

Universidade Federal de Juiz de Fora
Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Mestrado em Comportamento e Biologia Animal

Decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) e sua colonização por invertebrados em riachos na região Tropical

Marcos Pereira Lopes

Juiz de Fora

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM COMPORTAMENTO E BIOLOGIA ANIMAL

Decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) e sua
colonização por invertebrados em riachos na região Tropical

Marcos Pereira Lopes

Orientador: Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ciências Biológicas, área de
concentração: Comportamento e Biologia
Animal, da Universidade Federal Juiz de Fora,
como requisito parcial para a obtenção do grau
de Mestre.

Juiz de fora

2014

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Pereira Lopes, Marcos.

Decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) e sua colonização por invertebrados em riachos na região Tropical / Marcos Pereira Lopes. -- 2014.
50 f. : il.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas: Comportamento Animal, 2014.

1. Biomassa de fugos. 2. Decomposição de folhas. 3. Ferramenta funcional. 4. Invertebrados fragmentadores. 5. Urbanização. I. da Gama Alves, Roberto, orient. II. Título.

Marcos Pereira Lopes

**Decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) e sua
colonização por invertebrados em riachos na região Tropical**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Comportamento e Biologia Animal, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2014.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (Orientador)
Universidade Federal de Juiz de Fora



Profa. Dra. Iara Alves Novelli
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
Centro Universitário de Araraquara

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer à Fundação de Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro (CRA - APQ-01312-12) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio contínuo (processo 303156/2012-0). MPL recebeu bolsa de mestrado da CAPES e RTM recebeu bolsa de doutorado (processo 143624/2009-1). Agradecemos também ao programa de pós-graduação em Comportamento e Biologia Animal-UFJF pelo uso dos laboratórios.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	EFEITO DO IMPACTO ANTRÓPICO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS DE <i>Picramnia sellowii</i> (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) EM RIACHOS NA REGIÃO TROPICAL	3
2.1	OBJETIVO	3
3	MATERIAL E MÉTODOS	4
3.1	ÁREA DE ESTUDO	4
3.2	EXPERIMENTO DE CAMPO	5
3.3	VARIÁVEIS AMBIENTAIS	5
3.4	INVERTEBRADOS	6
3.5	BIOMASSA DE FUNGOS	6
3.6	MASSA SECA REMANESCENTE E MASSA SECA LIVRE DE CINZAS	6
3.7	ANÁLISE DOS DADOS	7
4	RESULTADOS	7
4.1	VARIÁVEIS AMBIENTAIS E PERDA DE MASSA	7
4.2	COLONIZAÇÃO MICROBIANA	9
4.3	INVERTEBRADOS	10
4.4	INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A BIOMASSA DE FUNGOS E INVERTEBRADOS FRAGMENTADORES	11
5	DISCUSSÃO	12
6	COLONIZAÇÃO POR INVERTEBRADOS DE FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE <i>Picramnia sellowii</i> (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) EM MESOHABITATS DE RIACHOS FLORESTADOS NA REGIÃO TROPICAL	15
6.1	OBJETIVO	15
7	MATERIAL E MÉTODOS	16
7.1	ÁREA DE ESTUDO	16
7.2	EXPERIMENTO DE CAMPO	17
7.3	VARIÁVEIS AMBIENTAIS	17
7.4	INVERTEBRADOS	17

7.5	BIOMASSA DE FUNGOS	18
7.6	MASSA SECA REMANESCENTE E MASSA SECA LIVRE DE CINZAS	18
7.7	ANÁLISE DOS DADOS.....	18
8	RESULTADOS	20
8.1	VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	20
8.2	DECOMPOSIÇÃO DAS FOLHAS	21
8.3	BIOMASSA DE FUNGOS	21
8.4	INVERTEBRADOS	22
8.5	INVERTEBRADOS FRAGMENTADORES	26
9	DISCUSSÃO	28
9.1	DECOMPOSIÇÃO DAS FOLHAS	28
9.2	FUNGOS	29
9.3	INVERTEBRADOS	29
9.4	FRAGMENTADORES	31
10	CONCLUSÕES	31
11	REFERÊNCIAS	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) dos riachos referências e impactados onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de <i>Picramnia sellowii</i> em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 8
Tabela 2	Abundância (média \pm desvio padrão) de invertebrados associados a folhas de <i>Picramnia sellowii</i> durante o experimento de decomposição nos riachos referências e impactados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 10
Tabela 3	Regressão simples das variáveis ambientais com a biomassa de fungos e biomassa de invertebrados dos riachos referências e impactados onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de <i>Picramnia sellowii</i> em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 12
Tabela 4	Variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) medidas nos remansos e corredeiras de riachos onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de <i>Picramnia sellowii</i> em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 20
Tabela 5	Abundância de invertebrados em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 23
Tabela 6	Análise de espécies indicadores (IndVal) dos invertebrados em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil 25

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Mapa dos riachos estudados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	4
Figura 2	Análise de Componentes Principais (PCA) dos dados ambientais em seis riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Os círculos representam os riachos referências e os quadrados os riachos impactados. O tamanho desses símbolos são proporcionais à massa seca remanescente das folhas de <i>Picramnia sellowii</i>	9
Figura 3	Mapa dos riachos estudados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	16
Figura 4	Massa seca remanescente de folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	21
Figura 5	Biomassa de fungos em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Não temos informação do dia 120, devido não ter sido possível a retirada dos discos de folhas	22
Figura 6	Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com os dados de abundância de invertebrados em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	26
Figura 7	Abundância de fragmentadores em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	27
Figura 8	Biomassa de fragmentadores em folhas em decomposição de <i>Picramnia sellowii</i> nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil	28

RESUMO

Na região tropical são escassos os estudos que exploram o uso do processo de decomposição foliar como ferramenta funcional para avaliar os efeitos das perturbações antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos. Nosso objetivo foi avaliar os efeitos dos impactos antrópicos sobre a taxa de decomposição de *Picramnia sellowii* em riachos no Sudeste do Brasil. O experimento foi realizado durante 60 dias em três riachos referências e três impactados por poluição orgânica e sem cobertura vegetal. Em cada riacho foram incubados três sacos contendo $3 \pm 0,05$ g de folhas secas de *P. sellowii*. Os riachos referência apresentaram maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores valores de nutrientes, turbidez, condutividade elétrica, TIA (área total impermeável) e temperatura. O coeficiente de decomposição (k) diferiu entre os riachos referência ($k = 0,014 \pm 0,003 \text{ d}^{-1}$) e os impactados ($k = 0,005 \pm 0,001 \text{ d}^{-1}$). Nas folhas incubadas nos riachos referência foi observada maior biomassa de fungos e abundância de invertebrados, assim como a presença de fragmentadores, estando o k relacionado com a biomassa destes organismos. A decomposição se mostrou sensível para avaliar impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos uma vez que foram observadas nítidas diferenças entre a perda de massa foliar nos riachos referências e impactados. Estes resultados reforçam o efeito negativo da urbanização sobre a decomposição e biomassa de fungos e fragmentadores. No segundo experimento foram realizadas retiradas após 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias, em três remansos e três corredeiras apenas nos riachos referências. Os principais resultados foram: no final do experimento restaram 16,63 % (remansos) e 10,30 % (corredeiras) de massa seca, que diferiu apenas entre os dias do experimento e não entre os mesohabitats e, foi influenciada pela biomassa de fungos; houve aumento na biomassa destes microorganismos no dia 90, diferindo apenas entre os dias do experimento e sendo influenciada pela temperatura e O_2 ; a abundância de invertebrados foi maior em corredeiras e no dia 30, apresentando diferença entre mesohabitats e entre os dias, e sendo influenciada pela temperatura, O_2 e velocidade; maior riqueza foi registrada em remansos e no dia 60; a família Chironomidae foi a mais abundante durante todo o experimento nos dois mesohabitats; a abundância e biomassa de fragmentadores foram baixas; o escalonamento multidimensional não métrico mostrou a separação dos mesohabitats e períodos inicial e final da decomposição. Através do segundo experimento foi possível observar que a perda de massa nos ecossistemas lóticos de baixa ordem é mais influenciada pela biomassa de

fungos que pela biomassa de fragmentadores e pela velocidade da água. Adicionalmente, observamos que diferenças na abundância, riqueza e composição de invertebrados são influenciadas por diferenças entre mesohabitats e pela sucessão ao longo da decomposição. Esses resultados contribuem para reforçar a importância do material vegetal de origem terrestre como fonte de energia para os invertebrados em riachos, e a necessidade de preservação da vegetação ripária.

Palavras-chave: Biomassa de fungos, decomposição de folhas, ferramenta funcional, invertebrados fragmentadores, urbanização.

ABSTRACT

There are few studies in tropical regions exploring the use of leaf breakdown process as a functional tool to assess anthropic disturbance on aquatic ecosystems. We assessed the effects of water pollution due to human activities on the leaf breakdown rate of *Picramnia sellowii* in streams of the southeastern Brazil. The experiment was carried out for 60 days in three reference streams and three streams impaired by organic pollution and absence of riparian vegetation. Three litter bags were incubated in each stream containing 3 ± 0.05 g of *P. sellowii* leaves. The reference streams presented higher values of dissolved oxygen and lower values of nutrients, turbidity, electrical conductivity, total impermeable area and water temperature. The leaf breakdown rate (k) differed significantly between the reference ($k = 0.014 \pm 0.003 \text{ d}^{-1}$) and impaired streams ($k = 0.005 \pm 0.001 \text{ d}^{-1}$). The leaves incubated in the reference streams contained greater fungal biomass (measured as ergosterol concentration) and abundance of invertebrates, as well as greater presence of shredders, with k values being related to the biomass of these organisms. Overall, there were clear differences between the leaf mass loss in the reference and impaired streams. These results reinforce the negative effect of urbanization on leaf breakdown and fungal and shredder biomass. In the second experiment were performed withdrawn after 7, 15, 30, 60, 90 and 120 days, in three backwaters and three rapids only in streams references. The main results were: at the end of the experiment remained 16.63% (backwaters) and 10.30% (rapids) of dry mass, which differed only between days of the experiment and not between mesohabitats and was influenced by fungal biomass; there was an increase in biomass of these microorganisms on day 90, differing only from the days of the experiment and being influenced by temperature and O₂; the abundance of invertebrates was higher in rapids and on the 30 th, presenting difference between mesohabitats and between days, and being influenced by temperature, O₂ and speed; greater richness was recorded in backwaters and day 60; the family Chironomidae was the most abundant throughout the experiment in both mesohabitats; the abundance and biomass of shredders were low; non-metric multidimensional scaling showed the separation of mesohabitats and initial and final periods of decomposition. Through the second experiment it was observed that the mass loss in the low-order stream ecosystems is more influenced by the biomass of fungi than the biomass of shredders and the velocity of the water. Additionally, we found that differences in the abundance, richness and composition invertebrados

are influenced by differences between mesohabitats and the succession in the decomposition. These results help to reinforce the importance of plant material of terrestrial origin as an energy source for invertebrates in streams, and the need for preservation of riparian vegetation.

