Julho e Agosto de 2013.

Duas espécies vegetais nativas predominantes da zona ripária foram usadas no experimento (Figuras 3a e 3b), *Ficus adhatodifolia* Schott e *Alchornea glandulosa* Poepp.&Endl., e uma espécie exótica, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden (Figura 3c).



Figura 3 Espécies vegetais usadas no experimento: a) *Ficus adhatodifolia*, b) *Alchornea glandulosa* e c) *Eucalyptus grandis*. Fotos: acervo pessoal.

Lisboa (2012, dados não publicados) cita as espécies nativas *Ficus adhatodifolia* e *Alchornea glandulosa* como duas das mais abundantes no local do estudo. *Eucalyptus grandis* foi escolhida por ser uma espécie exótica mundialmente conhecida e também presente no local de estudo.

Os detritos foliares foram coletados na vegetação ripária do riacho Cachoeira Grande, com auxílio de uma rede suspensa a um metro do chão (Figura 4), com malha de 1 cm. Após trinta dias as folhas senescentes foram coletadas, secas ao ar livre, separadas as espécies e pesadas para serem incubadas nos *litter bags*.



Figura 4 Rede suspensa 1 m do chão para coletar folhas senescentes.

Foto: acervo pessoal.

Experimento do capítulo 1

Após 30 dias coletando o material na rede suspensa, as folhas senescentes foram secas ao ar livre, pesadas (3g) e colocadas individualmente em *litter bags* de malha grossa (10 mm, 15 cm X 20 cm) (Figura 5a) e de malha fina (0,5 mm, 15 cm X 20 cm) (Figura 5b) e incubados no riacho na mesma data. Todos os *litter bags* foram distribuídos aleatoriamente em quatro correntes (Figura 5c), sendo quatro réplicas para cada espécie em malha fina e malha grossa, totalizando 24 *litter bags* em cada estação (verão e inverno). As correntes foram distribuídas ao longo de um trecho de 100 m, distantes entre si cerca de 20 m, em remanso e com similar entrada de luminosidade permitida pela cobertura vegetal.

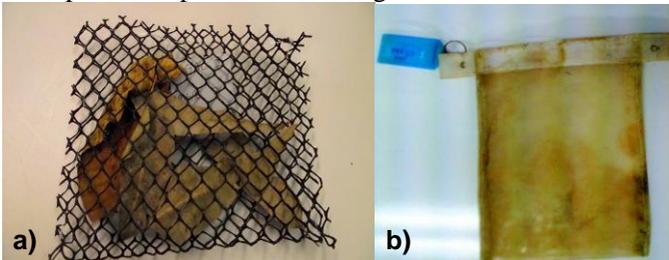




Figura 5 Folhas incubadas em *litter bags* de a) malha grossa, b) malha fina e c) corrente com *litter bags*. Fotos: acervo pessoal.

Experimento do capítulo 2

As folhas senescentes coletadas da rede suspensa foram secas ao ar livre, pesadas (3g) e colocadas em *litter bags* de malha grossa (10 mm, 15 cm X 20 cm), seguindo a distribuição conforme a Figura 6: **FI** - *Ficus adathodifolia*; **AL** - *Alchornea glandulosa*; **EU** - *Eucalyptus grandis*; **FIAL** - *Ficus adathodifolia* + *Alchornea glandulosa*; **FIEU** - *Ficus adathodifolia* + *Eucalyptus grandis*; **ALEU** - *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*; **FIALEU** - *Ficus adathodifolia* + *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*. Os *litter bags* foram incubados no riacho em remanso e com similar cobertura vegetal, na mesma data. Cada combinação teve quatro réplicas que foram distribuídas em quatro correntes aleatoriamente, totalizando 28 *litter bags* por estação (verão e inverno).



Figura 6 Desenho esquemático da distribuição das espécies vegetais incubadas individualmente e mix de folhas em *litter bags*. A ordem de *litter bags* na corrente foi aleatória.



Foto: acervo pessoal

Riacho Cachoeira Grande
Florianópolis, SC

Capítulo 1

Efeito de fatores intrínsecos e extrínsecos na decomposição de detritos foliares alóctones em um riacho subtropical de Mata Atlântica

(Este capítulo será submetido à revista Hydrobiologia)

Capítulo 1

Efeito de fatores intrínsecos e extrínsecos na decomposição de detritos foliares alóctones em um riacho subtropical de Mata Atlântica

Denise Faccin^{1,2}; Ana Emilia Siegloch³; Aurea Luiza Lemes da Silva⁴ e
Mauricio Mello Petrucio^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil

E-mail: denisefaccin@gmail.com

² Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil

E-mail: petrucio@ccb.ufsc.br

³ Programa de Mestrado em Ambiente e Saúde, Universidade do Planalto Catarinense, Av. Castelo Branco, 170, Bairro Universitário, 88509-900, Lages, SC.

E-mail: asiegloch@gmail.com

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília – DF – CEP 70910-900

E-mail: luizalemes@yahoo.com.br

Resumo

O objetivo deste estudo foi testar se fatores intrínsecos (qualidade do detrito e perda de nutrientes ao longo do tempo) e fatores extrínsecos (variáveis ambientais e colonização de invertebrados aquáticos) influenciam o processo de decomposição dos detritos foliares em um riacho subtropical de terceira ordem. As seguintes hipóteses foram formuladas: i) tanto a qualidade dos detritos foliares (fatores intrínsecos) quanto fatores extrínsecos são importantes para o processo de decomposição, pois ambos afetam as taxas de decomposição acelerando ou retardando o processo. Desse modo, espera-se que, ii) a maior taxa de decomposição seja registrada no detrito com maior qualidade nutricional (N e P), menor dureza, menor quantidade de compostos secundários; iii) as maiores taxas de decomposição sejam registradas no verão, influenciadas pelos elevados níveis de precipitação e picos de temperatura, sendo que estes parâmetros aceleram as taxas de decomposição; e iv) as maiores taxas de decomposição ocorram nos detritos que sofrerem maior abrasão física da velocidade da água e maior acesso de invertebrados fragmentadores e raspadores. Através de experimentos realizados no verão e no inverno foram avaliadas as taxas de decomposição de três espécies vegetais, com folhas incubadas em diferentes tamanhos de malha, no Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis. Os resultados indicaram que tanto a qualidade do detrito quanto os fatores ambientais foram importantes para o processo de decomposição de detritos foliares alóctones dentro de um ambiente de riacho. As maiores taxas de decomposição ocorreram em folhas mais macias, com menores quantidades de polifenóis e maior densidade de fragmentadores e raspadores. Os detritos incubados em malha grossa no verão foram decompostos mais rapidamente devido a maior abrasão física da água, maior precipitação, maior temperatura e maior densidade de invertebrados.

Palavras-chave: Taxas de decomposição, fatores intrínsecos, fatores extrínsecos, invertebrados aquáticos.

1.0. Introdução

Em riachos de pequenas ordens, a produção primária é limitada, uma vez que a densa cobertura de dossel da vegetação ripária limita a entrada de luminosidade no sistema aquático (Vannote et al, 1980; Abelho, 2001). Nesse sistema, que é então heterotrófico, a decomposição é a principal fonte de energia do sistema através da decomposição de detritos, principalmente os foliares, pois são rapidamente colonizados e usados por decompositores aquáticos como fungos e bactérias (Gessner et al., 1999; Tank et al., 2010).

As taxas de decomposição das espécies vegetais são influenciadas por fatores extrínsecos e fatores intrínsecos. As propriedades intrínsecas das folhas são fortemente relacionadas com as condições ambientais locais, pois têm suas propriedades influenciadas por alterações, por exemplo, na temperatura ou na quantidade de precipitação (Rier et al., 2002; Adams et al., 2003). Os fatores intrínsecos considerados são: dureza (Graça, 2001), conteúdo nutricional (Ostrofsky, 1997) e compostos secundários dos detritos (Canhoto & Graça, 1999; Osono & Takeda, 2001). Assim, detritos com maior dureza, grandes quantidades de compostos estruturais e secundários apresentam taxas de decomposição mais lentas quando comparadas aos detritos menos duros e com maiores concentrações de nitrogênio e fósforo (Moretti et al., 2007).

Entre os fatores extrínsecos que influenciam os processos de decomposição, estão a temperatura da água (Liski et al., 2003), condutividade elétrica, velocidade de corrente e consequente abrasão física (Heard et al., 1999; Ferreira 2006), precipitação, pH e alcalinidade (Griffith & Perry, 1993), disponibilidade de recursos alimentares (Suberkropp & Chauvet, 1995) e presença de fragmentadores e raspadores (Graça, 2001). Os maiores coeficientes de decomposição estão relacionados aos maiores valores de temperatura (Webster & Benfield, 1986) e de oxigênio dissolvido (Bjelke, 2005). Sob estas condições ocorre aumento da biomassa do detrito e da atividade dos micro-organismos e invertebrados aquáticos fragmentadores (Petersen & Cummins, 1974; Gonçalves et al., 2014). Elevadas quantidades de precipitação podem ocasionar maior abrasão física, aumentando assim as taxas de decomposição do detrito exposto. Alguns detritos são mais atrativos para invertebrados aquáticos que outros devido à composição química, estrutura física e níveis de degradação, pois as características dos detritos mudam ao longo do tempo de exposição na água, bem como

a atratividade do detrito muda com o tempo (Abelho, 2001; Graça, 2001).

Outro fator extrínseco é a colonização por invertebrados aquáticos como aceleradores do processo de decomposição. Os invertebrados aquáticos são basicamente classificados em cinco grupos tróficos funcionais: coletores-raspadores (C-R), filtradores-coletores (F-C), fragmentadores (Fr), predadores (P) e generalistas (G). Porém, os invertebrados que participam diretamente do processo de decomposição são apenas os raspadores e fragmentadores. Os raspadores são adaptados para raspar/rasgar a microbiota associada de substratos orgânicos depositados nos rios; e os fragmentadores são organismos que retalham grandes pedaços de tecido vegetal (> 1 mm diâmetro), transformando diretamente matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Merritt & Cummins, 1996).

As seguintes hipóteses foram formuladas: i) tanto a qualidade dos detritos foliares (fatores intrínsecos) quanto fatores extrínsecos são importantes para o processo de decomposição, pois ambos afetam as taxas de decomposição acelerando ou retardando o processo. Desse modo, espera-se que, ii) a maior taxa de decomposição seja registrada no detrito com maior qualidade nutricional (N e P), menor dureza, menor quantidade de compostos secundários; iii) as maiores taxas de decomposição sejam registradas no verão, influenciadas pelos elevados níveis de precipitação e picos de temperatura, sendo que estes parâmetros aceleram as taxas de decomposição; e iv) as maiores taxas de decomposição ocorram nos detritos que sofrerem maior abrasão física da velocidade da água e maior acesso de invertebrados fragmentadores e raspadores.

O presente trabalho teve como objetivo testar se fatores intrínsecos (qualidade do detrito e perda de nutrientes ao longo do tempo) e fatores extrínsecos (variáveis ambientais e colonização de invertebrados aquáticos) influenciam o processo de decomposição dos detritos foliares em um riacho subtropical de terceira ordem. Os objetivos específicos foram avaliar as taxas de decomposição de detritos e colonização por invertebrados aquáticos (principalmente fragmentadores e raspadores) usando *litter bags*. O *litter bag* de malha fina restringindo o acesso dos invertebrados e o de malha grossa permitindo a entrada de invertebrados aceleradores das taxas de decomposição.

2.0. Metodologia

2.1. Área de estudo

A Mata Atlântica é a floresta com maior diversidade do mundo e considerada um *hotspot* de biodiversidade mundial pela International Union for Conservation of Nature (IUCN). Hoje ela se encontra reduzida a apenas 7,2% de sua área original (Myers et al., 2000). O presente estudo foi realizado no riacho Cachoeira Grande, um riacho preservado de terceira ordem no município de Florianópolis-SC (48°31' W e 27°42' S). O riacho é um dos principais tributários da Bacia Hidrográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Ele possui 1,7 km de extensão, declividade média de 20 cm/m, drenando uma área de 1,66 km² (Santos et al., 1989; Nascimento, 2002). A cobertura vegetal é Mata Atlântica, floresta ombrófila densa, com predominância das espécies: *Cupania vernalis*, *Ficus adhatodifolia*, *Ficus eximia*, *Schizolobium parahyba*, *Tetraorchidium rubrivenium*, *Alchornea glandulosa* (Lisboa et al., 2012, dados não publicados). O clima é caracterizado como subtropical representado por ausência de estação seca com chuvas distribuídas uniformemente (160 ml/mês no verão e 100 ml/mês no inverno) durante o ano (Nascimento, 2002). A média da temperatura do verão varia de 26°C a 31°C e a média no inverno de 7,5°C a 12°C. A temperatura média anual está em torno de 24°C (Inmet).

2.2. Delineamento amostral

Este experimento foi realizado em duas estações do ano: inverno e verão. O experimento de verão foi conduzido em Fevereiro a Março de 2013 e o segundo (inverno) de Julho a Agosto de 2013.

Duas espécies vegetais nativas predominantes *Ficus adhatodifolia* Schott e *Alchornea glandulosa* Poepp.& Endl., e uma espécie exótica, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden foram usadas para o experimento. As espécies nativas usadas foram citadas como duas das principais da vegetação ripária da área de estudo (Lisboa 2012, dados não publicados) e a espécie exótica *Eucalyptus grandis* foi escolhida devido a sua ocorrência no Parque Municipal Lagoa do Peri e pela baixa qualidade do detrito e pela elevada quantidade de polifenóis.

Os detritos foliares foram coletados na vegetação ripária do riacho Cachoeira Grande, com auxílio de uma rede suspensa distante um metro do chão, com malha de 1 cm. Após trinta dias as folhas

senescentes foram coletadas, identificadas e separadas por espécie, secas ao ar livre e pesadas.

As folhas foram pesadas, aproximadamente três gramas e foram colocadas individualmente em *litter bags* de malha fina (0,5 mm, 15 cm X 20 cm) e de malha grossa (10 mm, 15 cm X 20 cm) e incubados no riacho na mesma data. Todos os *litter bags* foram distribuídos aleatoriamente em quatro correntes, sendo quatro réplicas para cada espécie em malha fina e malha grossa, totalizando 72 *litter bags* em cada estação (verão e inverno). As correntes foram distribuídas em um trecho de 100 m, distantes entre si cerca de 20 m, em remanso e com similar entrada de luminosidade limitada pela cobertura vegetal.