Key words: Fungal biomass, leaf decomposition, functional tool, shredding invertebrates, urbanization.

1 INTRODUÇÃO

Riachos de baixa ordem geralmente apresentam vegetação marginal e denso dossel, estes ambientes, devido à pequena entrada de luz possuem baixa produtividade primária, e grande dependência do material alóctone como fonte de energia (KOMINOSKI & ROSEMOND 2011). Assim, as folhas que caem na água e se depositam no fundo do riacho podem além de contribuir para a formação de microhabitats, servindo como abrigo para a fauna aquática serem utilizadas como alimento por estes organismos (VANNOTE et al., 1980; HIRABAYASHI; WOTTON, 1998; PASSOS et al., 2003). A decomposição do material oriundo da vegetação marginal é influenciada pela interação de fatores físicos, químicos e biológicos (BRUM et al., 1999). Dentre os fatores abióticos a temperatura, velocidade da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e nutrientes podem ser considerados fatores controladores do processo de decomposição (PASCOAL; CASSIO, 2004; FERREIRA; CHAUVET, 2011).

Das variáveis abióticas citadas anteriormente a velocidade do fluxo é capaz de influenciar diretamente a decomposição foliar através da abrasão física (FONSECA et al., 2012; FERREIRA et al., 2012), além de ser a principal responsável pela diferença na estrutura das comunidades de invertebrados entre corredeiras e remansos (BROWN; BRUSSOCK, 1991), e dessa forma, pode apresentar também efeito indireto sobre a decomposição por atuar sobre organismos destas comunidades. Um exemplo é o fato de geralmente os fragmentadores da região tropical (Triplectides e Phylloicus) terem preferência por ambientes de remanso (NIKOLCHEVA et al., 2005). Dentre os invertebrados, os classificados como fragmentadores, se alimentam diretamente das folhas (CUMMINS et al., 1973), e assim possuem função determinante nas primeiras fases da decomposição (GALIZZI; MARCHESE, 2007), por ampliarem a superfície de contato do detrito, e com isso, facilitarem a ação dos decompositores e também pelo consumo das folhas. No entanto, em ecossistemas lóticos tropicais os fragmentadores são considerados escassos ou ausentes (BOYERO et al., 2012; GONÇALVES et al., 2010).

A comunidade de fungos aquáticos, representada principalmente pelos hifomicetos, é capaz de promover a perda de massa do detrito através de sua ação enzimática, que degrada compostos estruturais recalcitrantes (LECERF; CHAUVET, 2008; GESSNER, 1999). A incorporação da biomassa fúngica é responsável por aumentar a palatabilidade do detrito, assim favorecendo a colonização dos invertebrados aquáticos, que se alimentam do tecido foliar e dos

micélios dos fungos, aumentando assim a taxa de decomposição foliar (SRIDHAR; BARLOCHER, 2000). Uma menor diversidade e atividade de esporulação desses fungos ocorrem em condições de baixas concentrações de oxigênio (MEDEIROS et al., 2009), o que pode estar relacionado ao locais de remanso.

O aumento da concentração de nutrientes em riachos poluídos estimula o aumento da biomassa e das atividades de micro-organismos (SUBERKROPP et al., 2010; KRAUSS et al., 2011) contribuindo para acelerar o processo de decomposição. No entanto, a elevada concentração de nutrientes pode estar associada com a redução da disponibilidade de oxigênio, que tem como consequência a diminuição da atividade dos micro-organismos (PASCOAL; CASSIO, 2004; LECERF; CHAUVET, 2008, MEDEIROS et al., 2009) produzindo efeito negativo sobre a decomposição do material vegetal. Adicionalmente, o aumento da temperatura da água, devido a remoção da vegetação ripária, pode reduzir ou até provocar a eliminação dos organismos fragmentadores (COUCEIRO et al., 2007) contribuindo para a redução da taxa de decomposição (CHADWICK et al., 2012).

Mais recentemente, a decomposição foliar tem sido utilizada como ferramenta para avaliar os efeitos de impactos antrópicos, como o desmatamento (MCKIE; MALMQVIST, 2009), poluição orgânica (LECERF; CHAUVET, 2008; COLAS et al., 2013) e urbanização (MOULTON et al., 2009; IMBERGER et al., 2010) sobre ambientes aquáticos. Os diferentes impactos podem ser detectados através da diminuição no coeficiente de decomposição foliar, causada pela redução da biomassa microbiana e dos invertebrados fragmentadores (GESSNER; CHAUVET, 2002; BALDY et al., 2007). No entanto, na região tropical estudos utilizando o processo de decomposição foliar para avaliar a qualidade dos sistemas aquáticos ainda são escassos.

2 EFEITO DO IMPACTO ANTRÓPICO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS DE *PICRAMNIA SELLOWII* (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) EM RIACHOS NA REGIÃO TROPICAL

2.1 Objetivo

O objetivo deste experimento foi avaliar os efeitos dos impactos antrópicos (retirada da mata ripária e despejo de esgoto doméstico) sobre a taxa de decomposição de *Picramnia sellowii* Planch. (Picramniaceae) em riachos no Sudeste do Brasil.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em seis riachos de baixa ordem localizados na Bacia do Ribeirão Marmelos, em Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil (Figura 1). Três riachos foram classificados como referência (presença de matar ciliar e ausência de qualquer tipo de impacto), e três riachos como impactado (ausência de cobertura vegetal e presença de poluição orgânica).

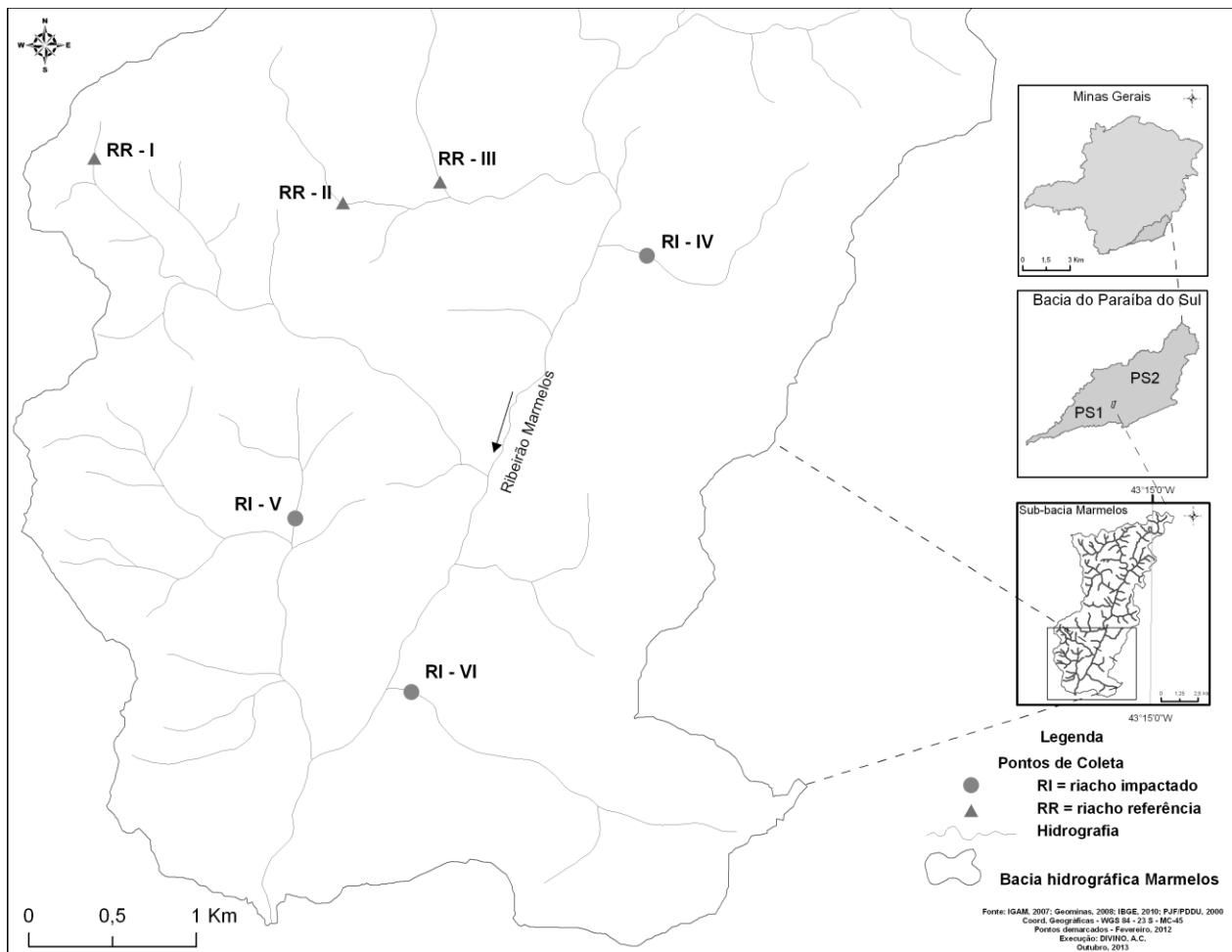


Figura 1: Mapa dos riachos estudados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

3.2 Experimento de campo

Para a realização do experimento foram coletadas folhas verdes de *Picramnia sellowii*, espécie arbórea presente no entorno dos riachos referências e secas em temperatura ambiente. O experimento foi conduzido nos meses de julho e agosto de 2012 (período de estiagem), com o uso de 18 sacos (referências: n= 9 e impactados: n= 9) de tamanho 20 x 20 cm e 1 cm de abertura de malha, contendo $3 \pm 0,05$ g de folhas secas. Um conjunto de três sacos foi imerso próximo ao fundo de três remansos (espaçados aproximadamente 20 metros) de cada riacho. Todos os sacos foram retirados após 60 dias de incubação, armazenados em sacos plásticos com água do próprio riacho, e em seguida acondicionados em caixas térmicas com gelo.

A data de retirada foi selecionada para ficar próxima à decomposição de 50 % da massa inicial, pois a completa decomposição das folhas reduz o poder de detecção de diferenças entre os locais (YOUNG et al., 2008; RIIPINEN et al., 2009). A estimativa da data em que a massa seca remanescente estaria próxima a 50 % da massa inicial foi determinada com base nas retiradas em 7, 15 e 30 dias de sacos extras colocados nos riachos referências.