Após os períodos de 7, 15 e 30 dias de incubação, conjuntos de quatro réplicas de cada tratamento (malha fina e malha grossa) foram retirados de cada corrente, colocados em sacos plásticos individuais, armazenados em caixa de isopor e levados ao laboratório.

2.3. Decaimento de massa

No laboratório, as folhas foram tiradas dos *litter bags* coletados, colocadas em uma bandeja e lavadas cuidadosamente com água destilada. A água restante da lavagem foi passada por uma peneira de 250 μm , o material retido foi colocado em um frasco e fixado com álcool 70% para conservação dos organismos.

Em seguida, foram sorteadas aleatoriamente cinco folhas, das quais foram retirados cinco discos de 10 mm com um furador de folhas. Os discos foram armazenados em papel alumínio, secos em estufa (60°C por 72 horas), pesados e queimados na mufla a 550°C por 4 horas para estipulação do Peso Seco Livre de Cinzas (AFDM, sigla em inglês) para estimar a quantidade de matéria orgânica que foi queimado, segundo metodologia de Graça e Bärlocher (2005). O restante das folhas também foi seco em estufa a 60°C por 72 horas, posteriormente pesado para quantificação do peso seco remanescente e trituradas para análises de nitrogênio, fósforo e polifenóis. Dados de massa remanescente foram ajustados ao modelo exponencial negativo $M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$, onde M_0 é a massa pesada inicialmente, M_t é a massa remanescente do detrito exposto na água no tempo t (dias) (Petersen & Cummins, 1974) e o k é o coeficiente de decomposição de cada espécie vegetal expressa pela massa remanescente *versus* dias.

2.4. Fatores intrínsecos

2.4.1 Qualidade do detrito

Nos tempos iniciais (T=0), foram medidas as durezas das folhas, nitrogênio, fósforo e polifenóis. Em todos os tempos de retiradas (tratamentos), as folhas foram secas em estufa e trituradas para quantificação de nutrientes e polifenóis ao longo do processo de decomposição.

A dureza (n=3) foi testada segundo metodologia descrita por Boyero et al (2011). O Nitrogênio total foi analisado pelo método descrito por Tedesco et al. (1995), onde o material foliar foi digerido com H_2SO_4 e H_2O_2 , após destilado sob solução de NaOH e indicador de ácido bórico e titulado com H_2SO_4 0,025M. A análise de Fósforo total foi feita de acordo com Zasosky & Burau (1977) com digestão nitro-perclórica e após leitura dos teores de fósforo em espectrofotômetro, segundo Murphy & Riley (1962). A análise de polifenóis totais foi feita segundo Graça e Bärlocher (2005), em que a digestão do material foliar é realizada com acetona 70%. Após, usa-se ácido tânico e Na_2CO_3 para leitura de absorvância por μg de ácido tânico em espectrofotômetro a 760 nm.

2.5. Fatores extrínsecos

2.5.1. Variáveis abióticas

Foram aferidos *in situ* parâmetros abióticos através de sonda multiparâmetro WTW-Multi350i: temperatura da água ($^{\circ}C$), condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($mg.l^{-1}$). Foram medidas velocidade da água ($m.s^{-1}$) com cinco réplicas por ponto; profundidade (cm) medida com metro em 10 réplicas por ponto e estimada a quantidade de luminosidade através de fotografia da cobertura de dossel com lente *olho de peixe*. Amostras de água (500 ml) foram coletadas para análise em laboratório do pH e alcalinidade, por método potenciométrico (Gran, 1952). A precipitação acumulada e temperatura do ar foram obtidas através do banco de dados por Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet).

2.5.2. Caracterização da Comunidade de Invertebrados Aquáticos

Os invertebrados foram lavados das folhas retiradas dos *litter bags* sob malha de 250 μm , preservados em álcool 70% para posterior triagem. A identificação foi feita em nível de família (Chironomidae até sub-família), exceto Oligochaeta, que não foram identificados além de

classe. Os táxons foram identificados segundo Mugnai et al. (2010) e com ajuda de especialistas. Depois de identificados, os invertebrados aquáticos foram classificados em grupos tróficos funcionais (Merritt & Cummins, 1996; Wallace et al., 1999). Para determinação de biomassa dos invertebrados foi utilizada a metodologia de AFDM para detritos.

2.6. Análise de dados

As taxas de decomposição foram calculadas de acordo com o modelo exponencial negativo, usando dados da porcentagem da perda de massa e tempo de incubação ($M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$). Diferenças entre perda de massa (ln-transformados) de cada espécie vegetal em função dos coeficientes de decomposição (k) foram comparadas pela análise de variância de três fatores (ANOVA three-way, R-Program; R Core Team 2008). As diferenças entre as espécies vegetais em função da dureza, dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e dos polifenóis (variáveis dependentes) foram testadas por análise de variância (ANOVA one way). Aplicou-se o Teste de Tukey (Zar, 1996) para identificar quais são os grupos diferentes dos demais.

Para testar se os valores dos nutrientes (nitrogênio, fósforo) e polifenóis de cada espécie de detrito variaram ao longo dos tempos de incubação, nas diferentes malhas de *litter bags* e nas estações verão e inverno, aplicou-se o teste MANOVA e o teste post-hoc Pillai para descrever as diferenças entre as variáveis categóricas. Para comparar as variáveis abióticas entre as estações verão e inverno foi usada análise de variância (ANOVA one-way). Os fatores intrínsecos e extrínsecos (variável dependente) foram relacionados às porcentagens de massa remanescente (ln-transformados) nas diferentes espécies vegetais por análise de regressão simples, em que as variáveis colineares (temperatura do ar e profundidade) foram excluídas da análise.

3.0. Resultados

3.1. Taxas de decomposição

A espécie *Ficus adhatodifolia* apresentou a maior taxa de decomposição, com valores médios de $k = -0,046 \pm 0,01 \text{ d}^{-1}$. As maiores taxas desta espécie ocorreram no verão e nas folhas incubadas em *litter bags* de malha grossa, seguidas pelas folhas incubadas em malha grossa no inverno. No final do experimento, após 30 dias de incubação, a *F. adhatodifolia* apresentou cerca de 40% da massa seca remanescente. A menor taxa de decomposição

foi registrada para a espécie *Alchornea glandulosa* (Figura 1), que apresentou valores médios de $k = -0,022 \pm 0,008 \text{ d}^{-1}$, sendo que as taxas mais lentas ocorreram em detritos incubados em *litter bags* de malha fina no verão e malha fina no inverno. A espécie *Eucalyptus grandis* apresentou taxas de decomposição intermediárias em relação às taxas de decomposição das espécies nativas usadas no estudo.

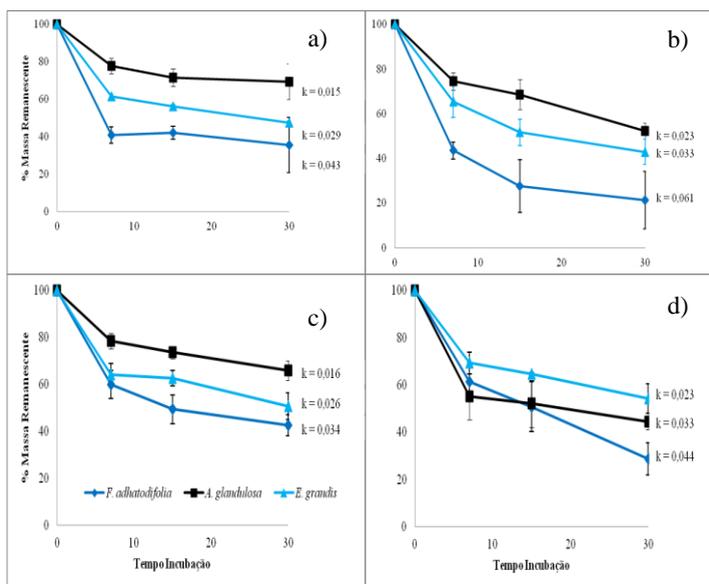


Figura 1 Decaimento de massa das espécies vegetais *Ficus adhatodifolia*, *Alchornea glandulosa* e *Eucalyptus grandis* ao longo de tempo de incubação no Riacho Cachoeira Grande. k = coeficiente de decomposição. Experimento verão: a) malha fina e b) malha grossa. Experimento inverno: c) malha fina e d) malha grossa.

Os valores das taxas de decomposição diferiram significativamente (ANOVA three-way) entre as espécies ($F_{2,4}=30,85$; $p<0,01$), entre a malha fina e grossa ($F_1 = 10,26$; $p<0,01$) e entre as estações verão e inverno ($F_1 = 5,66$; $p<0,05$). O teste a *posteriori* (Tukey) revelou diferenças significativas entre as espécies exceto entre *A. glandulosa* e *E. grandis* (Tabela 1).

Tabela 1 Teste de Tukey da ANOVA Three-Way para os valores de coeficiente de decomposição (k), em função das espécies, diferentes tamanhos de malha dos *litter bags* e da estação do ano no Riacho Cachoeira Grande. Os valores em destaque foram significativos para $p < 0,05$.

Espécies	p
<i>F.adhatodifolia</i> * <i>A. glandulosa</i>	< 0,01
<i>F.adhatodifolia</i> * <i>E. grandis</i>	< 0,01
<i>A. glandulosa</i> * <i>E. grandis</i>	0,09
Malhas	
Grossa*Fina	< 0,01
Estações	
Verão*Inverno	< 0,01

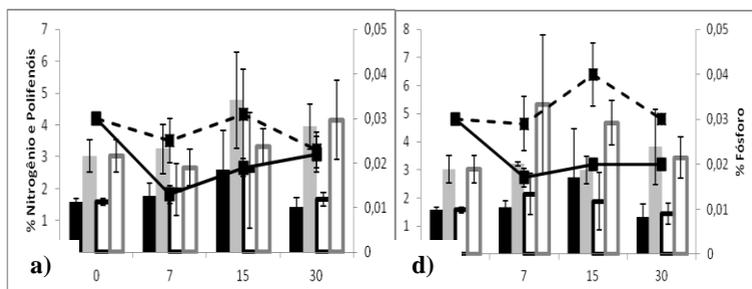
3.2. Fatores intrínsecos (qualidade do detrito)

As espécies *Ficus adhatodifolia* e *Eucalyptus grandis* apresentaram as menores quantidades de nitrogênio. Os maiores valores de fósforo e polifenóis estavam presentes na espécie *Eucalyptus grandis* e os menores em *Ficus adhatodifolia* (Tabela 2). A dureza foi significativamente diferente entre os detritos (ANOVA, $F_{2,4} = 14,43$; $p < 0,05$), sendo que a espécie *Eucalyptus grandis* apresentou o maior valor ($195,72 \pm 41,22$) e *Ficus adhatodifolia* o menor valor observado ($69,96 \pm 8,97$).

Tabela 2 Características nutricionais dos detritos incubados em malha fina e malha grossa, no verão e no inverno, no Riacho Cachoeira Grande. Média da porcentagem de nutrientes por grama de massa seca remanescente ao longo do tempo de exposição do detrito na água (\pm desvio padrão) (n=4).

Experimento	Malha	Espécie	Carbono (%)	Nitrogênio (%)	Fósforo (%)	Polifenóis (%)
Verão	finha	<i>F. adhatodifolia</i>	16,99 ± 1,55	1,83 ± 0,52	0,021 ± 0,007	3,70 ± 0,79
Verão	finha	<i>A. glandulosa</i>	31,34 ± 1,86	2,07 ± 0,77	0,026 ± 0,009	12,70 ± 1,28
Verão	finha	<i>E. grandis</i>	23,69 ± 3,08	1,72 ± 0,64	0,033 ± 0,009	12,20 ± 4,43
Verão	grossa	<i>F. adhatodifolia</i>	13,26 ± 4,90	1,95 ± 0,46	0,027 ± 0,004	3,20 ± 0,64
Verão	grossa	<i>A. glandulosa</i>	28,02 ± 4,94	2,64 ± 0,87	0,030 ± 0,009	12,10 ± 2,14
Verão	grossa	<i>E. grandis</i>	22,93 ± 4,89	1,66 ± 0,57	0,036 ± 0,007	14,30 ± 5,08
Inverno	finha	<i>F. adhatodifolia</i>	21,76 ± 3,75	1,81 ± 0,62	0,022 ± 0,006	3,20 ± 0,38
Inverno	finha	<i>A. glandulosa</i>	31,25 ± 2,75	2,25 ± 1,13	0,027 ± 0,009	11,80 ± 2,66
Inverno	finha	<i>E. grandis</i>	25,41 ± 3,17	1,8 ± 0,68	0,033 ± 0,007	15,30 ± 4,93
Inverno	grossa	<i>F. adhatodifolia</i>	20,19 ± 7,20	1,76 ± 0,31	0,032 ± 0,004	4,10 ± 1,07
Inverno	grossa	<i>A. glandulosa</i>	21,74 ± 2,34	2,99 ± 1,07	0,032 ± 0,009	9,60 ± 3,61
Inverno	grossa	<i>E. grandis</i>	26,96 ± 3,33	2,19 ± 0,95	0,034 ± 0,005	15,90 ± 1,95

As espécies vegetais diferiram significativamente quanto à qualidade do detrito (ANOVA One-Way, $F_{2,12} = 91,42$; $p < 0,05$). Em relação ao nitrogênio, apenas *Ficus adhatodifolia* e *Eucalyptus grandis* não foram diferentes entre si ($p = 0,99$). Entretanto, ambas foram significativamente diferentes de *Alchornea glandulosa* (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Todas as espécies diferiram significativamente quanto à quantidade de polifenóis ($F_{2,12} = 82,46$; $p < 0,05$) (Tabela 2), porém, em relação à quantidade de fósforo, apenas *F. adhatodifolia* e *E. grandis* foram diferentes significativamente ($p < 0,05$). A lixiviação de nutrientes e polifenóis ao longo do tempo não seguiu um padrão, os maiores valores foram apresentados nos detritos que ficaram incubados 15 ou 30 dias (Figura 2) no riacho. Os menores valores de nitrogênio e fósforo ocorreram nos tempos iniciais do experimento, momento em que ocorreram as maiores perdas de massa, principalmente da espécie *F. adhatodifolia*.