3.3 Variáveis ambientais

Nos dias de retirada dos sacos foram medidos o pH, a condutividade elétrica, o oxigênio dissolvido e a temperatura da água com o multisensor Horiba modelo U10. A turbidez foi obtida com o uso de um turbidímetro digital Lutron – TU-2016. A velocidade da água foi estimada pelo método do flutuador (MARTINELLI; KRUSCHE, 2007), enquanto a profundidade e largura dos riachos foram medidas utilizando uma régua milimetrada. Amostras de água foram coletadas em garrafas plásticas (500 ml) para a determinação da concentração dos nutrientes NO_2 (nitrito), NO_3 (nitrato) e NH_4 (amônia) segundo o método de Wetzel e Likens (2000). A TIA (área total impermeável) em cada riacho foi calculada a partir de imagens do programa de satélites Landsat, do ano de 2010. Ao redor do local de coleta em cada riacho foram delimitados círculos com raio de 500 m, e medido o tamanho da área coberta com floresta primária e/ou secundária e a área sem cobertura vegetal. Para evitar a subestimação da TIA, foram agrupadas as frações de cobertura urbana e de solo exposto (CHADWICK et al., 2012).

3.4 Invertebrados

O material remanescente em cada saco foi lavado em água corrente sobre peneira com malha de 0,21 mm de abertura, e observado em microscópio estereoscópico. Os invertebrados triados foram preservados em álcool 70 °GL, e posteriormente identificados em nível de família segundo os autores Brinkhurst (1989) e Cummins et al. (2005). Apenas *Triplectides* spp. (Trichoptera: Leptoceridae) e *Phylloicus* spp. (Trichoptera: Calamoceratidae) foram identificados em nível de gênero e tiveram sua biomassa determinada. Devido ao pouco conhecimento sobre os grupos tróficos funcionais na região neotropical, seguimos a visão conservadora de Landeiro et al. (2010) e consideramos como fragmentadores apenas estes dois gêneros. A biomassa dos fragmentadores foi obtida pela secagem destes invertebrados em estufa a 60 °C por 48 h, e posterior pesagem em balança analítica de precisão (acurácia = 0,001g).

3.5 Biomassa de fungos

De cada saco foram selecionadas cinco folhas, e delas retirados 10 discos (60 mm de diâmetro), sendo cinco discos usados para determinar a massa seca livre de cinzas (AFDM) e os outros cinco para determinar a concentração de ergosterol (biomassa de fungos hifomicetos). Os discos das folhas para determinar a biomassa de fungos foram congelados a -20°C até a extração de ergosterol, por meio de metanol e hidróxido de potássio. O extrato obtido foi purificado por passagem através de cartuchos “SPE”. O ergosterol retido na coluna foi eluído com isopropanol e em seguida, feita leitura no HPLC (GESSNER et al., 1991).

3.6 Massa seca remanescente e massa seca livre de cinzas

Após a retirada dos conjuntos de discos, as folhas restantes foram secas em estufa a 60° C por 72 h e pesadas em balança analítica de precisão (0,001 g) para determinar a massa seca remanescente. Para estimar a AFDM para correção da matéria inorgânica existente nos discos, os mesmos foram colocados em estufa para secagem e pesados. Posteriormente, foram colocados em cadinho de porcelana previamente pesados em balança analítica de precisão (acurácia = 0,001g) e em seguida incinerados em mufla a 550 °C por 4 h e novamente pesados. O coeficiente

de decomposição (k) foi calculado de acordo com o modelo exponencial negativo (PETERSEN; CUMMINS, 1974).

3.7 Análise dos dados

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para verificar a ordenação dos riachos estudados. Nós utilizamos como variáveis ambientais o oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, NH₃, NH₄, NO₂, largura, profundidade, velocidade da água e TIA. O número de componentes principais (PCs) analisados foi determinado considerando autovalores maiores que os gerados pelo método de Broken-Stick. Para a realização desta análise as variáveis ambientais foram padronizadas ($[\text{observado}-\text{média}]/\text{desvio padrão}$).

A análise de regressão linear simples foi utilizada para verificar a influência da biomassa dos fragmentadores e dos fungos em relação ao coeficiente de decomposição (k). Esta mesma análise foi utilizada para verificar a influência das variáveis ambientais na biomassa dos fragmentadores e dos fungos.

O teste *t* foi utilizado para verificar se houve diferença significativa das variáveis ambientais, biomassa de fungos e massa seca remanescente nos sacos, entre os riachos referência e impactado. Uma vez, que os fragmentadores estiveram ausentes nos riachos impactados não foi possível utilizar sua abundância e biomassa para testar diferença entre os riachos. Todas as análises foram executadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis ambientais e perda de massa

A condutividade elétrica, temperatura da água, turbidez, NO₂, NO₃ e NH₄ foram maiores ($p \leq 0,05$) nos riachos impactados enquanto que os valores de oxigênio dissolvido foram maiores ($p \leq 0,05$) nos riachos referência (Tabela 1).

O primeiro eixo da PCA apresentou autovalor maior que os gerados pelo método de Broken-Stick, explicou 63,84 % da variação total dos dados e mostrou a separação entre as categorias (referência e impactado) de riachos. Os riachos referência foram relacionados

negativamente ao eixo 1 e estiveram associados ao oxigênio dissolvido, pH e profundidade, enquanto os riachos impactados foram relacionados positivamente a este eixo e aos valores de NH_4 , NO_2 , NO_3 , largura, temperatura, turbidez, velocidade da água, condutividade elétrica e TIA (Figura 2).

A taxa de decomposição das folhas de *P. sellowii* variou de $0,004 \text{ d}^{-1}$ a $0,018 \text{ d}^{-1}$ nos riachos estudados. O coeficiente de decomposição foi maior nos riachos referência que apresentaram k médio igual a $0,014 \pm 0,003 \text{ d}^{-1}$ ($\pm \text{SD}$), em relação aos riachos impactados que apresentaram k médio igual a $0,005 \pm 0,001 \text{ d}^{-1}$ ($\pm \text{SD}$). Na Figura 2 o tamanho do símbolo está relacionado com a porcentagem de massa seca remanescente. Assim o menor tamanho dos símbolos nos riachos referência representam menor porcentagem de massa seca remanescente, correspondendo a $45,19 \pm 5,19 \%$ ($\pm \text{SD}$), enquanto nos riachos impactados a massa remanescente média foi de $74,27 \pm 1,17 \%$ ($\pm \text{SD}$). Foi possível observar diferença na massa seca remanescente entre riachos preservados e impactados ($T = -9,79$; $df = 12,04$; $p < 0,001$).

Tabela 1: Variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) dos riachos referências e impactados onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Variáveis ambientais	Referência	Impactado	Teste-t		
			t	df	p
Amônia ($\mu\text{g/L}$)	$58,02 \pm 22,25$	$151,40 \pm 64,78$	-4,09	9,86	0,002
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	$26,6 \pm 2,88$	$45,65 \pm 6,08$	-8,49	11,43	0,001
Largura (m)	$1,66 \pm 0,65$	$2,68 \pm 0,79$	-2,86	15,69	0,012
Nitrato ($\mu\text{g/L}$)	$202,86 \pm 23,27$	$465,16 \pm 258,66$	-3,03	8,13	0,016
Nitrito ($\mu\text{g/L}$)	$1,69 \pm 0,32$	$7,13 \pm 4,49$	-3,62	8,08	0,007
Oxigênio (mg/L)	$7,88 \pm 0,83$	$4,77 \pm 1,52$	5,36	12,41	0,001
pH	$6,66 \pm 0,13$	$6,59 \pm 0,12$	1,22	15,84	0,240
Profundidade (cm)	$22,11 \pm 6,46$	$18,39 \pm 3,45$	1,24	12,95	0,236
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	$17,77 \pm 0,53$	$22,05 \pm 1,36$	-8,77	10,37	0,001
TIA (ha)	$0,00 \pm 0,00$	$29,85 \pm 7,41$	-	-	-
Turbidez (NTU)	$2,52 \pm 2,93$	$10,17 \pm 5,90$	-3,49	11,71	0,005
Velocidade da água (m/s)	$0,01 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,02$	-1,15	9,97	0,277

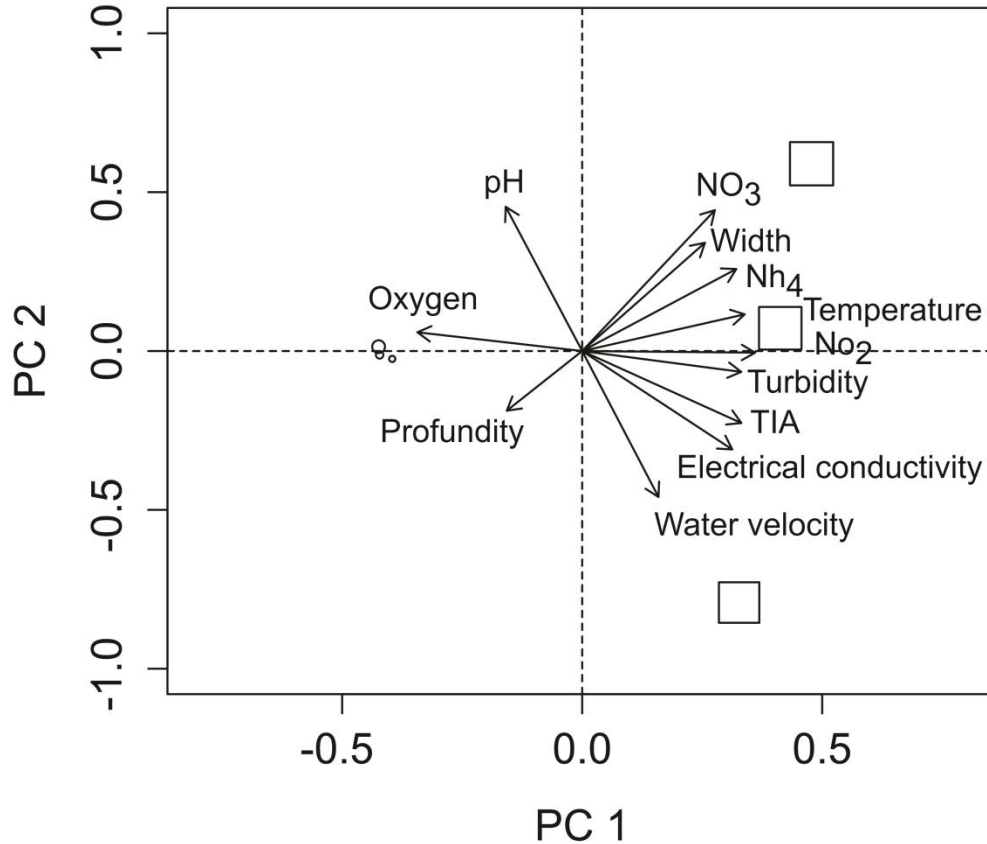


Figura 2: Análise de Componentes Principais (PCA) dos dados ambientais em seis riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Os círculos representam os riachos referências e os quadrados os riachos impactados. O tamanho desses símbolos são proporcionais à massa seca remanescente das folhas de *Picramnia sellowii*.