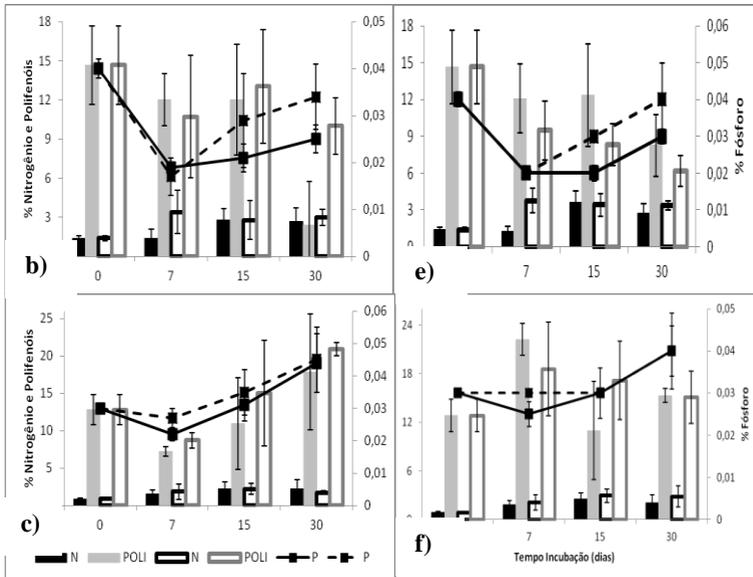


Figura 2 Lixiviação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e polifenóis das três espécies vegetais ao longo do tempo de exposição na água, na malha fina e malha grossa, nas estações verão e inverno, no Riacho Cachoeira Grande. Valores representados por % por grama de massa remanescente. Experimento verão: a) *Ficus adhatodifolia*; b) *Alchornea glandulosa* e c) *Eucalyptus grandis*. Experimento inverno: d) *Ficus adhatodifolia*; e) *Alchornea glandulosa* e f) *Eucalyptus grandis*.

As quantidades de nitrogênio e fósforo variaram significativamente ao longo do tempo de incubação dos detritos (MANOVA, $p < 0,05$). Polifenóis não variaram significativamente ao longo do tempo de incubação, exceto para a espécie *Alchornea glandulosa*, que diminuíram rapidamente após os 15 dias de incubação. Pelo Teste de Pillai, todas as espécies vegetais tiveram seus nutrientes variando significativamente ao longo do tempo de incubação (Tabela 3).

Tabela 3 Resultados da MANOVA para nitrogênio, fósforo e polifenóis das três espécies vegetais ao longo do tempo de exposição no Riacho Cachoeira Grande. Os valores em destaque são significativos para $p < 0,05$. N = nitrogênio, P = fósforo, Poli = polifenóis e Pillai = Teste de Pillai.

	<i>F. adhatodifolia</i>		<i>A. glandulosa</i>		<i>E. grandis</i>	
	F	p (> t)	F	p (> t)	F	p (> t)
N	5,21	0,002	11,80	< 0,001	13,57	< 0,001
P	4,94	0,003	29,94	< 0,001	49,02	< 0,001
Poli	2,15	0,10	9,49	< 0,001	2,29	0,08
Pillai	4,10	< 0,001	10,87	< 0,001	12,89	< 0,001

3.3. Fatores extrínsecos

3.3.1 Variáveis ambientais

Apesar do clima na área de estudo ser caracterizado por chuvas esparsas e bem distribuídas ao longo do ano, o presente estudo foi realizado em momento considerado atípico, principalmente em relação ao elevado nível de precipitação no verão e às baixas temperaturas do inverno (Tabela 4). Todas as variáveis abióticas foram significativamente diferentes entre verão e inverno (ANOVA, $F_1 = 54,15$; $p < 0,05$) (Tabela 5).

Tabela 4 Dados das variáveis abióticas nos experimentos do verão e inverno: pH, Alcal = alcalinidade, Condutiv. = condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), T. água = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), OD = oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), V. corrente = velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e Precip. = precipitação acumulada (ml).

	Verão						Inverno					
	0	7	15	30	Médias	SD	0	7	15	30	Médias	SD
pH	7,00	7,00	7,19	8,28	7,37	0,61	7,10	6,56	6,94	7,01	6,90	0,17
Alcal.	150,27	151,00	169,80	200,30	167,84	23,45	156,84	105,87	126,36	135,25	131,08	21,12
Condutiv.	59,72	60,20	61,40	56,37	59,42	2,15	60,50	62,00	57,70	61,70	60,48	1,39
T. água	22,42	23,97	21,57	20,50	22,12	1,47	15,40	15,10	16,25	11,20	14,49	2,25
OD	8,32	7,98	8,96	9,37	8,66	0,63	9,20	10,00	9,79	9,98	9,74	0,37
V. corrente	0,11	0,14	0,12	0,19	0,14	0,04	0,08	0,10	0,09	0,09	0,09	0,01
Precip.	105,80	27,30	25,10	102,10	65,08	44,92	60,00	40,50	20,00	10,00	32,63	22,23

Tabela 5 Resultado do teste ANOVA One-Way para variáveis abióticas nos experimentos do verão e inverno: pH, Alcal. = alcalinidade, Conduktiv. = condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), T. água = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), OD = oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), V. corrente = velocidade da corrente (m.s^{-1}) e Precip. = precipitação acumulada (ml). Os dados em destaque foram significativamente diferentes entre verão e inverno ($p < 0,05$).

Variáveis	F	df	p
pH	20,56	1	<0,001
Alcal.	56,07	1	<0,001
Conduktiv.	5,39	1	0,02
T. água	334,59	1	<0,001
OD	91,73	1	<0,001
V. corrente	71,36	1	<0,001
Precip.	17,32	1	<0,001

3.4. Fatores intrínsecos e extrínsecos que influenciaram o decaimento da matéria orgânica (MO)

O decaimento de MO da espécie *Ficus adhatodifolia* foi significativamente correlacionado com fósforo, densidade de fragmentadores, pH, alcalinidade, condutividade, temperatura da água e precipitação acumulada ($R^2 = 0,81$; $R_{\text{adj}} = 0,77$; $F_{12,51} = 19,06$; $p < 0,05$). O decaimento de MO da *Alchornea glandulosa* foi correlacionado significativamente com fósforo, polifenóis e precipitação acumulada ($R^2 = 0,81$; $R_{\text{adj}} = 0,76$; $F_{12,51} = 18,13$; $p < 0,05$). O decaimento de MO da espécie *Eucalyptus grandis* foi correlacionada significativamente com nitrogênio, pH, condutividade, temperatura da água e oxigênio dissolvido ($R^2 = 0,98$; $R_{\text{adj}} = 0,95$; $F_{46,17} = 32,5$; $p < 0,05$) (Tabela 6).

Tabela 6 Teste de regressão linear por espécie vegetal, correlacionando fatores intrínsecos e extrínsecos em função da % de massa seca remanescente. Variáveis abióticas: pH, Alcal. = alcalinidade, Conduktiv. = condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), T. água = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), OD = oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), V. corrente = velocidade da corrente (m.s^{-1}) e Precip. = precipitação acumulada (ml). Qualidade nutricional: N = nitrogênio, P = fósforo e Poli = polifenóis. Densidade de invertebrados: Frag = fragmentadores e Rasp. = raspadores. Os dados em destaque foram significativamente correlacionados ($p < 0,05$).

	<i>F. adhatodifolia</i>			<i>A. glandulosa</i>			<i>E. grandis</i>		
	Estimate	t	p (> t)	Estimate	t	p (> t)	Estimate	t	p (> t)
N	-0,06	-1,44	0,15	-0,03	-1,73	0,08	0,09	2,31	0,03
P	-17,42	-2,90	0,005	-8,79	-3,38	0,001	0,71	2,07	0,05
Poli	0,04	1,22	0,22	0,02	3,15	0,002	0,02	1,94	0,06
Frag.	0,70	2,50	0,01	-0,35	-1,51	0,13	NA	NA	NA
Rasp.	0,05	0,18	0,85	-0,18	-1,42	0,15	NA	NA	NA
pH	-8,37	-3,46	0,001	-1,58	-1,21	0,22	-4,72	-2,15	0,04
Alcal	0,09	3,29	0,001	0,02	1,40	0,16	0,04	1,81	0,08
Conduiti.	-0,49	-3,59	<0,001	-0,08	-1,16	0,25	-0,27	-2,16	0,04
T. água	-0,29	-3,41	0,001	-0,06	-1,42	0,16	-0,24	-2,94	0,009
OD	0,03	0,20	0,84	-0,10	-1,29	0,20	-0,53	-2,62	0,01
Vel. Corr.	27,29	2,17	0,03	2,10	0,31	0,75	25,84	1,93	0,06
Precip.	0,01	7,63	<0,001	0,004	3,62	<0,001	0,003	1,15	0,26

3.3. Caracterização da Comunidade de Invertebrados

Foram encontrados 2.955 táxons, distribuídos em 16 famílias nas duas estações (Tabela 7). A maior abundância (90%), maior densidade (90%) e maior biomassa (32%) foram da família dos Chironomidae (Ordem Diptera), seguidos por Baetidae e Leptophlebiidae (Ordem Ephemeroptera). As maiores abundâncias e densidades de invertebrados ocorreram no inverno. Em relação ao tamanho da malha, tanto a malha grossa no verão quanto a malha fina no inverno apresentaram as menores taxas de colonização por invertebrados.

Tabela 7 Famílias de invertebrados e abundância (número de indivíduos), densidade (organismos/g de folha) e biomassa (mg/g) ($\times 10^{-3}$), respectivamente, encontrados no Riacho Cachoeira Grande nos experimentos do verão e do inverno.

Ordem	Taxa	Abundância	Densidade	Biomassa
Oligochaeta (Classe)	Oligochaeta	48	27,1	2,22
Acari	Hydracarina	37	15,25	2,44
Ephemeroptera	Baetidae	62	26,39	0,18
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	43	18,84	1,69
Odonata	Aeshnidae	1	0,3	1,17
Odonata	Libellulidae	3	0,92	2,56
Trichoptera	Calamoceratidae	4	1,76	3,42
Coleoptera	Elmidae	18	9,11	2,53

Trichoptera	Hydropsychidae	3	1,43	3,91
Trichoptera	Hydroptilidae	16	8,57	2,3
Trichoptera	Leptoceridae	11	5,1	3,15
Diptera (Família Chironomidae)	Chironominae	1757	833,21	9,97
Diptera (Família Chironomidae)	Ortocladinae	550	222,69	1,25
Diptera (Família Chironomidae)	Tanipodinae	376	169,16	5,03
Diptera	Empididae	18	9,22	0,55
Diptera	Psychodidae	5	1,65	2,36
Diptera	Simulidae	1	0,32	2,35
Lepidoptera	Pyralidae	2	0,63	2,58

Grupos tróficos funcionais

Quanto aos grupos tróficos funcionais encontrados, a maior abundância (59%) e maior densidade (61%) foi representada pelos generalistas que, nesse caso, são exclusivamente a sub-família Chironominae. A maior biomassa foi representada por predadores (30%) (Tabela 8).

Tabela 8 Grupos tróficos funcionais e respectivas abundâncias, densidades (organismos/g de folha) e biomassas (m/g)(*10⁻³), encontrados no Riacho Cachoeira Grande nos experimentos do verão e do inverno.

GTF	Abundância	Densidade	Biomassa
Predador	446	199,95	14,90
Coletor-Raspador	171	81,44	6,62
Fragmentador	6	2,39	6,00
Generalista	1757	833,21	9,97
Filtrador-Coletor	554	224,44	7,51
Raspador	21	10,22	4,66

Os generalistas predominaram durante todo o processo de decomposição. Nas fases iniciais da decomposição (após sete dias de incubação) a densidade de filtradores-coletores foi ligeiramente maior que de predadores e nos tempos 15 e 30, ocorreram maiores densidades de predadores. Os fragmentadores e raspadores apresentaram as menores abundâncias e densidades (0,21 e 0,72%, respectivamente) durante o estudo (Figura 3).

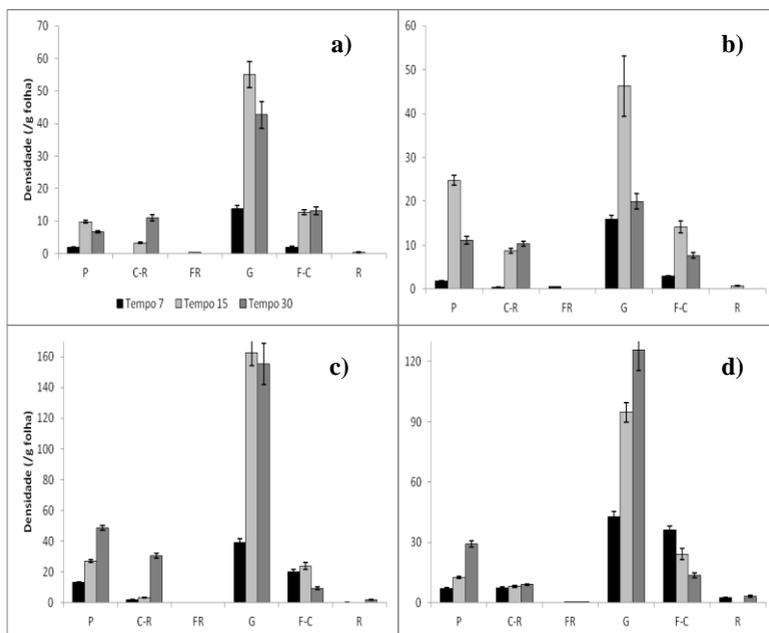


Figura 3 Distribuição dos grupos tróficos funcionais nos diferentes tamanhos de malhas e nos experimentos de verão e inverno no Riacho Cachoeira Grande. P = predadores; C-R = coletores-raspadores; FR = fragmentadores; G = generalistas; F-C = filtradores-coletores; R = raspadores. Experimento verão: a) malha fina; b) malha grossa. Experimento inverno: c) malha fina e d) malha grossa.

4. Discussão

Os resultados encontrados corroboraram as hipóteses levantadas neste estudo. As taxas de decomposição das três espécies vegetais foram explicadas tanto pelos fatores extrínsecos quanto intrínsecos, confirmando a primeira hipótese formulada. A segunda hipótese foi em parte rejeitada, pois mesmo que os maiores coeficientes de decomposição ocorreram na espécie vegetal (*Ficus adhatodifolia*) de menor dureza, menor quantidade de polifenóis, esta espécie apresentou os menores valores de nitrogênio e fósforo (qualidade nutricional). Tais resultados indicam que na fase avaliada do processo de decomposição (30 dias) a qualidade nutricional pareceu ter menor importância à fauna decompositora que os fatores relacionados à resistência foliar para a colonização de fungos e bactérias. As maiores taxas de decomposição

foram registradas durante o verão, período com maiores picos de temperatura e precipitação, confirmando a terceira hipótese e nos detritos incubados na malha grossa, provavelmente devido à maior abrasão física da água e ao maior acesso de invertebrados, confirmando a quarta hipótese.

As taxas de decomposição das três espécies vegetais foram consideradas rápidas, segundo classificação de Petersen e Cummins (1974) (rápida, $k > -0,01 \text{ d}^{-1}$; intermediária, $-0,01 \text{ d}^{-1} > k > -0,005 \text{ d}^{-1}$ e lenta $k < -0,005 \text{ d}^{-1}$). Todas as espécies vegetais do presente estudo tiveram seus coeficientes de decomposição semelhantes às espécies estudadas por Abelho e Graça (1996) e Abelho (2009) em ambiente mediterrâneo, porém, maiores quando comparadas às espécies decompostas em ambiente árido, semiárido, tropical, subtropical e temperado (Moretti, 2005; Gonçalves et al., 2006; Rezende et al., 2010; Trevisan & Hepp, 2007; Graça et al., 2002; Encalada et al., 2010; Casas et al., 2011).

Os maiores valores de nitrogênio, fósforo e polifenóis registrados nos detritos que ficaram incubados 15 e 30 dias no riacho parecem ser explicados pela agregação de micro-organismos decompositores, pois estes possuem elevados níveis de nutrientes, principalmente, nitrogênio (Abelho, 2001; Graça, 2001). A lixiviação destes que conferem a qualidade do detrito não seguiu um padrão de queda, variando ao longo do tempo de exposição do detrito na água.

A variação sazonal dos parâmetros ambientais pode influenciar o processo de decomposição através de modificações nas concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura, precipitação e pH (Merritt & Cummins, 1996). O aumento da temperatura aumenta a atividade metabólica de decompositores (Suberkropp & Chauvet, 1999), e consequentemente, a atividade de comunidades aquáticas (Webster & Benfield, 1986), acelerando os processos de decomposição. No local do presente estudo não há definição de estações chuvosas ou secas, porém, durante o período de estudo, foram mensurados picos de temperaturas e elevados níveis de precipitação no verão, período em que ocorreram as maiores taxas de decomposição. A condutividade elétrica (que reflete a quantidade de íons na água) e o oxigênio dissolvido, parâmetros que aumentam o metabolismo de organismos decompositores (Swan & Palmer, 2004), bem como o pH, foram fatores influentes nas taxas de decomposição, principalmente das espécies que decomposeram mais

rapidamente, enfatizando assim, a importância das características abióticas no processo de decomposição.

Mesmo os fragmentadores não sendo abundantes em regiões tropicais (Boyero et al., 2012), é sabido que a sua atividade alimentar afeta diretamente as taxas de decomposição foliar (Bastian et al., 2007). Os raspadores podem atuar indiretamente como fragmentadores quando raspam a superfície do detrito (Wantzen & Wagner, 2006), quebrando a resistência (barreira física) das folhas que pode facilitar a colonização de micro-organismos decompositores (fungos e bactérias). No presente estudo, a presença de fragmentadores e raspadores foi relacionada apenas às maiores taxas de decomposição (da espécie *F. adhatodifolia*), que podem ter sido influenciadas pela ação direta destes invertebrados como aceleradores do processo. Fragmentadores e raspadores colonizaram os detritos nos períodos finais do experimento (tempos 15 e 30 dias), quando a palatabilidade aumenta devido aos valores adicionais de nutrientes advindos da colonização microbiana e perifítica (Gessner et al., 1999; Gonçalves et al., 2006). A elevada quantidade de compostos secundários (polifenóis) das folhas de *Eucalyptus grandis* durante todo o tempo de incubação e, possivelmente, compostos estruturais, explicam a ausência de invertebrados fragmentadores e raspadores colonizando as folhas. Esses resultados corroboram com o estudo de Trevisan e Hepp (2007) no qual afirma que o elevado conteúdo de polifenóis e a liberação menos intensa desses compostos nas folhas de *E. grandis* dificultou a colonização da macrofauna decompositora. No entanto, em outros estudos, as folhas de *E. grandis* foram colonizadas por fragmentadores devido à rápida lixiviação de compostos secundários dos detritos foliares e possível adaptação dos invertebrados ao colonizar as folhas desta espécie exótica (Hepp et al., 2009).

4.1. Caracterização da comunidade de Invertebrados Aquáticos

A comunidade de invertebrados aquáticos do local de estudo possui alta diversidade, onde Chironomidae, Leptoceridae e Leptophlebiidae foram mais abundantes, representando 90% dos invertebrados associados aos detritos (Lemes-Silva et al., 2014, dados não publicados). No presente estudo, os Chironomidae também representaram a maior quantidade de invertebrados durante todo o experimento, possivelmente por possuírem hábitos alimentares generalistas e serem resistentes a mudanças ambientais (Roque &

Trivinho-Strixino, 2001; Trivinho-Strixino & Strixino, 1998). A baixa abundância de fragmentadores e raspadores durante todo o processo de decomposição, e a sua preferência pela espécie que mais decompôs rapidamente, *F. adhatodifolia*, sugere que estes podem ter influenciado as taxas de decomposição, mas não foram os principais preditores.

A maior abundância e riqueza ocorreram no inverno, o que pode ser explicado pela biologia dos invertebrados, que passam determinado momento da vida na água (estágio larval) e em períodos mais quentes (verão) eles saem da água para a vida adulta (Graça, 2013, comunicação pessoal).

Os *litter bags* de malha fina usados no experimento não limitaram a colonização dos invertebrados aquáticos, pois os mesmos entraram no *litter bag* em instares iniciais do estágio larval e ali permaneceram, devido à oferta de comida e refúgio de predadores.

5.0. Conclusões

Os resultados deste estudo indicam que tanto a qualidade do detrito quanto os fatores ambientais foram importantes para o processo de decomposição de detritos foliares alóctones dentro de um ambiente de riacho. As maiores taxas de decomposição ocorreram em folhas mais macias, com menores quantidades de polifenóis e maior densidade de fragmentadores e raspadores. Os detritos incubados em *litter bags* de malha grossa no verão foram decompostos mais rapidamente devido a maior abrasão física da água, maior precipitação, maior temperatura e maior densidade de invertebrados.

6.0. Referências Bibliográficas

- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. The Scientific World. 1, 656-680.
- Adams, J. A., Tuchman, N. C. e Moore, P. A.. 2003. Atmospheric CO₂ enrichment alters leaf detritus: impacts on foraging decisions of crayfish (*Orconectes virilis*). Journal of the North American Benthological Society 22:410–422.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Graça, M. A. S., Gessner, M. O. et al. 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. Ecology, 92: 1839–1848.
- Callisto, M., Gonçalves, J. F. Jr. & Graça, M. A. S. 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids in headwater streams. Revista Brasileira de Zoologia 24: 442–448.

- Gessner, M. O., Chauvet, E., Dobson, M. 1999. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85:2. 377-384.
- Graça, M. A. S., Ferreira, R. C. F. & Coimbra, C. N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, 20: 408–420.
- Graça, M.A.S. & Bärlocher, F. 2005. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, 101-108. Springer. The Netherlands.
- Gran, G. 1952. Determination of the equivalent point in potentiometric titrations. Part II. *Analyst*, Londres, 121:661-671.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Rio de Janeiro, 176 p.
- Murphy, J. & Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36.
- Nascimento, R. 2002. *Atlas Ambiental de Florianópolis*. Instituto Larus, Florianópolis, 35p.
- Petersen, R.C., Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4: 343–368.
- R Development Core Team. 2008. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org>.
- Roque, F. O., Trivinho-Strixino, S. 2001. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos - SP). *Acta Limnol. Brasil.* 13:69–77.
- Tank, J. L., E. J. Rosi-Marshall, N.A.Griffiths, S.A. Entekin, and M. L. Stephen. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:118–146.
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Issani, C. A., Bohnen, H., Volkweiss, S.J. 1995. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS- Departamento de Solos, 174p. (Boletim Técnico, 5).
- Trevisan, A.; Hepp, L. U. 2007. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, vol. 1, no. 2, p. 54-60.

- Trivinho-Strixino, S., Strixino, G. 1998. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. *Rev. Bras. Entomol.* 41:173–178.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Zasoski, R. J.; Burau, R. G. 1977. A rapid nitric-perchloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, 3: 425-436.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J.L. Meyer, and J. R. Webster. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409–442.



Riacho Cachoeira Grande
Florianópolis, SC

Capítulo 2

Efeito da diversidade de recursos alimentares na colonização de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição de matéria orgânica em um riacho subtropical de Mata Atlântica

(Este capítulo será submetido à revista Marine & Freshwater Research)

Capítulo 2

Efeito da diversidade de detritos foliares na colonização de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição de matéria orgânica em um riacho subtropical de Mata Atlântica

Denise Faccin^{1,2}; Ana Emilia Siegloch³; Aurea Luiza Lemes da Silva⁴ e
Mauricio Mello Petrucio^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas,
Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-
970, Santa Catarina, Brasil
E-mail: denisefaccin@gmail.com

² Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Universidade Federal de
Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina,
Brasil
E-mail: petrucio@ccb.ufsc.br

³ Programa de Mestrado em Ambiente e Saúde, Universidade do Planalto
Catarinense, Av. Castelo Branco, 170, Bairro Universitário, 88509-900, Lages,
SC.
E-mail: asiegloch@gmail.com

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Campus
Darcy Ribeiro, Brasília – DF – CEP 70910-900
E-mail: luizalemes@yahoo.com.br

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar se a heterogeneidade representada pelo mix de folhas influencia o processo de decomposição e a colonização de invertebrados aquáticos. As hipóteses formuladas foram de que são esperadas as maiores taxas de decomposição no mix de folhas devido a maior abundância de invertebrados aquáticos, maior disponibilidade de recursos alimentares nutritivos para a fauna decompositora e menor quantidade de compostos secundários. Quanto à colonização, espera-se que os detritos contidos na mistura de espécies apresentem maior riqueza e abundância de invertebrados aquáticos devido a maior oferta de recursos alimentares e abrigo. Através de experimentos realizados no verão e no inverno, no Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC, foram testadas as taxas de decomposição de detritos foliares incubados individualmente e em combinações par a par e as três espécies vegetais juntas. A comunidade de invertebrados aquáticos colonizando os detritos ao longo do tempo de incubação também foi avaliada. Os resultados mostraram que as maiores taxas de decomposição registradas na espécie individualizada *F. adhatodifolia*, tanto no inverno como no verão, indicam que na fase inicial do processo de decomposição as características associadas à defesa das plantas como menor quantidade de compostos secundários e dureza pareceram mais importantes à fauna decompositora que propriamente a qualidade nutricional. No entanto, este resultado difere de outros estudos realizados no Brasil que registraram as maiores taxas de decomposição em mix de folhas, o que mostra o quanto são complexos os processos ecológicos que ocorrem nos sistemas aquáticos. Além disso, os resultados possibilitam inferir que as taxas de decomposição de detritos foliares incubados em mix pareceram resultar das taxas de decomposição conjuntas de cada espécie vegetal e a comunidade de invertebrados aquáticos associados ao processo de decomposição foliar foi mais influenciada pelo tempo de exposição do detrito na água que a heterogeneidade de recursos alimentares. A comunidade de invertebrados aquáticos variou ao longo do tempo de incubação, porém, não foram diferentes entre as combinações dos detritos das diferentes espécies vegetais.

Palavras-chave: Taxas de decomposição, invertebrados aquáticos, heterogeneidade de recursos.

1.0. Introdução

Em riachos de pequena ordem a densa cobertura vegetal limita a produção primária, fazendo com que a decomposição de matéria orgânica alóctone seja a principal fonte de energia do sistema aquático (Vannote et al., 1980). A estrutura e a dinâmica da vegetação ripária influenciam a quantidade e a qualidade dos detritos foliares que entram no sistema lótico, bem como a comunidade de invertebrados aquáticos e o processo de decomposição (Cummins et al., 1989).

A zona ripária de ambientais naturais é constituída por grande diversidade de espécies, conseqüentemente, a decomposição dos detritos alóctones no sistema aquático representa um processo complexo com envolvimento de diversas espécies vegetais (Moretti, 2005). As espécies vegetais diferem em concentrações de constituintes químicos nutricionais como nitrogênio e fósforo (Webster & Benfield, 1986), bem como compostos secundários (polifenóis) (Canhoto & Graça, 1999) e estruturais (lignina e celulose) (Boyero et al., 2011). A decomposição de detritos misturados resulta da interação das características de todas as espécies vegetais presentes ou sofre efeito de espécies vizinhas por transferência de nutrientes (Schimel & Hättenschwiler, 2007) ou por substâncias solúveis inibidoras (McArthur et al., 1994). Porém, estudos comparando as taxas de decomposição de espécies vegetais individualizadas e de misturas de várias espécies não encontraram nenhuma relação entre diversidade dos detritos vegetais e decomposição (Swan & Palmer, 2004; Moretti et al., 2007).