4.2 Colonização Microbiana

A biomassa média de fungos nas folhas incubadas nos riachos referências foi $881,13 \pm 137,67 \mu\text{g/g AFDM} (\pm \text{SD})$ e nos riachos impactados foi $523,64 \pm 113,01 \mu\text{g/g AFDM} (\pm \text{SD})$ ($T = 5,81$; $df = 15,05$; $p < 0,001$). Através da regressão linear simples foi possível observar a influência da biomassa fúngica sobre o coeficiente de decomposição ($r^2=0,49$; $p < 0,001$).

4.3 Invertebrados

Nos riachos referências foram registrados 750 invertebrados distribuídos em 28 táxons, e 408 invertebrados distribuídos em 11 táxons nos riachos impactados (Tabela 2). Nos riachos referências a abundância média de fragmentadores foi $2,88 \pm 2,52$ (\pm SD) e a biomassa foi $2,60 \pm 2,31$ mg (\pm SD). Nos riachos impactados não foi registrada a presença de fragmentadores. Através da regressão linear simples foi possível observar a influência da biomassa ($r^2 = 0,32$; $p = 0,014$) e abundância de fragmentadores ($r^2 = 0,51$; $p = 0,001$) sobre o coeficiente de decomposição.

Tabela 2: Abundância (média \pm desvio padrão) de invertebrados associados a folhas de *Picramnia sellowii* durante o experimento de decomposição nos riachos referências e impactados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Táxons	Referência	Impactado
Coleoptera		
Dryopidae	-	$0,11 \pm 0,33$
Elmidae	$1,55 \pm 1,74$	-
Diptera		
Ceratopogonidae	$0,77 \pm 1,71$	-
Chironomidae	$63,78 \pm 57,95$	$26,44 \pm 68,78$
Empididae	$0,11 \pm 0,33$	-
Ephemeroptera		
Caenidae	-	$0,22 \pm 0,66$
Leptophlebiidae	$5,77 \pm 5,11$	-
Leptohyphidae	$0,44 \pm 1,01$	-
Odonata		
Gomphidae	$0,11 \pm 0,33$	-
Megapodagrionidae	$1,44 \pm 1,33$	$0,11 \pm 0,33$
Plecoptera		
Gripopterygidae	$0,55 \pm 0,88$	-
Perlidae	$0,22 \pm 0,44$	-

Trichoptera		
Calamoceratidae	1,77 ± 2,48	-
Helichopsichidae	1,55 ± 2,60	-
Hydroptilidae	0,33 ± 1,00	0,11 ± 0,33
Hydropsychidae	0,11 ± 0,33	-
Leptoceridae	1,11 ± 1,53	-
Odonteceridae	0,33 ± 1,00	-
Polycentropodidae	0,55 ± 1,01	-
Crustacea		
Copepoda		
	0,33 ± 1,00	-
Gastropoda		
	0,77 ± 2,33	4,66 ± 7,31
Hirudinea		
	0,11 ± 0,33	9,88 ± 19,24
Oligochaeta		
Aelosomatidae		
	0,11 ± 0,33	-
Enchytraeidae		
	0,11 ± 0,33	-
Naididae		
Naidinae		
	0,44 ± 1,33	3,77 ± 7,04
Pristininae		
	0,11 ± 0,33	-
Tubificinae		
	0,77 ± 1,39	-

4.4 Influência das variáveis ambientais sobre a biomassa de fungos e invertebrados fragmentadores

A maioria das variáveis ambientais analisadas apresentou influência sobre a biomassa de fungos e de invertebrados fragmentadores (Tabela 3). Os maiores valores de oxigênio dissolvido na água influenciaram positivamente a biomassa de fungos e de invertebrados fragmentadores, enquanto os maiores valores de condutividade elétrica, temperatura e nutrientes influenciaram negativamente a biomassa de fungos e de invertebrados fragmentadores. Os maiores valores de turbidez influenciaram negativamente a biomassa de fungos.

Tabela 3: Regressão simples das variáveis ambientais com a biomassa de fungos e biomassa de invertebrados dos riachos referências e impactados onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Variáveis ambientais	Biomassa de fungos		Biomassa de fragmentadores	
	r ²	p	r ²	p
Amônia	0,37	0,007	0,22	0,051
Condutividade elétrica	0,53	0,000	0,42	0,003
Nitrato	0,43	0,002	0,15	0,115
Nitrito	0,30	0,017	0,18	0,076
pH	0,00	0,795	0,18	0,081
Oxigênio dissolvido	0,47	0,001	0,32	0,015
Temperatura	0,62	0,000	0,40	0,005
Turbidez	0,39	0,005	0,14	0,123
Velocidade da água	0,01	0,645	0,01	0,710

5 DISCUSSÃO

Estudos sobre a influência de alterações na paisagem natural, consequente do processo de urbanização, sobre a biomassa de micro-organismos e invertebrados fragmentadores, e consequentemente sobre a taxa de decomposição de detritos foliares, diferem quanto aos seus resultados. Suberkropp et al. (2010), Krauss et al. (2011) por exemplo, evidenciaram efeito positivo dos impactos antrópicos, enquanto Lecerf e Chauvet (2008), Moulton et al. (2009), evidenciaram efeito negativo. No presente estudo em concordância com os últimos autores evidenciou o efeito negativo da urbanização sobre a decomposição de folhas de *P. sellowii*.

Os valores do coeficiente de decomposição estiveram relacionados às variáveis abióticas (oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez, condutividade elétrica, NH₃, NH₄ e NO₂) e bióticas (biomassa de fungos e biomassa de fragmentadores) analisadas. Gimenes et al. (2010) relataram que o processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos é controlado por fatores bióticos e abióticos, como temperatura, teor de oxigênio, processos físicos (velocidade da água) e atividade microbiológica (fungos).

O desmatamento das margens reduz a cobertura vegetal sobre o leito dos riachos, aumentando a incidência de radiações solares e da temperatura da água (KHOI; SUETSUGI, 2013), e acarreta maior entrada de sedimentos, devido à menor estabilidade das margens (GILVEAR et al., 2002; WANG et al., 2012). O aumento da temperatura da água pode acelerar a lixiviação de compostos solúveis e favorecer o aumento da atividade microbiana, influenciando positivamente o processo de decomposição (FERNANDES et al., 2012). No entanto, no presente estudo observamos que a maior temperatura da água nos riachos urbanos exerceu efeito negativo sobre a decomposição de folhas de *P. sellowii*, provavelmente devido ao fato desses riachos apresentarem menor biomassa de micro-organismos e ausência de invertebrados fragmentadores. Ferreira e Chauvet (2011) ressaltam que muitas espécies de invertebrados e fungos podem ter sua atividade inibida ou suprimida devido ao aumento na temperatura da água. Menores temperaturas da água em riachos foram associadas com maior biomassa de fungos, a presença de invertebrados e a maiores taxas de decomposição (FERREIRA; CHAUVET, 2011).

A maior entrada de sedimento nos riachos impactados causou o soterramento da maioria dos sacos do presente estudo, segundo Pascoal et al. (2005) este processo conduz a condição de hipoxia nos detritos e reduz a ação abrasiva física e da superfície foliar para a colonização microbiana, fatores que provavelmente contribuíram para o retardamento da decomposição foliar nestes ambientes. Maiores valores de turbidez, a presença de uma fina camada de lama sobre o detrito e a coloração escura de todas as folhas observada no dia de retirada dos sacos nos riachos impactados reforçam que a entrada de sedimento contribuiu para a menor taxa de decomposição nestes riachos.

No presente estudo, os maiores valores de oxigênio dissolvido na água nos riachos referências provavelmente contribuíram para a decomposição foliar, por exercerem efeito positivo sobre a biomassa de fungos e de invertebrados fragmentadores. A limitação de oxigênio promove a exclusão de algumas espécies de fungos aquáticos (PASCOAL; CASSIO, 2004; MEDEIROS et al., 2009), e causa efeitos negativos sobre a biomassa fúngica (PASCOAL et al., 2003) e de organismos fragmentadores sensíveis (COUCEIRO et al., 2007). Os resultados desses estudos confirmam a importância do oxigênio dissolvido mesmo que indiretamente, sobre a taxa de decomposição foliar.

Estudos tem mostrado que o enriquecimento por nutrientes é capaz de aumentar a velocidade do processo de decomposição dos detritos, por estimular o aumento da biomassa de

micro-organismos (PASCOAL; CASSIO, 2004; LECERF; CHAUVET, 2008; IMBERGER et al., 2010). No entanto, como no presente estudo, Medeiros et al. (2009) verificaram que a biomassa de fungos apresentou relação inversa com a presença de nutrientes. Além disso, o enriquecimento de nutrientes em riachos impactados também promove a redução de organismos fragmentadores sensíveis (LECERF et al., 2006; COUCEIRO et al., 2007), no presente estudo, estes invertebrados estiveram ausentes.

A taxa de decomposição das folhas de *P. sellowii* foi maior nos riachos referência e apresentou-se positivamente relacionada com a abundância e biomassa dos invertebrados fragmentadores. Neatrou et al. (2004) também observaram relação positiva entre as taxas de decomposição e a biomassa de fragmentadores em riachos de baixa ordem. A fauna nos riachos impactados foi dominada por Oligochaeta e Chironominae, organismos que se alimentam principalmente de matéria orgânica particulada fina (WALSH et al., 2005), e provavelmente não influenciaram diretamente a taxa de decomposição das folhas de *P. sellowii*.

6 COLONIZAÇÃO POR INVERTEBRADOS DE FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE *Picramnia sellowii* (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) EM MESOHABITATS DE RIACHOS FLORESTADOS NA REGIÃO TROPICAL

6.1 Objetivo

O objetivo do presente experimento foi avaliar a colonização de folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* Planch. (Picramniaceae) por invertebrados aquáticos, em áreas de corredeiras e remansos de riachos preservados de baixa ordem.

7 MATERIAL E MÉTODOS

7.1 Área de estudo

Os três riachos estudados estão situados em um fragmento florestal particular, a Fazenda Floresta, entre as coordenadas $21^{\circ} 44' 45.28''$ S e $43^{\circ} 16' 52.79''$ W, no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil (Figura 3). O fragmento possui uma área de mata secundária de aproximadamente 400 ha, caracterizada como Mata Estacional Semi-decídua, contígua com a mata da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta (NETO et al., 2009).