Pacotes com diferentes espécies (mix) de folhas aumentam a complexidade física e disponibilidade de recursos alimentares e de abrigo para organismos decompositores, aumentando conseqüentemente, as taxas de decomposição (Gessner et al., 2010). Segundo Begon et al. (2007), maior heterogeneidade de recursos alimentares e/ou abrigo oferece maior espaço para maior diversidade e riqueza de colonizadores e consumidores quando comparadas às espécies isoladas. A diversidade de habitat inclui complexidade físico-química nos tecidos vegetais, criando diferentes taxas de degradação, promovendo a eficiência do uso dos recursos pelas comunidades microbianas e de invertebrados (principalmente fragmentadores) (Cummins et al., 1989). Além disso, os fragmentadores possuem um importante papel durante o processo de decomposição de mix de folhas, pois selecionam folhas de diferentes qualidades nutricionais (Graça, 2001) para consumo e rejeitam outras (Canhoto & Graça, 1995).

Efeitos sinérgicos na decomposição são ainda pouco conhecidos (Gessner et al., 2010) tanto em ambientes terrestres (Hättenschwiler et al., 2005) quanto em ecossistemas aquáticos (Kominoski et al., 2010; Lecerf et al., 2011). Parte dessa dificuldade é devido à variação dos fatores intrínsecos (qualidade do detrito) e fatores ambientais como temperatura, precipitação e presença da comunidade de invertebrados fragmentadores (Irons et al., 1994; Boyero et al., 2011a,b; Boyero et al., 2014).

As propriedades intrínsecas das folhas, tais como dureza (Graça, 2001), conteúdo nutricional (Ostrofsky, 1997) e presença de compostos secundários (Canhoto & Graça, 1999; Osono & Takeda, 2001), estão fortemente relacionadas com as condições ambientais locais (Rier et al., 2002), pois estas podem ser influenciadas, por exemplo, por alterações na temperatura da água e quantidade de precipitação. Alguns detritos são mais atrativos para invertebrados aquáticos que outros devido à composição química, estrutura física e níveis de degradação (Abelho, 2001; Graça, 2001). Detritos com maior dureza, grandes quantidades de compostos estruturais (lignina e celulose) e secundários (polifenóis), apresentam taxas de decomposição mais lentas comparadas às taxas de decomposição de detritos menos duros e ricos nutricionalmente (Moretti et al., 2007; Moretti et al., 2014). Os fatores extrínsecos considerados influentes no processo de decomposição são: temperatura da água (Liski et al., 2003; Webster & Benfield, 1986), oxigênio dissolvido (Bjelke, 2005), condutividade, velocidade de corrente (Ferreira et al., 2006) e consequente abrasão física (Heard et al., 1999; Ferreira et al., 2006), declividade, precipitação, pH (Griffith & Perry, 1993), disponibilidade de recursos alimentares (Suberkropp & Chauvet, 1995) e/ou abrigo e presença de detritívoros e consumidores (Graça, 2001).

Um problema que afeta a dinâmica e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos é a substituição de espécies vegetais ripárias nativas por vegetação exótica, principalmente quando cultivadas em monoculturas (Hepp et al., 2009). Folhas de eucalipto, por exemplo, possuem baixos níveis de nitrogênio se comparados com outras espécies decíduas (Hart et al., 1975; Pozo, 1993) e isso contribui para a diminuição na entrada de nutrientes nos riachos (Bun, 1988).

Nesse estudo são esperadas maiores taxas de decomposição no mix de folhas devido a maior abundância de invertebrados aquáticos (principalmente fragmentadores e raspadores), maior disponibilidade de

recursos alimentares nutritivos para a fauna decompositora (nitrogênio e fósforo) e menor quantidade de compostos secundários. Quanto à colonização, espera-se que os detritos contidos na mistura de espécies apresentem maior riqueza e abundância de invertebrados aquáticos devido a maior oferta de recursos alimentares e abrigo. Desse modo, o objetivo do presente estudo foi avaliar se a heterogeneidade representada pelo mix de folhas influencia o processo de decomposição e a colonização de invertebrados aquáticos.

Metodologia

1.1. Área de estudo

Os experimentos foram realizados no Riacho Cachoeira Grande (48°31'W e 27°42'S), não impactado de terceira ordem, um dos principais tributários da Bacia Hidrográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. O riacho possui 1,7 km de extensão, declividade média de 20 cm/m, drenando uma área de 1,66 km² (Santos et al., 1989; Nascimento, 2002). A cobertura vegetal é Mata Atlântica, floresta ombrófila densa, em estágio avançado de conservação, com predominância das espécies: *Cupania vernalis*, *Ficus adhatodifolia*, *Ficus eximia*, *Schizolobium parahyba*, *Tetraorchidium rubrivenium*, *Alchornea glandulosa* (Lisboa et al., 2012, dados não publicados).

O clima da região de estudo é subtropical, com ausência de estação seca, chuvas distribuídas uniformemente durante o ano (160 ml/mês no verão e 100 ml/mês no inverno) e verões rigorosos. A média das máximas temperaturas do mês mais quente varia de 26°C a 31°C, a média das mínimas nos meses mais frios varia de 7,5°C a 12°C. A temperatura média anual está em torno de 24°C.

1.2. Desenho amostral

Para este estudo foram selecionadas três espécies vegetais, *Ficus adhatodifolia* Schott, *Alchornea glandulosa* Poepp & Endl. (nativas) e *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden (exótica). Estas espécies foram usadas, pois além das diferenças na origem, também apresentaram diferenças quanto à dureza, teores de nitrogênio, fósforo e polifenóis.

Durante 30 dias, as folhas senescentes da vegetação ripária do riacho Cachoeira Grande foram coletas em redes suspensas, identificadas, secas ao ar livre, pesadas (3g) e colocadas em *litter bags* de malha grossa (10 mm, 15 cm X 20 cm).

Foram considerados sete diferentes tratamentos conforme a distribuição da Figura 1, em que: **FI** = *Ficus adathodifolia*; **AL** = *Alchornea glandulosa*; **EU** = *Eucalyptus grandis*; **FIAL** = *Ficus adathodifolia* + *Alchornea glandulosa*; **FIEU** = *Ficus adathodifolia* + *Eucalyptus grandis*; **ALEU** = *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*; **FIALEU** = *Ficus adathodifolia* + *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*. Cada combinação teve quatro réplicas que foram distribuídas em quatro correntes aleatoriamente, totalizando 84 *litter bags* em cada estação (verão e inverno). As correntes com os *litter bags* foram incubadas no riacho em remanso e com similar quantidade de luminosidade permitida pela densidade da cobertura vegetal.

Foram testadas as taxas de decomposição e colonização por invertebrados aquáticos em diferentes combinações de detritos foliares incubados no verão (Fevereiro e Março/2013) e no inverno (Julho e Agosto/2013).

Os *litter bags* foram recolhidos após 7, 15 e 30 dias de incubação. Posteriormente à coleta, foram colocados em sacos plásticos individuais, armazenados em caixa de isopor e levados ao laboratório.



Figura 1. Desenho esquemático da distribuição das espécies vegetais incubadas individualmente e mix de folhas em *litter bags*. A ordem de *litters bags* na corrente foi aleatória. **FI:** *Ficus adhatodifolia*; **AL:** *Alchornea glandulosa*; **EU:** *Eucalyptus grandis*; **FIAL:** *Ficus adhatodifolia* + *Alchornea glandulosa*; **FIEU:** *Ficus adhatodifolia* + *Eucalyptus grandis*; **ALEU:** *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*; **FIALEU:** *Ficus adhatodifolia* + *Alchornea glandulosa* + *Eucalyptus grandis*.

3.5. Decaimento de massa

Após o período de incubação, os *litter bags* foram retirados da água e levados ao laboratório onde as folhas remanescentes foram colocadas em uma bandeja e lavadas cuidadosamente com água destilada. A água restante da lavagem foi passada por uma peneira de

250 μm , o material retido foi colocado em um frasco e fixado com álcool 70% para conservação dos invertebrados aquáticos.

Em seguida, foram sorteadas aleatoriamente cinco folhas (do mix foram escolhidas folhas de todas as espécies), para retirar cinco discos de 10 mm com um furador de folhas. Os discos foram armazenados em papel alumínio, secos em estufa (60°C por 72 horas), pesados e queimados na mufla a 550°C por 4 horas para estipulação do Peso Seco Livre de Cinzas (AFDM, sigla em inglês), segundo metodologia de Graça e Barlocher (2005). Após a retirada dos discos, o restante das folhas também foi seco em estufa a 60°C por 72 horas, posteriormente pesado para quantificação do peso seco remanescente e triturado para análises de nitrogênio, fósforo e polifenóis. Dados de massa remanescente foram ajustados ao modelo exponencial negativo $M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$, onde M_0 é a massa inicial, M_t é a massa do detrito no tempo t e o k é o coeficiente de decomposição de cada espécie vegetal expressa pela massa remanescente *versus* dias (Petersen & Cummins, 1974).

3.6. Qualidade do detrito

A qualidade do detrito foi analisada em todas as misturas de folhas e individualmente. A dureza foi mensurada apenas nas folhas individualizadas no tempo zero. Os valores iniciais de nitrogênio, fósforo e polifenóis foram analisados para todas as espécies individualizadas e para as combinações de folhas no tempo zero e nos demais tempos de incubação (7, 15 e 30 dias), sendo realizada a análise nas quatro réplicas.

A dureza foi testada segundo metodologia descrita por Boyero et al. (2011). O nitrogênio total foi analisado pelo método descrito por Tedesco et al. (1995), onde o material foliar foi digerido com H_2SO_4 e H_2O_2 , após destilado sob solução de NaOH e indicador de ácido bórico e titulado com H_2SO_4 0,025M. A análise de Fósforo total foi feita de acordo com Zasosky e Burau (1977) com digestão nitro-perclórica e após leitura dos teores de fósforo em espectrofotômetro, segundo Murphy e Riley (1962). A análise de polifenóis totais foi feita segundo Barlocher e Graça (2005), em que a digestão do material foliar é realizada com acetona 70%. Usa-se ácido tânico e Na_2CO_3 para leitura de absorbância por μg de ácido tânico em espectrofotômetro a 760 nm.

3.7. Fatores extrínsecos

3.7.1. Variáveis abióticas

Foram aferidos *in situ* parâmetros abióticos através de sonda multiparâmetro WTW-Multi350i: temperatura da água (°C), condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Foram medidas velocidade da água ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), com cinco réplicas por ponto; profundidade (cm) medida com metro em 10 réplicas por ponto e estimada a luminosidade através de fotografia da cobertura de dossel com lente *olho de peixe*. Amostras de 500 ml de água foram coletadas para análise em laboratório de pH e alcalinidade, por método potenciométrico (Gran, 1952). A precipitação acumulada e temperatura do ar foram obtidas através do banco de dados por Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet).

3.7.2. Comunidade de Invertebrados Aquáticos

Os invertebrados retidos na peneira foram preservados em álcool 70% para posterior triagem. A identificação foi feita em nível da família (Chironomidae até sub-família), com auxílio de chave taxonômica (Mugnai et al., 2010) e com ajuda de especialistas. Após a identificação, os táxons foram classificados em grupos tróficos funcionais: coletores-raspadores (C-R), filtradores-coletores (F-C), fragmentadores (Fr), predadores (P) e generalistas (G) (Merritt & Cummins, 1996; Wallace et al, 1999).

Para determinação de biomassa dos invertebrados foi utilizada a metodologia de AFDM para detritos.

3.8. Análise de dados

As taxas de decomposição foram calculadas de acordo com o modelo exponencial negativo, usando dados da porcentagem da perda de massa e tempo de incubação ($M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$). Diferenças entre perda de massa (ln-transformados) de cada espécie vegetal ou mix de espécies (variáveis categóricas) e nas estações verão e inverno em função dos coeficientes de decomposição (k) foram comparadas pela análise de variância de dois fatores (ANOVA two-way) (R-Program; R Core Team, 2008). Foi feita análise de variância (ANOVA three-way) para testar diferenças das quantidades de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e polifenóis entre as espécies individualizadas e em mix. Uma nova análise de variância testou as diferenças das quantidades de nutrientes em função das espécies vegetais e suas combinações. Para comparar as

variáveis abióticas entre as estações verão e inverno foi usada análise de variância (ANOVA). A quantidade de nutrientes e polifenóis, as variáveis ambientais e a densidade de invertebrados aquáticos (fragmentadores e raspadores) foram relacionadas às porcentagens de massa remanescente (ln-transformados) nas diferentes espécies vegetais e mix de espécies por análise de regressão simples. As variáveis colineares (temperatura do ar, profundidade) foram excluídas da análise. Para comparar as comunidades de invertebrados aquáticos (abundância e riqueza) que colonizaram as diferentes combinações de detritos vegetais nos experimentos do inverno e do verão, foi usado o método de Rarefação. A estrutura das comunidades foi analisada através do coeficiente de similaridade Bray-Curtis e representado pelo Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS). A análise de similaridade (ANOSIM one-way) foi usada para testar as diferenças entre combinações das espécies vegetais e os tempos de incubação.

4. Resultados

4.1. Taxas de decomposição

As maiores taxas de decomposição foram registradas para a espécie *F. adhatodifolia* ($k = -0,059 \text{ d}^{-1}$) e as menores para a espécie *A. glandulosa* ($k = -0,022 \text{ d}^{-1}$). A combinação FIAL (*F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*) apresentou as maiores taxas de decomposição no verão ($k = -0,040 \text{ d}^{-1}$) e a combinação ALEU (*A. glandulosa* + *E. grandis*) as menores taxas em ambas as estações ($k = -0,024 \text{ d}^{-1}$). O mix das três espécies de folhas (FIALEU) apresentou valores de k intermediários para ambas as estações quando comparados com as espécies incubadas individualizadas (Figura 2). O seguinte ranking de decaimento de massa foi encontrado no verão: FI > FIAL > FIEU > FIALEU > EU > ALEU > AL e no inverno: FI > AL > FIEU > FIALEU > FIAL > EU = ALEU.