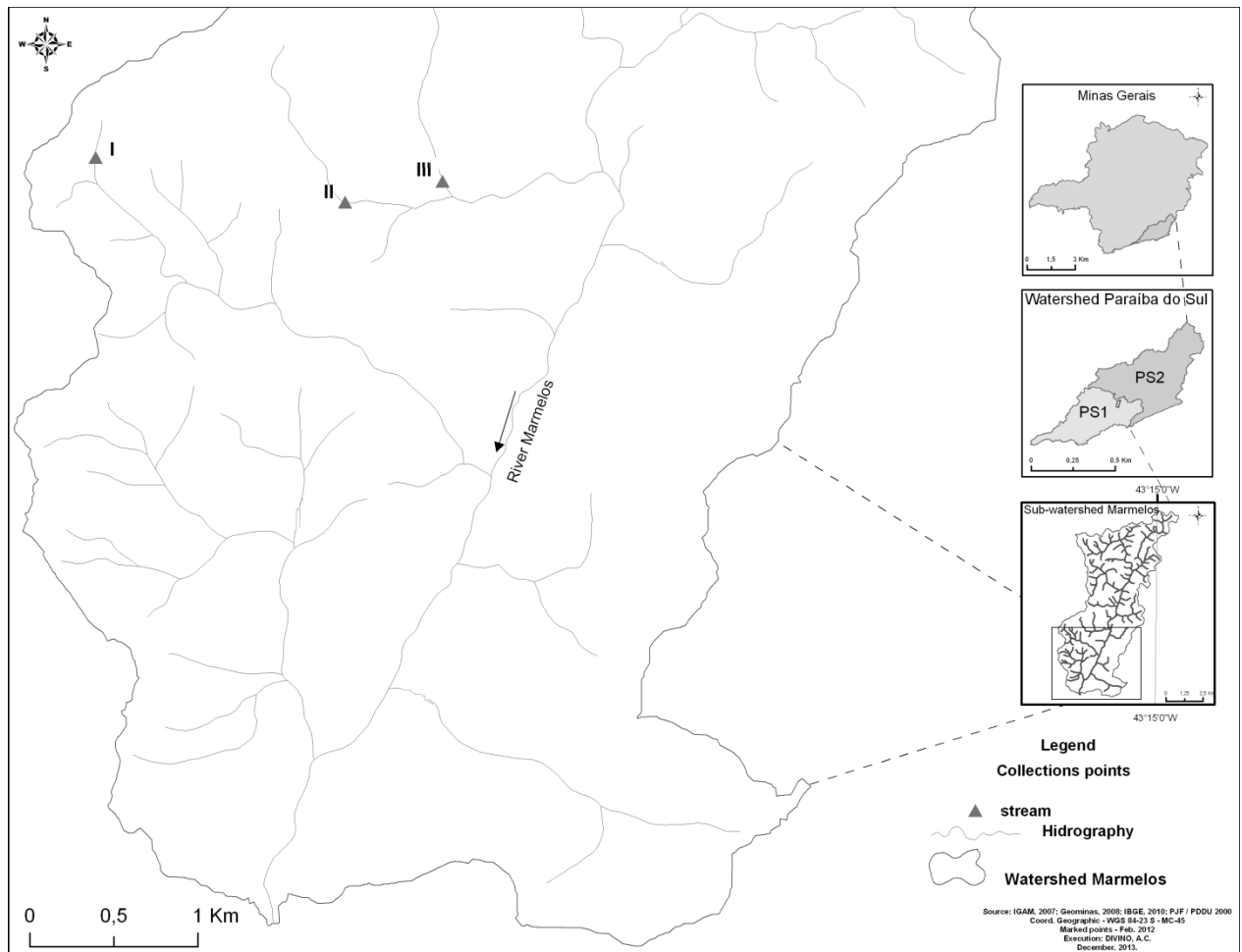


Figura 3: Mapa dos riachos estudados em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

7.2 Experimento de campo

O experimento foi realizado nos meses entre julho e novembro de 2012 com folhas de, *Picramnia sellowii*, espécie presente no entorno dos riachos. As folhas coletadas verdes foram secadas em temperatura ambiente, e posteriormente, $3 \pm 0,05$ g destas folhas secas foram colocadas em sacos (20 x 20 cm e 1 cm de abertura de malha) e incubadas em três remansos e três corredeiras no fundo de cada um dos três riachos. Após 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias foram retirados seis sacos (corredeira: $n = 3$; remanso: $n = 3$) de cada riacho, totalizando 108 amostras (6 retiradas x 3 riachos x 3 litter bags x 2 mesohabitats), sendo armazenados em recipientes com água do próprio riacho, e em seguida acondicionados em caixas térmicas com gelo.

7.3 Variáveis ambientais

Nos dias de retirada dos sacos foram medidos o pH, a condutividade elétrica, o oxigênio dissolvido e a temperatura da água com o multisensor Horiba modelo U10. A turbidez foi obtida com o uso de um turbidímetro digital Lutron – TU-2016. A velocidade da água foi estimada pelo método do flutuador (MARTINELLI; KRUSCHE, 2007), enquanto a profundidade e largura dos riachos foram medidas utilizando uma régua milimetrada. Amostras de água foram coletadas em garrafas plásticas (500 ml) para a determinação da concentração dos nutrientes NO_2 (nitrito), NO_3 (nitrato) e NH_4 (amônia) segundo o método de Wetzel e Likens (2000).

7.4 Invertebrados

O material remanescente em cada saco foi lavado em água corrente sobre peneira com malha de 0,21 mm de abertura, triado em microscópio estereoscópico, e os invertebrados triados foram preservados em álcool 70 °GL. Os oligoquetos (exceto a superordem Megadrili) e os insetos foram identificados em nível de família segundo Brinkhurst (1989) e Cummins et al. (2005), respectivamente. Os outros invertebrados foram mantidos em grandes grupos. A biomassa dos fragmentadores, *Triplectides* spp. e *Phylloicus* spp. (LANDEIRO et al., 2010), foi determinada pela secagem destes invertebrados em estufa a 60 °C por 48 h, e posterior pesagem em balança analítica de precisão (acurácia = 0,001g).

7.5 Biomassa de fungos

De cada saco foram selecionadas cinco folhas, e delas retirados 10 discos (60 mm de diâmetro), sendo cinco discos usados para determinar a massa seca livre de cinzas (AFDM) e os outros cinco para determinar a concentração de ergosterol (biomassa de fungos hifomicetos). Para determinar a biomassa de fungos, os discos das folhas foram congelados a -20°C até a extração de ergosterol, por meio de metanol e hidróxido de potássio. O extrato obtido foi purificado por passagem através de cartuchos “SPE”. O ergosterol retido na coluna foi eluído com isopropanol e em seguida, feita leitura no HPLC (GESSNER et al., 1991). Não foi possível determinar a biomassa de fungos para o último dia do experimento, pois as folhas estavam bastante degradadas e não foi possível a retirada dos discos foliares.

7.6 Massa seca remanescente e massa seca livre de cinzas

Após a retirada dos conjuntos de discos, as folhas restantes foram secas em estufa a 60°C por 72 h e pesadas em balança analítica de precisão (0,001 g) para determinar a massa seca remanescente. Para estimar a AFDM para correção da matéria inorgânica existente nos discos, os mesmos foram colocados em estufa para secagem e pesados em balança analítica de precisão (acurácia = 0,001g). Posteriormente, foram colocados em cadinho de porcelana e em seguida incinerados em mufla a 550°C por 4 h e novamente pesados. O coeficiente de decomposição (k) foi calculado de acordo com o modelo exponencial negativo (ex., PETERSEN; CUMMINS, 1974).

7.7 Análise dos dados

O teste t foi utilizado para verificar a existência de diferença significativa das variáveis abióticas entre os mesohabitats de corredeiras e remansos. A análise de variância (ANOVA dois fatores) foi utilizada para verificar a existência de diferença da massa seca remanescente das folhas, da biomassa de fungos, da abundância ($\log x+1$) e riqueza de invertebrados (número de famílias), da abundância e biomassa de fragmentadores entre os mesohabitats e dias do

experimento. Estas duas análises foram realizadas no programa Statistica version 7.0 (STATSOFT, INC., 2004).

O escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi utilizado para verificar a separação dos mesohabitats e dos dias do experimento de decomposição, buscando agrupar os mais semelhantes em relação à composição e abundância de invertebrados, no programa PC-ORD 5.15 (MCCUNE; MEFFORD, 2006). Para realização desta ordenação foi utilizada a matriz de similaridade de Bray-Curtis e os dados de abundância foram logaritimizadas ($\log x + 1$).

A Análise de Similaridade (ANOSIM) foi utilizada para verificar a existência de diferença significativa na composição de invertebrados entre os mesohabitats e os grupos de dias formados na NMDS no programa R (R FOUNDATION PARA STATISTICAL COMPUTING, 2011). Esta análise foi realizada com dados de abundância ($\log x + 1$).

A Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) foi utilizada para verificar possíveis taxa indicadores dos períodos inicial e final da decomposição. Estes períodos foram estabelecidos *a priori* com base nos grupos formados na NMDS e a análise foi realizada no programa PC-ORD 5.15 (MCCUNE; MEFFORD, 2006).

Regressões simples foram utilizadas para verificar o efeito das variáveis ambientais sobre as métricas da comunidade de macroinvertebrados e biomassa de fungos, bem como para verificar o efeito da biomassa de fungos, biomassa de fragmentadores e da velocidade da água sobre a massa seca remanescente de folhas. Esta análise foi realizada no programa R (R FOUNDATION PARA STATISTICAL COMPUTING, 2011).

8 RESULTADOS

8.1 Variáveis ambientais

Os valores de velocidade da água foram maiores nos mesohabitats de corredeiras ($0,32 \pm 0,19$ m/s) em relação aos remansos ($0,01 \pm 0,02$ m/s), enquanto a profundidade foi maior em remansos ($21,14 \pm 8,55$ cm) em relação às corredeiras ($10,12 \pm 4,34$ cm). As demais variáveis ambientais avaliadas não apresentaram diferença significativa entre os dois mesohabitats estudados (Tabela 4).

Tabela 4: Variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) medidas nos remansos e corredeiras de riachos onde foi realizado o estudo de decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Remansos	Corredeiras	Teste t		
			t	df	p
Temperatura (°C)	$17,57 \pm 1,71$	$17,57 \pm 1,74$	0	34	1,000
pH	$6,98 \pm 0,27$	$6,98 \pm 0,26$	-0,06	34	0,952
Condutividade (μ S/cm)	$26,99 \pm 3,48$	$26,57 \pm 2,82$	0,43	34	0,668
Oxigênio (mg/L)	$8,02 \pm 1,20$	$8,24 \pm 1,07$	-0,61	34	0,543
Velocidade da água (m/s)	$0,01 \pm 0,02$	$0,32 \pm 0,19$	-9,02	34	< 0,001
Profundidade (cm)	$21,14 \pm 8,55$	$10,12 \pm 4,34$	6,71	34	< 0,001
Largura (m)	$1,12 \pm 0,75$	$0,77 \pm 0,36$	2,02	34	0,052

8.2 Decomposição das folhas

A taxa de decomposição (k) foi de $0,020 \text{ d}^{-1}$ e $0,035 \text{ d}^{-1}$, para remansos e corredeiras, respectivamente. A porcentagem de massa seca remanescente de *P. sellowii* após sete dias de experimento foi 78,14 % em remansos e 78,83 % em corredeiras. Ao final do experimento (120 dias) restaram 16,63 % (remansos) e 10,30 % (corredeiras) de massa seca (Figura 4). A porcentagem de massa seca remanescente foi similar entre os mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24} = 3,892$; $p = 0,060$), mas diferiu entre os dias do experimento (ANOVA 2-fatores, $F_{5,24} = 90,380$; $p < 0,001$), sendo maior no início do experimento. A porcentagem de massa seca remanescente foi influenciada positivamente pela biomassa de fungos ($R^2 = 0,573$; $p < 0,001$).

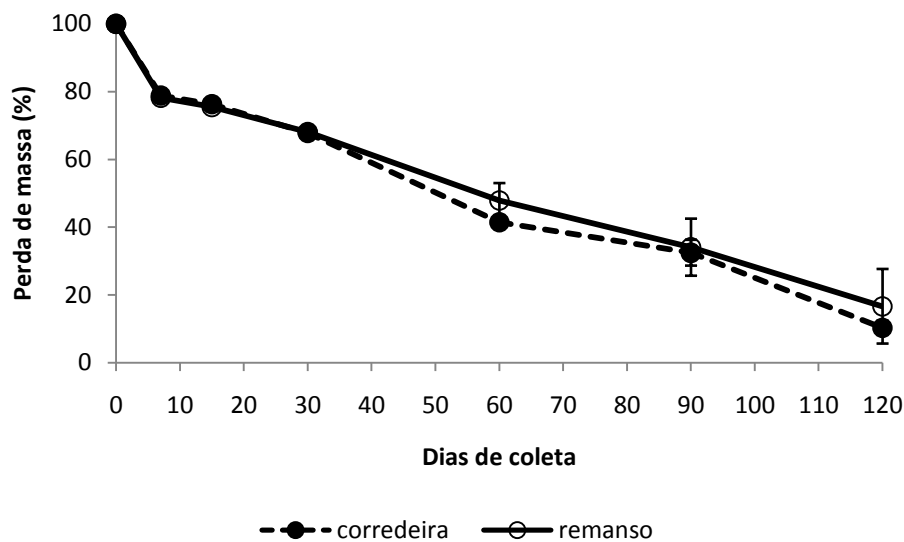


Figura 4: Massa seca remanescente de folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

8.3 Biomassa de fungos

No início do experimento a biomassa média de fungos (medida como concentração de ergosterol) foi $816,00 \pm 96,41 \mu\text{g/g AFDM}$ em corredeiras e $679,58 \pm 100,90 \mu\text{g/g AFDM}$ em remansos. No dia 90 do experimento foi observado um aumento na biomassa de fungos, com $1119,87 \pm 90,56 \mu\text{g/g AFDM}$ em corredeiras e $1128,12 \pm 122,22 \mu\text{g/g AFDM}$ em remansos (Figura 5). A biomassa de fungos foi similar entre os dois mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24}$

= 0,012; $p = 0,741$), mas diferiu entre os dias do experimento (ANOVA 2-fatores, $F_{5,24} = 119,771$; $p < 0,001$). A biomassa de fungos foi influenciada positivamente pela temperatura ($R^2 = 0,378$; $p < 0,001$) e concentração de oxigênio ($R^2 = 0,486$; $p < 0,001$) na água.

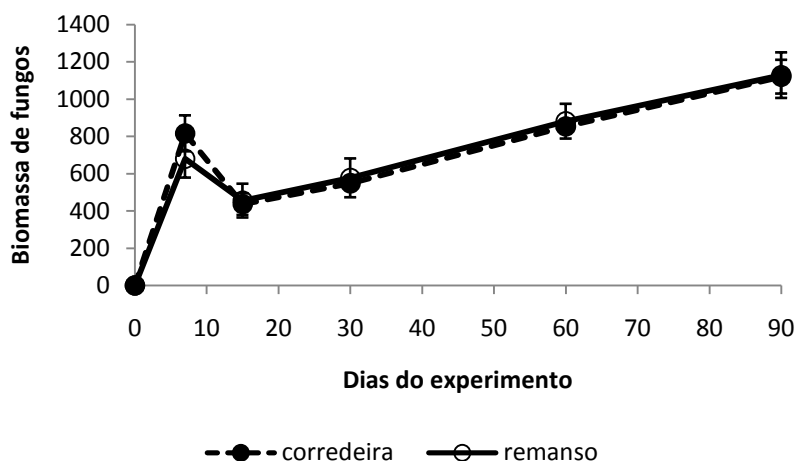


Figura 5: Biomassa de fungos em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Não temos informação do dia 120, devido não ter sido possível a retirada dos discos de folhas.

8.4 Invertebrados

Durante o experimento foram registrados 6.893 invertebrados em corredeiras e 4.210 em remansos. A maior abundância de invertebrados foi registrada no dia 30 nos dois mesohabitats (Tabela 5). A abundância de invertebrados diferiu entre mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24} = 8,522$; $p = 0,008$) e dias do experimento (ANOVA 2-fatores, $F_{5,24} = 7,154$; $p < 0,001$). A abundância de invertebrados foi influenciada positivamente pela temperatura ($R^2 = 0,153$; $p = 0,018$), oxigênio dissolvido ($R^2 = 0,311$; $p < 0,001$) e velocidade da água ($R^2 = 0,182$; $p = 0,010$).

A família Chironomidae foi a mais abundante durante todo o experimento nos dois mesohabitats, seguida de Leptophlebiidae em remansos, e de Simuliidae (dias 7, 15 e 120), Leptohyphidae (dia 30), Leptophlebiidae (dia 60), Elmidae e Gastropoda (dia 90) em corredeiras (Tabela 5). A maior riqueza foi registrada no dia 60 em remansos e nos dias 30, 60 e 90 em corredeiras (Tabela 7). A riqueza de invertebrados diferiu entre mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24} = 5,982$; $p = 0,022$), mas não diferiu entre os dias do experimento (ANOVA 2-

fatores, $F_{5,24} = 0,763$; $p = 0,585$). Nenhuma das variáveis analisadas apresentou efeito significativo sobre a riqueza.

Tabela 5: Abundância de invertebrados em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Corredeiras						Remansos					
	7	15	30	60	90	120	7	15	30	60	90	120
Coleoptera												
Elmidae	7	14	20	38	34	56	3	9	7	14	16	26
Ptilodactylidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Diptera												
Ceratopogonidae	-	4	1	2	10	4	1	2	1	7	9	2
Chironomidae	850	826	1714	748	300	357	377	193	1598	574	508	155
Dixidae	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	-	-	3	5	1	1	-	-	-	1	2	-
Simuliidae	352	138	44	4	8	96	6	12	-	-	-	-
Tipulidae	1	1	-	3	1	-	-	-	-	-	-	1
Stratiomyidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
Ephemeroptera												
Baetidae	33	23	9	26	5	13	15	8	1	-	1	2
Leptophlebiidae	11	16	42	69	22	8	36	17	20	52	34	29
Leptohyphidae	3	17	50	38	31	28	4	7	7	4	3	25
Caenidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	8	-
Megaloptera												
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Odonata												
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	3	-	1	-	-	-
Calopterygidae	12	6	4	4	-	3	1	2	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Gomphidae	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-
Megapodagrionidae	-	-	1	-	1	1	-	3	6	13	9	-

Perilestidae	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-
Protoneuridae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plecoptera												
Gripopterygidae	10	9	8	8	4	1	1	-	3	5	2	2
Perlidae	8	10	28	12	14	16	-	-	-	2	-	2
Trichoptera												
Calamoceratidae	9	18	45	47	9	2	5	12	10	16	12	-
Glossosomatidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	-	7	8	10	8	5	10	10	13	10	7	5
Helicopsichidae	3	10	9	18	10	10	2	4	6	14	5	2
Hydrobiosidae	-	2	5	5	3	-	2	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	17	33	35	19	33	6	2	2	-	1	-	5
Hydroptilidae	-	-	3	8	1	-	-	-	3	3	-	-
Odontoceridae	-	-	3	1	-	1	-	-	-	3	1	1
Polycentropodidae	-	4	8	20	2	0	3	7	6	5	1	2
Oligochaeta												
Aelosomatidae	1	-	-	-	1	4	-	-	-	1	2	-
Enchytraeidae	-	2	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-
Naididae	5	6	4	27	20	22	4	1	-	12	26	27
Megadrili	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Crustacea	-	2	4	1	3	-	31	3	1	3	3	-
Gastropoda	-	3	5	16	34	13	-	5	14	7	7	1
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-
Turbellaria	-	1	2	11	4	5	-	-	-	-	-	-
Abundância total	1326	1157	2055	1143	560	652	509	300	1701	750	660	290
Número de famílias	10	17	18	18	18	15	16	15	14	19	17	12

A dispersão das amostras em duas dimensões do espaço, de acordo com a NMDS (Stress = 13.329) está apresentada na Figura 6. O primeiro eixo separou os mesohabitats de corredeiras e de remansos, enquanto o segundo eixo separou os períodos inicial (7, 15 e 30 dias) e final (60, 90 e 120 dias) da decomposição. A composição da fauna diferiu entre os mesohabitats (ANOSIM, R

= 0,328; $p = 0,001$) e entre os períodos (ANOSIM, $R = 0,208$; $p = 0,001$). A maioria dos *taxa* na análise de IndVal foram associados ao mesohabitat de corredeira e ao período inicial da decomposição (Tabela 6).