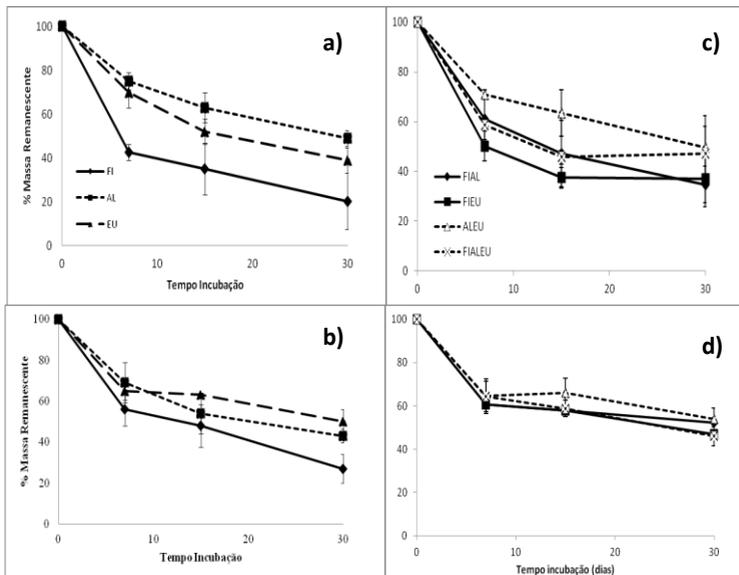


Figura 2. Decaimento de massa das espécies vegetais *Ficus adhatodifolia*, *Alchornea glandulosa* e *Eucalyptus grandis* ao longo de tempo de incubação. Espécies individualizadas: **a)** verão e **b)** inverno. Mix de folhas: **c)** verão e **d)** inverno. **FI** = *F. adhatodifolia*; **AL** = *A. glandulosa*; **EU** = *E. grandis*; **FIAL** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU** = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU** = *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU** = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*.

Os coeficientes de decomposição (k) foram significativamente diferentes entre as espécies vegetais individualizadas e em suas combinações (ANOVA two-way, $F_{6,7} = 19,71$; $p < 0,001$), porém não diferiram entre as estações do ano ($F_{1,2} = 2,99$; $p = 0,08$). O teste *a posteriori* revelou diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 1).

Tabela 1. Diferenças significativas entre os tratamentos (espécies individualizadas ou mix) em função do coeficiente de decomposição (k) (Teste de Tukey). FI = *F. adhatodifolia*; AL = *A. glandulosa*; EU = *E. grandis*; FIAL = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; FIEU = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; ALEU = *A. glandulosa* + *E. grandis*; FIALEU = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*.

Espécie	p
AL - ALEU	0,0001
FI - ALEU	<0,0001
AL - FIALEU	0,04
FI - FIALEU	<0,0001
FI - FIAL	<0,0001
FI - FIEU	<0,0001
FI - AL	0,001
FI - EU	<0,0001
AL - EU	0,007

4.2. Qualidade do detrito

Os maiores valores de nitrogênio foram registrados para a combinação ALEU e a espécie individualizada AL e os menores valores para a combinação FIEU. Para fósforo, os menores valores foram encontrados nas espécies individualizadas FI e os maiores valores na combinação ALEU e no mix das três espécies vegetais (FIALEU). Os menores valores de polifenóis também foram registrados para a espécie FI, e as maiores quantidades na combinação FIEU e no mix FIALEU (Tabela 2). A dureza foi maior nas folhas da espécie EU e menor nas folhas de FI.

Tabela 2. Quantidades de nutrientes (carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P)) e polifenóis (Poli) nas diferentes espécies vegetais e suas combinações nas estações verão e inverno. Os valores estão representados em porcentagem por grama de massa remanescente (\pm desvio padrão). FI = *F. adhatodifolia*; AL = *A. glandulosa*; EU = *E. grandis*; FIAL = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; FIEU = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; ALEU = *A. glandulosa* + *E. grandis*; FIALEU = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*.

Experimento	Espécie	C (%)	N(%)	P(%)	Poli (%)
Verão	FI	14,92 \pm 4,19	1,95 \pm 0,46	0,027 \pm 0,004	3,29 \pm 0,64
Verão	AL	28,62 \pm 5,58	2,64 \pm 0,87	0,030 \pm 0,009	12,11 \pm 2,14
Verão	EU	22,99 \pm 4,51	1,66 \pm 0,57	0,036 \pm 0,007	14,37 \pm 5,08
Verão	FIAL	19,98 \pm 4,82	1,90 \pm 0,51	0,043 \pm 0,009	12,31 \pm 3,57
Verão	FIEU	18,25 \pm 2,47	1,61 \pm 0,45	0,038 \pm 0,006	16,65 \pm 4,59
Verão	ALEU	27,36 \pm 4,19	2,43 \pm 0,55	0,062 \pm 0,004	13,12 \pm 3,05
Verão	FIALEU	21,61 \pm 2,55	1,93 \pm 0,52	0,057 \pm 0,002	16,37 \pm 0,88
Inverno	FI	20,19 \pm 7,20	1,76 \pm 0,31	0,032 \pm 0,004	4,12 \pm 1,07
Inverno	AL	21,74 \pm 2,34	2,99 \pm 1,07	0,032 \pm 0,009	9,65 \pm 3,61
Inverno	EU	26,96 \pm 3,33	2,19 \pm 0,95	0,034 \pm 0,005	15,90 \pm 1,95
Inverno	FIAL	24,49 \pm 1,83	1,83 \pm 0,16	0,047 \pm 0,012	9,25 \pm 4,01
Inverno	FIEU	23,75 \pm 3,15	1,87 \pm 0,47	0,041 \pm 0,008	15,04 \pm 4,67
Inverno	ALEU	26,44 \pm 2,87	3,07 \pm 0,2	0,067 \pm 0,004	14,73 \pm 1,89
Inverno	FIALEU	24,25 \pm 4,05	2,29 \pm 0,18	0,059 \pm 0,008	13,10 \pm 3,48

A quantidade de nutrientes e polifenóis das espécies vegetais e suas combinações foi significativamente diferente (ANOVA three-way, $F_{6,7}=15,05$; $p=0,001$). As espécies individualizadas e as combinações registraram diferenças significativas em relação à quantidade de nitrogênio ($F_{6,7}=5,28$; $p=0,02$), fósforo ($F_{6,7}=58,65$; $p<0,001$) e polifenóis ($F_{6,7}=14,57$; $p=0,001$).

4.3. Variáveis ambientais

O verão apresentou temperatura da água mais elevada que o inverno. Os maiores valores de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram registrados no inverno. A maior velocidade da água e os picos de precipitação ocorreram no verão (Tabela 3). Todas as variáveis

abióticas foram significativamente diferentes entre verão e inverno (ANOVA, $F_1 = 54,15$; $p < 0,05$).

Tabela 3. Dados das variáveis abióticas no verão e no inverno: pH, Alcal. = alcalinidade, Condutiv. = condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), T. água = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), OD = oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), V. corrente = velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e Precip.= precipitação acumulada (ml).

	Verão						Inverno					
	0	7	15	30	Médias	SD	0	7	15	30	Médias	SD
pH	7,00	7,00	7,19	8,28	7,37	0,61	7,10	6,56	6,94	7,01	6,90	0,17
Alcal.	150,27	151,00	169,80	200,30	167,84	23,45	156,84	105,87	126,36	135,25	131,08	21,12
Condutiv.	59,72	60,20	61,40	56,37	59,42	2,15	60,50	62,00	57,70	61,70	60,48	1,39
T. água	22,42	23,97	21,57	20,50	22,12	1,47	15,40	15,10	16,25	11,20	14,49	2,25
OD	8,32	7,98	8,96	9,37	8,66	0,63	9,20	10,00	9,79	9,98	9,74	0,37
V. corrente	0,11	0,14	0,12	0,19	0,14	0,04	0,08	0,10	0,09	0,09	0,09	0,01
Precip.	105,80	27,30	25,10	102,10	65,08	44,92	60,00	40,50	20,00	10,00	32,63	22,23

4.4. Colonização por invertebrados aquáticos

A maior abundância de invertebrados aquáticos ocorreu na combinação das três espécies vegetais no inverno e a menor na espécie individualizada FI. A maior riqueza foi encontrada no mix das três espécies vegetais e na combinação FIAL (Tabela 4). No entanto, a riqueza e abundância não foram significativamente diferentes entre as espécies individualizadas e nas suas combinações ($F_{6,7} = 0,18$; $p = 0,97$).

Tabela 4. Abundâncias e riquezas de invertebrados aquáticos nas espécies vegetais individualizadas e suas combinações no verão e no inverno. FI = *F. adhatodifolia*; AL = *A. glandulosa*; EU = *E. grandis*; FIAL = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; FIEU = *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; ALEU = *A. glandulosa* + *E. grandis*; FIALEU = *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*.

	Verão		Inverno	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
FI	56	10	355	12
AL	110	10	128	12
EU	62	9	226	9
FIAL	80	10	286	15
FIEU	74	8	254	9

ALEU	91	11	303	11
FIALEU	84	7	468	15

Os invertebrados fragmentadores e raspadores foram registrados em pequenas quantidades (0,36% e 0,70%, respectivamente) e ausentes geralmente nos tempos iniciais no verão e no inverno. Os fragmentadores foram encontrados principalmente nas folhas das espécies vegetais *F. adhatodifolia* e *A. glandulosa* e na combinação FIAL. Já os raspadores foram encontrados associados a todas as espécies individualizadas e suas combinações.

A estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos no experimento do inverno foi similar entre as combinações, mas distinta entre os tempos de incubação (NMDS) (Figura 3). A análise de similaridade (ANOSIM) também não evidenciou diferenças significativas entre a fauna das diferentes combinações ($R= 0,08$; $p= 0,8$), no entanto entre os tempo houve diferenças significativas ($R= 0,345$, $p= 0,001$). No experimento do verão, a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos foi dividida em dois grupos (NMDS), um pelas amostras do tempo 7 e o outros com as amostras dos tempos 15 e 30 dias (Figura 4). Não houve diferença na comunidade entre as combinações (ANOSIM, $R= 0,129$, $p= 0,11$), enquanto entre os tempos de incubação houve diferença significativa (ANOSIM, $R= 0,285$, $p= 0,02$). Em ambos os experimentos (inverno e verão), não houve diferença na riqueza de espécies, avaliada através das curvas de rarefação.

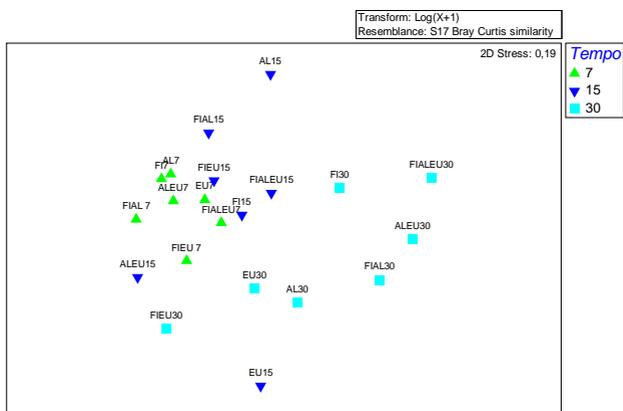


Figura 3. Ordenação NMDS para a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos entre as combinações das espécies vegetais nos diferentes tempo de incubação no experimento do inverno. Riacho Cachoeira Grande.

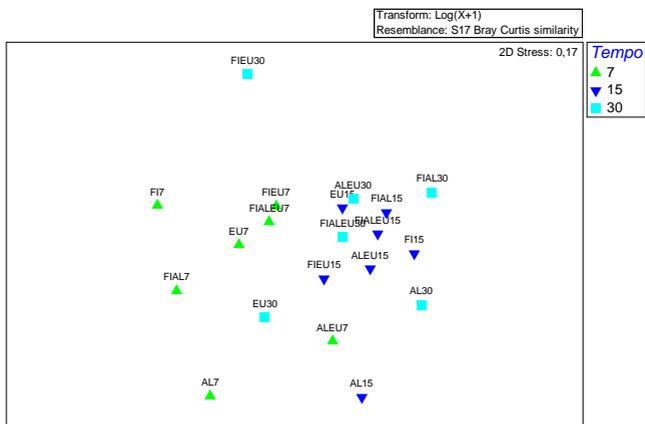


Figura 4. Ordenação NMDS para a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos entre as combinações das espécies vegetais nos diferentes tempo de incubação no experimento do verão. Riacho Cachoeira Grande.

4.5. Fatores que influenciaram as taxas de decomposição

As taxas de decomposição da espécie FI (*F. adhatodifolia*) e da espécie AL (*A. glandulosa*), incubadas individualizadas, foram significativamente relacionadas com a maioria das variáveis ambientais

medidas (respectivamente, $R_{adj}=0,83$; $F_{12,19}= 14,53$; $p<0,001$ e $R_{adj}=0,86$; $F_{12,19}=18,14$; $p<0,001$). As taxas de decomposição da espécie EU (*E. grandis*) foram relacionadas às variáveis ambientais e à densidade de raspadores ($R_{adj}= 0,93$; $F_{11,20}= 40,54$; $p<0,001$) (Anexo 1). As taxas de decomposição da combinação FIAL foram relacionadas significativamente com a qualidade do detrito e com todas as variáveis ambientais ($R_{adj}=0,83$; $F_{12,19}=14,05$; $p<0,001$). A combinação FIEU teve suas taxas de decomposição relacionadas significativamente com fósforo e todas as variáveis ambientais ($R_{adj}=0,91$; $F_{10,21}= 34,12$; $p<0,001$). Para a combinação ALEU, as taxas de decomposição foram significativamente relacionadas apenas à precipitação ($R_{adj}= 0,78$; $F_{12,19}= 10,35$; $p<0,001$). As taxas de decomposição da combinação das três espécies vegetais (FIALEU) foram significativamente relacionadas apenas com as variáveis ambientais ($R_{adj}= 0,93$; $F_{11,20}= 41,67$; $p<0,01$) (Anexo 2).

5. Discussão

Os resultados deste estudo evidenciaram que a diversidade na composição vegetal nos *litter bags* não influenciou positivamente as taxas de decomposição foliar, nem na abundância e riqueza dos invertebrados aquáticos. Desse modo, a primeira hipótese foi rejeitada, pois a maior taxa de decomposição foi mensurada na espécie individualizada *Ficus adhatodifolia* tanto no inverno como no verão, a qual apresentou baixa quantidade de polifenóis, dureza e qualidade nutricional (baixos valores de nitrogênio e fósforo). Quanto à colonização de invertebrados aquáticos nos detritos, mesmo não apresentando diferença significativa na abundância e riqueza, estas foram maiores nos *litter bags* contendo o mix das três espécies vegetais.