Tabela 6: Análise de espécies indicadores (IndVal) dos invertebrados em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Mesohabitats	Períodos	Valor indicador	$p < 0,05$
Chironomidae	Corredeira	Inicial	43,9	0,015
Dixidae	Corredeira	Inicial	55,6	0,001
Simuliidae	Corredeira	Inicial	71,9	0,001
Baetidae	Corredeira	Inicial	42,5	0,039
Calopterygidae	Corredeira	Inicial	37,6	0,032
Gripopterygidae	Corredeira	Inicial	46,1	0,008
Perlidae	Corredeira	Inicial	51,1	0,009
Hydropsychidae	Corredeira	Inicial	56,1	0,009
Elmidae	Corredeira	Final	54,5	< 0,001
Helicopsichidae	Corredeira	Final	43,2	0,034
Turbellaria	Corredeira	Final	48,3	0,007
Perilestidae	Remanso	Inicial	33,3	0,046
Megapodagrionidae	Remanso	Final	43,1	0,013

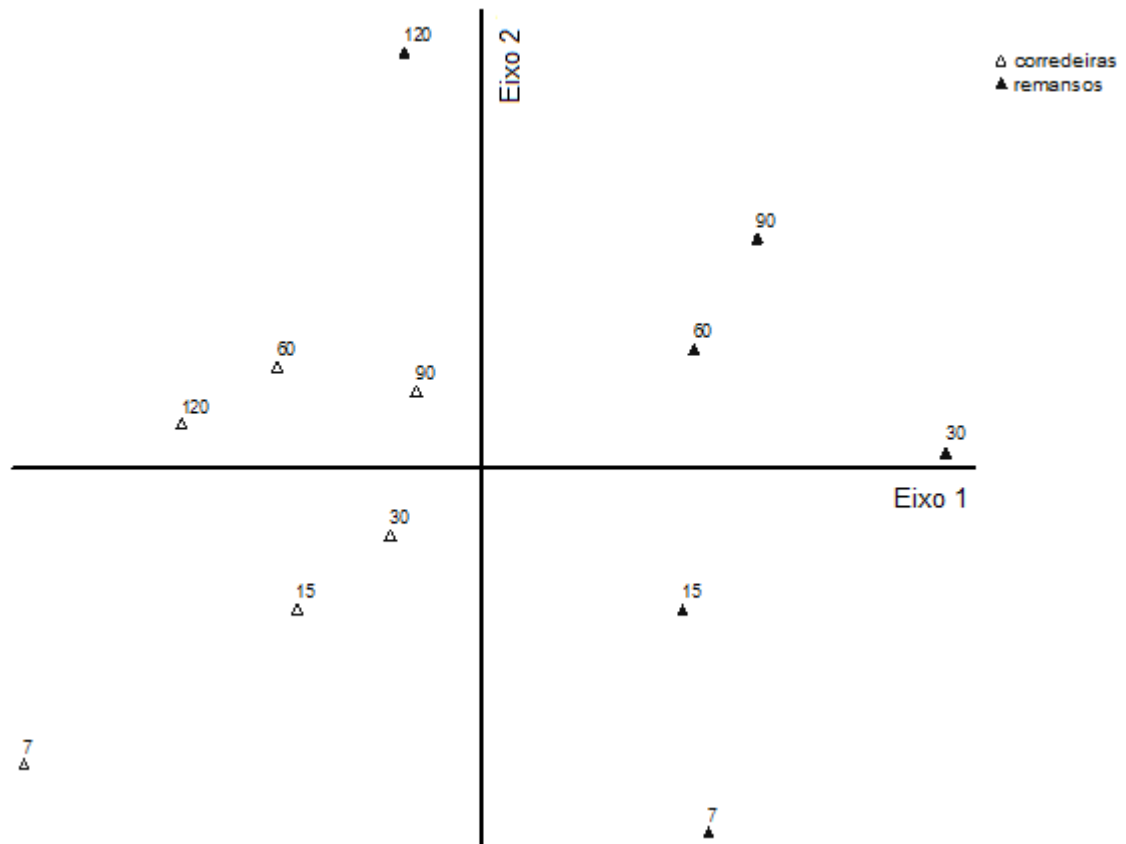


Figura 6: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com os dados de abundância de invertebrados em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

8.5 Invertebrados fragmentadores

No início do experimento a abundância média de fragmentadores foi $3,00 \pm 4,36$ ind. em corredeiras e $5,00 \pm 3,61$ ind. em remansos. No final do experimento (120 dias) a abundância média de fragmentadores diminuiu chegando a $2,30 \pm 1,53$ ind em corredeiras e $1,70 \pm 2,89$ ind. em remansos (Figura 7). A abundância de fragmentadores não diferiu entre os dois mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24} = 0,091$; $p = 0,765$) e entre os dias do experimento (ANOVA 2-fatores, $F_{5,24} = 1,679$; $p = 0,178$). Nenhuma das variáveis analisadas apresentou efeito significativo sobre a abundância de fragmentadores.

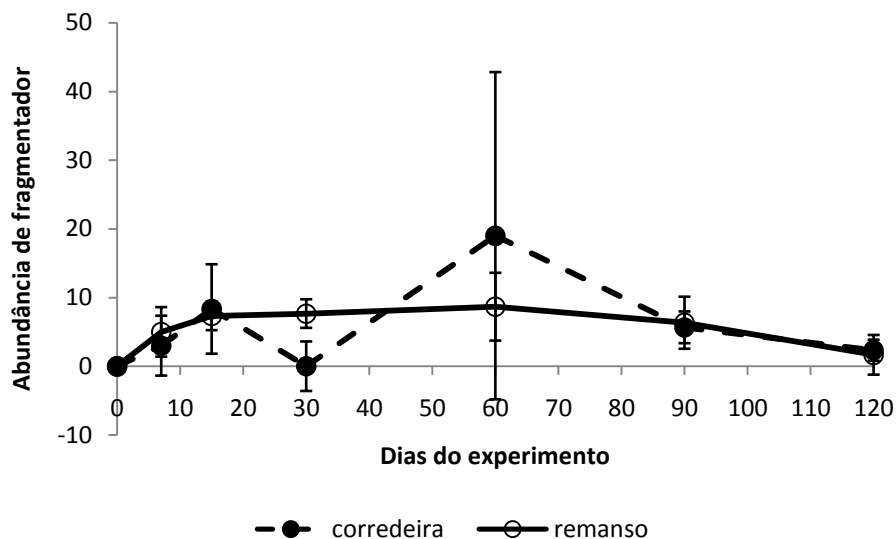


Figura 7: Abundância de fragmentadores em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

No início do experimento a biomassa média de fragmentador foi $2,30 \pm 3,81$ mg em corredeiras e $1,60 \pm 1,64$ mg em remansos. No final do experimento (120 dias) a biomassa de fragmentador foi $0,70 \pm 0,53$ mg em corredeiras e $0,10 \pm 0,00$ em remansos (Figura 8). A biomassa de fragmentadores não diferiu entre os dois mesohabitats (ANOVA 2-fatores, $F_{1,24} = 0,045$; $p = 0,835$), mas diferiu entre os dias do experimento (ANOVA 2-fatores, $F_{5,24} = 3,179$; $p = 0,024$). Nenhuma das variáveis analisadas apresentou efeito significativo sobre a biomassa de fragmentadores.

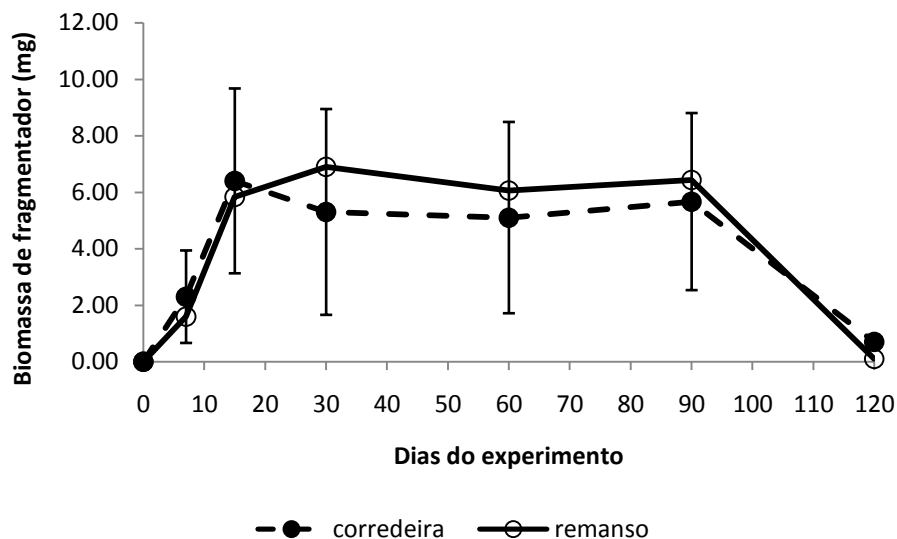


Figura 8: Biomassa de fragmentadores em folhas em decomposição de *Picramnia sellowii* nas corredeiras e remansos de riachos em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

9 DISCUSSÃO

9.1 Decomposição das folhas

A porcentagem de massa seca remanescente de *P. sellowii* diferiu entre os dias do experimento, sendo a perda de massa maior nas corredeiras. Nos sete primeiros dias do experimento foi observada a perda de até 21,86% da massa inicial em remansos e 21,17% da massa inicial em corredeiras. De acordo com Gessner et al. (1999), esta rápida perda de biomassa foliar ocorre em função da remoção abiótica de substâncias solúveis, como fenóis, carboidratos e aminoácidos. Após estes sete primeiros dias, o processo de decomposição foi mais lento, resultando na perda de até 83,37 % da massa seca nos remansos e 89,70 % nas corredeiras no final do experimento (120 dias), o que é atribuído à decomposição de compostos estruturais, como celulose e lignina, por fungos, bactérias e invertebrados (GRAÇA, 2001).

De acordo com a classificação de Petersen e Cummins (1974) a taxa de decomposição das folhas de *P. sellowii* pode ser considerada rápida nos dois mesohabitats. Essa rápida taxa de decomposição nos dois mesohabitats pode ter contribuído para a ausência de diferença na massa seca remanescente entre corredeiras e remansos. Além disso, a velocidade da água, em geral, tem

um efeito positivo sobre a decomposição das folhas aumentando a fragmentação física (PAUL; MEYER; COUCH, 2006). Embora tenhamos observado diferença na velocidade da água entre os mesohabitats de corredeira e remanso, esta não apresentou efeito direto sobre a decomposição de folhas de *P. sellowii*, e dessa forma, provavelmente outros fatores tenham sido mais importantes na decomposição de folhas nos riachos do presente estudo.

9.2 Fungos

No presente estudo a massa seca remanescente foi influenciada pela biomassa de fungos. Outros estudos (PASCOAL; CÁSSIO, 2004; LECERF; CHAUVET, 2008) também corroboraram esse resultado, mostrando relações positivas da biomassa fungíca com as taxas de decomposição foliar.

Os fungos apresentam um papel dominante sobre a decomposição foliar e podem representar até 96% da biomassa total de microorganismos durante este processo (FINDLAY et al., 2002). Geralmente, a redução da velocidade da água tem efeitos negativos na comunidade de fungos, que comumente se desenvolve e produz conídios em águas agitadas, o que favorece sua esporulação e biomassa (NIKOLCHEVA et al., 2005). No presente estudo, no entanto, a biomassa fungica foi similar entre as corredeiras e remansos, provavelmente, porque a diferença de velocidade entre estes mesohabitats não foi capaz de provocar um aumento significativo na oxigenação da água em corredeiras.

9.3 Invertebrados

A colonização em áreas de correnteza e remanso diferiu quanto à riqueza e à abundância de invertebrados, sendo ambas maiores na correnteza. Outros trabalhos (SALCEDO; FONSECA, 1998; KIKUCHI; UIEDA, 2005) na região neotropical corroboram o padrão encontrado no presente estudo. Segundo Greenwood e Richard-Coulet (1996) os ambientes de correnteza e remanso são contrastantes e proporcionam a fixação de faunas características, sendo observada a preferência de alguns táxons. Maior riqueza e abundância de espécies de invertebrados em áreas de correnteza são amplamente discutidas na literatura (ex., ALLAN, 1995; NEMETH, 1998; KIKUCHI; UIEDA, 2005). Desta forma, duas hipóteses podem explicar a maior colonização em

hábitats de correnteza: 1) este ambiente possui maior riqueza e abundância devido a fatores como disponibilidade de oxigênio e alimento; 2) a colonização mais rápida neste ambiente ocorre devido ao processo de deriva, onde os organismos aquáticos se desprendem do substrato ao qual estavam fixados e se fixam em um novo substrato correnteza abaixo (MERRITT; CUMMINS, 1984).