A maior taxa de decomposição era esperada nos *litter bags* com diferentes espécies (mix) de folhas, as quais representam maior complexidade e disponibilidade de recursos alimentares e de abrigo para organismos decompositores (Gessner et al., 2010). No entanto, neste estudo, as maiores taxas de decomposição não ocorreram em espécies incubadas em mix como o esperado, e sim, na espécie individualizada (FI), provavelmente devido a menor dureza e quantidade de compostos secundários (polifenóis). Já as menores taxas de decomposição foram registradas na combinação ALEU e na espécie individualizada EU, caracterizadas pela maior qualidade nutricional (quantidades de nitrogênio e fósforo) e maior dureza das folhas. É possível que nos

primeiros trinta dias do processo de decomposição, características associadas à defesa das plantas à herbivoria, como compostos secundários e dureza, sejam mais importantes para a seleção dos recursos pelos decompositores que propriamente a qualidade nutricional. Em ambientes tropicais as espécies vegetais apresentam menor qualidade nutricional, cutículas mais espessas e maior quantidade de compostos secundários, necessitando de mais tempo de condicionamento microbiano até decomposição final e, conseqüentemente, possuem taxas de decomposição mais lentas (Gonçalves et al., 2006a). No estudo realizado no cerrado, em ambiente tropical, as taxas de decomposição do mix de folhas foram baixas e resultaram da interação de taxas de decomposição individuais das espécies estudadas (Moretti et al., 2007).

Neste estudo, o mix de folhas apresentou valores intermediários de taxas de decomposição e similar abundância e riqueza de invertebrados. Isso sugere que efeitos sinérgicos negativos, como a baixa qualidade nutricional de alguma das espécies vegetais e maior dureza e compostos secundários em outras, pode ter retardado a velocidade de decomposição e a colonização da comunidade de invertebrados aquáticos (Gessner et al., 2010; Lecerf et al., 2011). A baixa qualidade nutricional das espécies vegetais e altos valores de compostos secundários e dureza foliar, aliado a grande disponibilidade de depósitos naturais de matéria orgânica alóctone no leito do riacho estudado, pode ter deixado o mix de folhas dentro do *litter bag* pouco atrativo para a colonização (Moretti et al., 2007).

Outros estudos também evidenciaram que a riqueza e diversidade da comunidade de invertebrados não foram influenciadas pelo mix de espécies vegetais, provavelmente devido à pequena variação na qualidade dos detritos no mix (Leroy e Marks, 2006; Taylor et al., 2007). Outra hipótese levantada para explicar esse resultado é de que o tempo de incubação dos detritos na água influencia mais a comunidade do que as características físico-químicas das espécies vegetais que compõem o *litter bag* (Abelho, 2008). O tempo de incubação dos detritos está diretamente associado ao aumento da palatabilidade e de nutrientes aos invertebrados detritívoros (Abelho, 2001; Allan & Castillo, 2007). A dinâmica de colonização dos detritos pelos micro-organismos intensifica as modificações químicas e estruturais do detrito, levando a um aumento da biomassa, da palatabilidade e de nutrientes, pois os organismos microbianos

apresentam quantidades elevadas de nitrogênio (Graça, 2001). Desse modo, quanto maior o tempo de incubação, exceto a fase final do processo, maiores quantidade e qualidade de recurso alimentar aos invertebrados aquáticos são esperadas, o que suporta maior riqueza e abundância de colonizadores (Gonçalves et al. 2004).

Os invertebrados fragmentadores possuem a capacidade de selecionar alguns detritos de maior qualidade e rejeitar outros (Canhoto e Graça, 1995), pois é possível que reconheçam diferenças na estrutura física, concentração de nutrientes e presença de compostos secundários (Graça, 2001). A espécie vegetal *Eucalyptus grandis*, incubada individualmente, foi a única espécie que apresentou uma relação positiva com a densidade de invertebrados raspadores e fragmentadores. Estes resultados demonstram que os polifenóis (não palatáveis) já haviam sido lixiviados ou estariam em menor quantidade durante a colonização, que nesse caso, ocorreu no final do processo avaliado (30 dias após a incubação). Isso corrobora os achados de Hepp et al. (2009), que observaram maior colonização de invertebrados fragmentadores em folhas de *E. grandis* após lixiviação de compostos secundários. Já para Faccin et al. (2014a) (dados não publicados) e Canhoto e Graça (1995, 1999), as folhas de *E. grandis* apresentaram menor abundância de invertebrados, devido à baixa qualidade nutricional dos detritos foliares para os fragmentadores.

A relação significativa entre as taxas de decomposição, tanto das espécies vegetais incubadas individualmente quanto nas suas combinações, com as variáveis ambientais, evidenciadas pela análise de regressão, mostra a importância de realizar experimentos ao longo do ano, pois permite avaliar as variações temporais dos parâmetros ambientais que interferem nos processos ecológicos como as taxas de decomposição e a colonização por invertebrados.

6. Conclusão

As maiores taxas de decomposição registradas na espécie individualizada *F. adhatodifolia*, tanto no inverno como no verão, indicam que na fase inicial do processo (considerando trinta dias), as características associadas à defesa das plantas como menor quantidade de compostos secundários e dureza parecem mais importantes à fauna decompositora que propriamente a qualidade nutricional. No entanto, este resultado difere de outros estudos realizados no Brasil que registraram as maiores taxas de decomposição em mix de folhas, o que

mostra o quanto são complexos os processos ecológicos que ocorrem nos sistemas aquáticos. Além disso, os resultados possibilitam inferir que as taxas de decomposição de detritos foliares incubados em mix parecem resultar das taxas de decomposição conjuntas de cada espécie vegetal e a comunidade de invertebrados aquáticos associados ao processo de decomposição foliar seria mais influenciada pelo tempo de exposição do detrito na água que a heterogeneidade de recursos alimentares.

7. Referências Bibliográficas

- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*. 1, 656-680.
- Abelho, M. 2008. Effects of Leaf Litter Species on Macroinvertebrate Colonization during Decomposition in a Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology*. 93: 358-372.
- Abelho, M. 2009. Leaf-litter mixtures affect breakdown and macroinvertebrate colonization rates in a stream eco- system. *International Review of Hydrobiology* 94: 436-451.
- Adams, J.A.; Tuchamn, N.C. & Moore, P.A. 2003. Atmospheric CO₂ enrichment alters leaf detritus: Impacts on foraging decisions of crayfish (*Orconectes virilis*). *Journal of the North American Benthological Society* 22: 410-422.
- Begon, M., C. R. Townsend J. L. Harper, 2007. *Ecologia: De Indivíduos a Ecosistemas*. Ed. Artimed. 4^o edição, 752 p.
- Bjelke, U. 2005. Processing of leaf matter by lake- dwelling shredders at low oxygen concentrations. *Hydrobiologia*, 539: 93-98.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Graça, M. A. S., Gessner, M. O. et al. 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92: 1839-1848.
- Bunn, S.E. 1988. Processing of leaf litter in two northern jarrah forest streams, Western Australia: II. The role of macroinvertebrates and the influence of soluble polyphenols and inorganic sediment. *Hydrobiologia*, 162, 211- 223.
- Canhoto C. & Graça M.A.S. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, 37, 163-172.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B., and Taliaferro, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39: 24-30.

- Ferreira, V.; Graça, M.A.S.; De Lima, J.L.M.P.; Gomes, R. 2006. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Archiv für Hydrobiologie*, 165: 493-513.
- Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., Mckie B.G., Bardgett R.D., Wall D.H. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 372–380.
- Graça, M. A. S., Ferreira, R. C. F. & Coimbra, C. N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, 20: 408–420.
- Graça, M. A. S. & Bärlocher, F. 2005. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, 101-108. Springer. The Netherlands.
- Gran, G. 1952. Determination of the equivalent point in potentiometric titrations. Part II. *Analyst, Londres*, 121:661-671.
- Griffith M.B. & Perry S.A. 1993. Colonization and processing of leaf litter by macroinvertebrate shredders in streams of contrasting pH. *Freshwater Biology*, 30, 93–103.
- Hart, S.D. and Howmiller, R.P. 1975. Studies on the decomposition of allochthonous detritus in two Southern California streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 19, 1665–1674.
- Hättenschwiler, S., A. V. Tiunov and S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 191–218.
- Hepp, L. U. and Santos, S. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental monitoring and Assessment*, vol. 157, p. 305-318.
- Hoorens, B., Aerts, R., & Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition. *Oecologia*, 137, 578–586.
- Irons, J. G., M. W. Oswood, R.J. Stout, and C. M. Pringle. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important. *Freshwater Biology* 32: 401–411.
- Kominoski, J. S., T. J. Hoellein, C. J. Leroy, C. M. Pringle & C. M. Swan. 2010. Beyond species richness: expanding biodiversity ecosystem functioning theory in detritus- based streams. *River Research and Applications* 26: 67– 75.
- Lecerf A., Marie G., Kominoski J.S., LeRoy C.J., Bernadet C. & Swan C.M. 2011. Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. *Ecology*, 92, 160–169.

- Leroy, C.J., Marks, J.C., 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* 51, 605–617.
- McArthur J.V., Aho J.M., Rader R.B. & Mills G.L. 1994. Interspecific leaf interactions during decomposition in aquatic and floodplain ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 13, 57–67.
- Merritt R. W, Cummins K. W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Moretti, M.S. 2005. Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG). Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), Brasil.
- Moretti, M. S., Gonçalves, JR., J.F., Ligeiro, R. & Callisto, M. 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 92, 199-210.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Rio de Janeiro: 176 p.
- Murphy, J. & Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36.
- Nascimento, R., 2002. Atlas ambiental de Florianópolis. Instituto Larus, Florianópolis.
- Osono T. & Takeda H. 2001. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria* sp. *European Journal of Soil and Biology*, 37, 17–23.
- Ostrofsky M.L. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 750–759.
- Petersen, R. C. and Cummins, K. W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, vol. 4, p. 343-368.
- Pozo, J. 1993. Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera stream system (North Spain) I. Chemi-cal changes. *Arch. Hydrobiol.*, 127, 299–317.
- R Development Core Team. 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org> (verified April 2014).

- Rier, S. T., Tuchman, N. C.;Wetzel, R. G. and Teeri, J. A. 2002. Elevated-CO₂-induced changes in the chemistry of quaking aspen (*Populus tremuloides* Michaux) leaf litter: subsequent mass loss and microbial response in a stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society* 21:16–27.
- Santos, G. S. dos S.; J. T. N. da M. Mendonça & R. W. Veado, 1989. Análise ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul* 4: 101-123.
- Schimel J.P. & Hättenschwiler S. 2007. Nitrogen transfer between decomposing leaves of different N status. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 1428–1436.
- Swan, C. M., and M. A. Palmer. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23:15–28.
- Tank, JL, Rosi-Marshall, EJ., Griffiths, na., Entekin, SA. & Stephen, ML. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 118–146.
- Taylor, B. R., C. Mallaley, and J. F. Cairns. 2007. Limited evidence that mixing leaf litter accelerates decomposition or increases diversity of decomposers in streams of eastern Canada. *Hydrobiologia* 592:405–422.
- Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Issani, C.A.; Bohnen, H.; Volkweiss, S.J. 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS- Departamento de Solos, 174p. (Boletim Técnico, 5).
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer, and J. R. Webster. 1999. Effects of resource limitation on a detrital based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409–442.
- Webster, J.R. and Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17, 567–594.
- Zasoski, R. J.; Burau, R. G. 1977. A rapid nitricperchloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, 3: 425-436.

6.0. Considerações Finais

Os resultados indicam que tanto a qualidade do detrito quanto os fatores ambientais foram importantes para o processo de decomposição de detritos foliares alóctones. As maiores taxas de decomposição ocorreram em folhas mais macias, com menores quantidades de polifenóis. Os detritos foram decompostos mais rapidamente no verão devido a maior abrasão física da água, maior precipitação, maior temperatura e maior densidade de invertebrados. As características associadas à defesa das plantas como menor quantidade de compostos secundários e dureza pareceram mais importantes à fauna decompositora que propriamente a qualidade nutricional.

As taxas de decomposição de todas as espécies vegetais foram relacionadas às variáveis ambientais. Isso comprova a importância da realização dos experimentos em diferentes momentos ao longo do ano, em que ocorrem variações nos parâmetros ambientais avaliados e que interferem nas taxas de decomposição e na colonização por invertebrados.

Os resultados também possibilitaram inferir que as taxas de decomposição de detritos foliares incubados em conjunto com outros pareceram resultar das taxas de decomposição conjuntas de cada espécie vegetal e a diversidade e a comunidade de invertebrados aquáticos associados ao processo de decomposição foliar foi mais influenciada pelo tempo de exposição do detrito na água que a heterogeneidade dos recursos alimentares.

A metodologia do *litter bag* de malha fina usada no experimento não impediu a entrada de invertebrados aquáticos, desse modo, foi considerada inadequada para excluir os invertebrados aquáticos do processo de decomposição.

7.0. Referências Bibliográficas Gerais

- Abelho, M. & Graça, M. A. S. 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margarça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, 386:147-152.
- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*. 1, 656-680.
- Abelho, M. 2008. Effects of Leaf Litter Species on Macroinvertebrate Colonization during Decomposition in a Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology*. 93: 358-372.
- Abelho, M. 2009. Leaf-litter mixtures affect breakdown and macroinvertebrate colonization rates in a stream eco- system. *International Review of Hydrobiology* 94: 436-451.
- Adams J.A., Tuchamn N.C. & Moore P.A. 2003. Atmospheric CO₂ enrichment alters leaf detritus: impacts on foraging decisions of crayfish (*Orconectes virilis*). *Journal of the North American Benthological Society*, 22, 410-422.
- Allan, D.J. 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- Alonso, A., González-Muñoz, N. & Castro-Díez, P. 2010. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. *Ecological Research*, 25: 647-653.
- Ardón, M. & Pringle, C. M. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica. *Oecologia*. 155: 311-323.
- Bastian, M., Boyero, L., Jackes, B. R. & Pearson, R. G. 2007. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 219-229.
- Begon, M., C. R. Towsend J. L. Harper, 2007. *Ecologia: De Indivíduos a Ecossistemas*. Ed. Artimed. 4º edição, 752 p.
- Benfield, E.F. 1997. Comparison of litterfall input to streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16, 104-108. (In *Stream Organic Matter Budgets*. Webster, J.R. and Meyer, J.L., Eds. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16, 3-161.)
- Benson, L. J., Pearson, R. G. 1993. Litter inputs to a tropical Australian rainforest stream. *Aust. J. Ecol.* 18: 377-83.
- Bjelke, U. 2005. Processing of leaf matter by lake- dwelling shredders at low oxygen concentrations. *Hydrobiologia*, 539: 93-98.

- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Graça, M. A. S., Gessner, M. O. 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92: 1839–1848.
- Bunn, S.E. 1988. Processing of leaf litter in two northern jarrah forest streams, Western Australia: II. The role of macroinvertebrates and the influence of soluble polyphenols and inorganic sediment. *Hydrobiologia*, 162, 211– 223. 1988.
- Callisto, M. Jr., J. F. Gonçalves & M. A. S. Graça, 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids in headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 442–448.
- Campanella, M.V. & Bertiller, M.B. 2008. Plant phenology, leaf traits and leaf litterfall of contrasting life forms in the arid Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 19: 75-85.
- Canhoto, C. and Graça, M.A.S. 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*, vol. 333, no. 2, p. 79-85.
- Canhoto C. & Graça M.A.S. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, 37, 163–172.
- Cardinale, B.J.; Nelson K.; Palmer M. A. 2000. Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. *Oikos* 91:175–183.
- Caruso, M.M.L. 1990. O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais. Ed. da UFSC, Florianópolis.
- Casas, J., Gessner, M.O. 1999. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. *Freshwater Biol.* 41, 781–793.
- CECA/FNMA, 1996. Uma cidade numa ilha – relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina. Florianópolis, Ed. Insular, 248p.
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24, 631-641.
- Dudgeon D. & Wu K.K.Y. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Archiv fur Hydrobiologie*, 146, 65–82.
- Fernández, H. R. & Domínguez, E. Guia para determinación de lós artropodos bentônicos Sudamericanos. UNT, Tucumán, 2001. 282 p.

- Ferreira, V.; Graça, M.A.S.; De Lima, J.L.M.P.; Gomes, R. 2006. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Archiv für Hydrobiologie*, 165: 493-513.
- França, J., Gregório, R., D'Arc de Paula, J. 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60:990.
- Friberg, N.; Jacobsen, D. 1999. Variation in growth of the detritivore-shredder *Sericostoma personatum* (Trichoptera). *Freshwater Biology*, 42: 625-635.
- Gessner, M. O. 1991. Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. - *Fresh- wat. Biol.* 26: 387-398.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., Dobson, M. 1999. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85:2. 377-384.
- Gessner M.O. 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide* (Eds M.A.S. Graça, F. Barlocher & M.O.Gessner), pp. 171–176. Springer-Verlag, Dordrecht.
- Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., Mckie B.G., Bardgett R.D., Wall D.H. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 372– 380.
- GGE (Grupo Gestão do Espaço – UFSC). 2006. Atlas ambiental municipal, Florianópolis, SC, Brasil. Coord. ORTH, D. M. Projeto Funcitec, UFSC.
- Graça, M.A.S.; Pereira, A.P. 1995. The degradation of pine needles in a Mediterranean stream. *Arch. Hydrobiol.* 134, 119–128.
- Graça, M. A. S., Ferreira, R. C. F. & Coimbra, C. N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, 20: 408–420.
- Graça, M. A. S. & Barlocher, F. 2005. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, 101-108. Springer. The Netherlands.
- Graça, M. A. S. & Cressa, M. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology*, 95: 27-41.
- Gran, G. 1952. Determination of the equivalent point in potentiometric titrations. Part II. *Analyst, Londres*, 121:661-671.
- Griffith M. B. & Perry S. A. (1993) Colonization and processing of leaf litter by macroinvertebrate shredders in streams of contrasting pH. *Freshwater Biology*, 30, 93–103.

- Hart, S. D. & Howmiller, R. P. 1975. Studies on the decomposition of allochthonous detritus in two Southern California streams. Verh. Internat. Verein. Limnol, 19, 1665–1674.
- Haapala, A., T. Muotka & A. Markkola. Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. Journal of the North American Benthological Society, 2001. 20: 395–407.
- Heard S. B., Schultz G. A., Ogden C. B. & Griesel T. C. 1999. Mechanical abrasion and organic matter processing in an Iowa stream. Hydrobiologia, 400, 179–186.
- Hepp, L. U., Biasi, C., Milesi, S. V., Veiga, F.O. and Restello, R.M. 2008. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, vol. 20, no. 4, p. 345-350.
- Hepp, L. U. and Santos, S. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. Environmental monitoring and Assessment, vol. 157, p. 305-318.
- Hepp, L. U., Milesi, S. V., Biasi, C. and Restello, R. M. 2010. Effects agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). Zoologia, vol. 27, no. 1, p. 106-113.
- Hepp, L. U. and Restello, R. M. 2010. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra (Rio Grande do Sul, Brasil). In Santos, J.E., Zanin, E. M. and Moschini, L.E. Ed. Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Gestão. São Carlos: Rima Editora. vol. 3, p. 201-218.
- Hernandez, I. M., Gallardo, J. F., and Santa Regina, I. 1992. Dynamic of organic matter in forests subject to a Mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter production. Acta Oecol. 13, 55–65.
- Hieber M. & Gessner M. O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. Ecology, 83, 1026–1038.
- Hoorens, B., Aerts, R., & Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition. Oecologia, 137, 578–586.
- Irons, J. G.; Oswood, M.W; Stout, R. J. and Pringle, C. M. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? Freshwater Biology 32: 401–411.

- Janke, H. & Trivinho-Strixino, S. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19: 109-115.
- Jones, C. G.; Lawton, J. H. 1995. Linking species and ecosystems. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Käinulainen, P. & Holopainen, J. K. 2002. Concentrations of secondary compounds in Scot pine needles at different stages of decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 37-42.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2004. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of a Japanese headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 78–89.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2005. Hot spots of leaf breakdown within a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 50: 921–929.
- Kominoski, J. S., Hoellein, T. J. Kelly, J. J. and Pringle, C. M. 2009. Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? *Oikos* 118:457–463.
- Kominoski, J. S., T. J. Hoellein, C. J. Leroy, C. M. Pringle & C. M. Swan. 2010. Beyond species richness: expanding biodiversity-ecosystem functioning theory in detritus-based streams. *River Research and Applications* 26: 67– 75.
- Landeiro, V. L., Hamanda, N., Godoy, B.S. & Melo, A. S. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649, 355-363. 2010.
- Leff, L. G., and McArthur, J. V. 1989. The effect of leaf pack composition on processing: a comparison of mixed and single species packs. *Hydrobiologia* 182:219–224.
- Liski J., Nissinen A., Erhard M. & Taskinen O. 2003. Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*, 9, 575–584.
- Merritt R. W, Cummins K. W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M. & Hepp, L. U. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2009. 21: 419-429.

- Molinero, J.; Pozo, J. 2002. Impact of eucalypt plantations on the benthic storage of coarse particulate organic matter, nitrogen and phosphorus in small streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*
- Moretti, M. S., Gonçalves, JR., J.F., Ligeiro, R. & Callisto, M. 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 92, 199-210.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Rio de Janeiro: 176 p.
- Mulholland, P. J.; Palumbo, A.V.; Elwood, J. W.; Rosemond, A. D. 1987. Effects of acidification on leaf decomposition in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 6: 147-158.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. & Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-845.
- Osono, T. & Takeda, H. 2001. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria* sp. *European Journal of Soil and Biology*, 37, 17-23.
- Ostrofsky, M. L. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 750-759.
- Petersen, R. C. and Cummins, K. W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, vol. 4, p. 343-368.
- Pozo, J. 1993. Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera stream system (North Spain) I. Chemical changes. *Arch. Hydrobiol.*, 127, 299-317.
- Primack, R. B. & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Efraim Rodrigues, Londrina.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J. & Elósegui, A. 1997. Inputs of Particulate Organic Matter to Streams with Different Riparian Vegetation. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 602-611.
- R Development Core Team. 2008. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org> (verified April 2014).
- Rier, S. T., Tuchman, N. C.;Wetzel, R. G. and Teeri, J. A. 2002. Elevated-CO₂-induced changes in the chemistry of quaking aspen (*Populus tremuloides* Michaux) leaf litter: subsequent mass loss and

- microbial response in a stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society* 21:16–27.
- Rosati, I; Barbone, E; Basset, A. 2012. Length-mass relationships for transitional water benthic macroinvertebrates in Mediterranean and Black Sea ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113, p. 231-239.
- Sabo, J. L. & Power, M. E. 2002. River-watershed exchange: effects of riverine subsidies on riparian lizards and their terrestrial prey. *Ecology*, 83, 1860–1869.
- Smock, L. A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology* 10:375-383.
- Swan, C. M., and Palmer, M. A. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23:15–28.
- Swan, C. M. & Palmer, M. A. 2006. Composition of species leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia*, 147: 469– 478.
- Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N.A., Entekin, S. A. and Stephen, M. L. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:118–146.
- Trevisan, A.; Hepp, L. U. 2007. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, vol. 1, no. 2, p. 54-60.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J.L. Meyer, and J. R. Webster. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409–442.
- Webster, J.R. and Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17, 567–594.

Anexos

Anexo 1 Teste de regressão linear por espécie vegetal individualizada, correlacionando qualidade do detrito, densidade de invertebrados e variáveis abióticas em função da porcentagem de massa seca remanescente. Qualidade nutricional: nitrogênio, fósforo e polifenóis. Densidade de invertebrados: fragmentadores e raspadores. Variáveis abióticas: pH, alcalinidade, condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e precipitação acumulada (ml). Os dados em destaque foram significativamente correlacionados ($p < 0,05$). **FI**= *F. adhatodifolia*; **AL**= *A. glandulosa*; **EU**= *E. grandis*.

	FI			AL			EU		
	<u>Estimate</u>	<u>t</u>	<u>p (> t)</u>	<u>Estimate</u>	<u>t</u>	<u>p (> t)</u>	<u>Estimate</u>	<u>t</u>	<u>p (> t)</u>
N	-0,13	-2,04	0,05	-0,02	-0,84	0,40	0,05	1,87	0,07
P	-19,65	-1,62	0,12	-1,25	-0,42	0,67	-2,02	-0,69	0,49
Poli	0,001	0,02	0,98	0,009	1,05	0,30	0,01	1,91	0,07
Frag.	0,69	1,82	0,08	0,03	0,16	0,86	NA	NA	NA
Rasp.	-0,42	-0,92	0,36	0,10	0,71	0,48	-0,19	-2,26	0,03
pH	-13,54	-3,72	0,001	-5,27	-2,85	0,01	-3,63	-2,59	0,01
Alcal	0,14	3,51	0,002	0,06	2,99	0,007	0,04	2,49	0,02
Conduiti.	-0,77	-3,82	0,001	-0,27	-2,72	0,01	-0,20	-2,59	0,01
T. água	-0,43	-3,47	0,002	-0,16	-2,73	0,01	-0,17	-3,75	0,001
OD	0,37	1,21	0,24	0,02	0,20	0,83	-0,30	-3,05	0,006
Vel. Corr.	53,13	2,77	0,01	20,11	2,15	0,04	12,04	1,72	0,10
Precip.	0,02	6,03	<0,001	0,007	4,15	<0,001	0,008	6,29	<0,001

Anexo 2 Teste de regressão linear do mix de espécies, correlacionando qualidade do detrito, densidade de invertebrados e variáveis abióticas em função da porcentagem de massa seca remanescente. Qualidade nutricional: nitrogênio, fósforo e polifenóis. Densidade de invertebrados: fragmentadores e raspadores. Variáveis abióticas: pH, alcalinidade, condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e precipitação acumulada (ml). Os dados em destaque foram significativamente correlacionados ($p < 0,05$). **FIAL**= *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa*; **FIEU**= *F. adhatodifolia* + *E. grandis*; **ALEU**= *A. glandulosa* + *E. grandis*; **FIALEU**= *F. adhatodifolia* + *A. glandulosa* + *E. grandis*.

	FIAL			FIEU			ALEU			FIALEU		
	Estimate	t	p (> t)	Estimate	t	p (> t)	Estimate	t	p (> t)	Estimate	t	p (> t)
N	-0,05	-1,21	0,24	0,009	0,15	0,88	-0,02	-0,57	0,57	-0,03	-1,9	0,07
P	20,24	2,80	0,01	1,58	2,47	0,02	-1,34	-0,19	0,84	4,71	1,43	0,16
Poli	-0,07	-5,01	<0,001	0,004	0,38	0,70	0,009	1,00	0,32	0,007	1,55	0,13
Frag.	-0,04	-0,15	0,88	NA	NA	NA	-0,54	-0,90	0,37	NA	NA	NA
Rasp.	-0,19	-0,38	0,70	NA	NA	NA	0,40	1,13	0,27	-0,10	-1,34	0,19
pH	-342,37	-4,66	<0,001	-1,35	-3,95	<0,001	-77,83	-1,89	0,07	-1,15	-4,55	<0,001
Alcal	4,09	4,66	<0,001	1,61	3,94	<0,001	0,93	1,89	0,07	1,37	4,53	<0,001
Conduti.	-19,31	-4,67	<0,001	-7,66	-3,96	<0,001	-4,41	-1,89	0,07	-6,52	-4,56	<0,001
T. água	-12,30	-4,68	<0,001	-4,86	-3,97	<0,001	-2,80	-1,90	0,07	-4,17	-4,59	<0,001
OD	15,50	4,47	<0,001	6,21	3,74	0,001	3,44	1,74	0,09	5,17	4,28	<0,001
Vel. Corr.	1860	4,64	<0,001	7,30	3,91	<0,001	418,14	1,85	0,07	6,23	4,51	<0,001
Precip.	0,06	5,23	<0,001	0,02	5,18	<0,001	0,01	2,39	0,02	0,02	6,23	<0,001