O maior número de táxons registrado no dia 60 da decomposição nos remansos, e nos dias 30, 60 e 90 nas corredeiras pode ter ocorrido em função da maior heterogeneidade do substrato, que decorre do aumento da quantidade de fragmentos, devido à ação dos microorganismos e de alguns invertebrados sobre as folhas (CAPELO et al., 2004). Ao final deste processo, observa-se o aumento da proporção de material de sustentação (celulose e lignina) (BEGON et al., 1995), em função do consumo das partes mais moles, além disso, há uma maior uniformidade no tamanho das partículas de matéria orgânica em função da ação dos decompositores (CAPELO et al., 2004), o que leva a uma menor heterogeneidade física neste período, podendo assim explicar o menor número de táxons ao final do experimento.

Os Chironomidae foram abundantes durante todo o experimento nos dois mesohabitats. Esta família é em geral registrada em elevada abundância em experimentos de decomposição de folhas nos ecossistemas lóticos (MATHURIAU; CHAUVET, 2002; WANTZEN et al., 2005; GONÇALVES JR. et al., 2007). Embora os Chironomidae não atuem diretamente na decomposição sua presença acelera este processo (MENÉNDEZ et al., 2003), e em ecossistemas tropicais podem assumir o papel dos fragmentadores (ROSEMOND et al., 1998; WANTZEN et al., 2002). Os Chironomidae também foi registrada em elevada abundância e frequência no início da decomposição e associada a corredeiras, sendo considerada indicadora desse período e mesohabitat na análise de IndVal, o predomínio deste grupo pode ser explicado por seus hábitos alimentares detritívoros (MORMUL et al., 2006), que favorecem a ocorrência destes organismos em todos os estágios do processo de decomposição.

Os resultados da NMDS e ANOSIM apontam diferenças de composição entre os ambientes. A presença de grupos característicos de correnteza e remanso vem sendo discutida na literatura. O predomínio de Trichoptera (Hydropsychidae), Plecoptera (Perlidae) e Diptera (Simuliidae) em ambientes de correnteza havia sido encontrado anteriormente por Scullion et al. (1982); a abundância destes grupos em correnteza também é discutida por Greenwood e Richard-Coulet (1996) corroborando o padrão encontrado. Aspectos comportamentais e ecológicos podem

justificar essas predominâncias. Os Plecoptera e Diptera (principalmente Simuliidae) apresentam, respectivamente, adaptações morfológicas direcionadas à utilização do oxigênio dissolvido e captura de alimento relacionado aos ambientes com correnteza (PENNAK, 1978; MERRITT; CUMMINS, 1984) o que pode justificar a maior abundância destas duas ordens nesses ambientes.

9.4 Fragmentadores

Os fragmentadores foram registrados em baixa abundância e biomassa nos riachos estudados. Para riachos tropicais, há algumas indicações de que fragmentadores são pouco diversificados e não abundantes e que a decomposição das folhas nestes riachos seria realizada preponderantemente por fungos, organismos capazes de degradar polissacarídeos complexos (IRONS et al., 1994; DOBSON et al., 2002).

Os invertebrados fragmentadores exercem um papel importante na conversão da matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (GRAÇA, 2001). Espécies de *Phylloicus* e *Triplectides* são encontradas tanto em corredeiras como em remansos, embora em altas densidades apenas no último (PRATHER, 2003; LANDEIRO et al., 2010). Apesar disso, no presente estudo a abundância e biomassa destes organismos não diferiram entre mesohabitats, e dessa forma corredeiras e remansos foram adequados para o estabelecimento dos fragmentadores.

10 CONCLUSÕES

Os resultados deste experimento de decomposição de *Picramnia sellowii* indicaram que as variáveis ambientais influenciaram a atividade de fungos e invertebrados fragmentadores no processo de decomposição de folhas de *P. sellowii* nos riachos estudados. Além disso, foi possível confirmar a importância do uso das informações obtidas em estudos de avaliação de impactos antrópicos, uma vez, que foram observadas nítidas diferenças da perda de massa foliar entre os riachos referências e impactados.

A partir dos resultados do experimento de colonização em mesohabitats dos riachos referência foi possível observar que a perda de massa nos ecossistemas lóticos de baixa ordem é mais influenciada pela biomassa de fungos que pela biomassa de fragmentadores e pela abrasão

física. Adicionalmente, observamos que diferenças na abundância, riqueza e composição de invertebrados são influenciadas tanto por diferenças entre mesohabitats como pela sucessão ao longo da decomposição. Esses resultados contribuem para reforçar a importância do material vegetal de origem terrestre como fonte de energia para os invertebrados em riachos, e a necessidade de preservação da vegetação ripária.

11 REFERÊNCIAS

- ALLAN, J.D. **Stream Ecology**. Structure and Function of Running Waters. London, Chapman and Hall, 388p, 1995.
- BEGON, M.; HARPER J.L.; TOWNSEND C.R. **Ecologia**: indivíduos, populações y comunidades. Barcelona, Ed. Omega, 886p, 1995.
- BALDY, V.; GOBERT V.; GUEROLD F.; CHAUVET E.; LAMBRIGOT D.; CHARCOSSET, J.Y. Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. **Freshwater Biology**, vol. 52, p. 1322-1335, 2007.
- DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA, F.K. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, vol. 47, p. 909–919, 2002.
- BOYERO, L. et al. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. **Ecology**, vol. 92, p. 1839-1848, 2011.
- BRINKHURST, RO. A Phylogenetic Analysis of the Lumbriculidae (Annelida, Oligochaeta). **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie**, vol. 67, p. 2731-2739, 1989.
- BROWN, A.V.; BRUSSOCK, P.P. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pool. **Hydrobiologia**, vol. 220, p. 99-108, 1991.
- BRUM, P.R.; FARJALLA, V.F.; GONCALVES, J.F.; DOS SANTOS, A.M.; PÔRTO, M.T.; VIEIRA, E.D.R.; FERREIRA, F.M.; BIANCHINI J.R.I. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiunas and Imboassica lagoons (Macaé, RJ). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 42, p. 433-440, 1999.
- CAPELLO, S.; MARCHESE M.; EZCURRA DE DRAGO I. Descomposición y colonización por invertebrados de hojas de *Salix humboldtiana* en la llanura aluvial Del río Paraná Medio. **Amazoniana**, vol. 18, p. 125-143, 2004.
- CHADWICK, M.; THIELE, J.; HURYIN, A.; BENKE, A.; DOBBERFUHL, D. Effects of urbanization on macroinvertebrates in tributaries of the St. Johns River, Florida, USA. **Urban Ecosystems**, vol. 15, p. 347-365, 2012

COLAS, F.; BAUDOIN, J.M.; DANGER, M.; USSEGLIO-POLATERA, P.; WAGNER, P.; DEVIN, S. Synergistic impacts of sediment contamination and dam presence on river functioning. **Freshwater Biology**, vol. 58, p. 320-336, 2013.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, vol. 575, p. 271-284, 2007.

CUMMINS, K.W.; PETERSEN R.C.; HOWARD F.O.; WUYCHECK J.C.; HOLT, V.I. The utilization of leaf litter by stream detritivores. **Ecology**, vol. 54, p.336-345, 1973.

CUMMINS, K.W.; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, vol. 40, p. 69-89, 2005.

FERNANDES, I.; PASCOAL, C.; GUIMARÃES, H.; PINTO, R.; SOUSA, I.; CÁSSIO, F. Higher temperature reduces the effects of litter quality on decomposition by aquatic fungi. **Freshwater Biology**, vol. 57, p. 2306-2317, 2012.

FERREIRA, V. and CHAUVET E. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. **Global Change Biology**, vol. 17, p. 551-564, 2011.

FERREIRA, V.; ENCALADA, A.C.; GRAÇA, M.A.S. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. **Freshwater Science**, vol. 31, p. 945–962, 2012.

FINDLAY S.E.G. et al. A cross-system comparison of bacterial and fungal biomass in detritus pools of headwater streams. **Microbial Ecology**, p. 43, vol. 55-66, 2002.

FONSECA, A.L.D.S.; BIANCHINI JR, I.; PIMENTA, C.M.M.; SOARES, C.B.P.; MANGIAVACCHI, N. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. **Hydrobiologia**, 2002.

GESSNER, M.; BAUCHROWITZ, M.; ESCAUTIER, M. Extraction and quantification of ergosterol as a measure of fungal biomass in leaf litter. **Microbial Ecology**, vol. 22, p. 285-291, 1991.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, vol. 12, p. 498-510, 2002

- GESSNER, M.O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, vol. 85, p. 377-384, 1999.
- GILVEAR, D.J.; HEAL, K.V.; STEPHEN, A. Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystems. **Science of The Total Environment**, vol. 294, p. 131-159, 2002.
- GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI-JR, I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, vol. 14, p. 1036-1073, 2010.
- GONÇALVES, J.F. et al. 2010. Relationship between detritus and invertebrate colonization in a tropical streams. **Hydrobiology**.
- GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. **International Review of Hydrobiology**, vol. 86, p. 383–393, 2001.
- GREENWOOD, M.T.; RICHARD-COULET, M. **Aquatic invertebrates**. In *Fluvial Hydrosystems* (G.E. Petts & C. Amoros, eds). Chapman & Hall, London, p. 137-164, 1996.
- HIRABAYASHI, K.; WOTTON, R.S. Organic matter processing by chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia**, vol. 382, p. 151-159, 1998.
- IMBERGER, S.J.; THOMPSON, R.M.; GRACE, M.R. Searching for effective indicators of ecosystem function in urban streams: assessing cellulose decomposition potential. **Freshwater Biology**, vol. 55, p. 2089-2106, 2010.
- IRONS, J.G.; OSWOOD, M.W.; STOUT, R.J.; PRINGLE, C.M. Latitudinal patterns in leaf breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology**, vol. 32, p. 401-411, 1994.
- KHOI, D.N.; SUETSUGI, T. Impact of climate and land-use changes on the hydrological processes and sediment yield – A case study for the Be River Catchment, Vietnam. **Hydrological Sciences Journal**, 2013.
- KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomol. Vect.**, Vol. 12, p. 193-231, 2005.
- KOMINOSKI, J.S.; ROSEMOND, A.D. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. **Freshwater Science**, vol. 31, p. 51-68, 2011.

KRAUSS, G.J.; SOLE, M.; KRAUSS, G.; SCHLOSSER, D.; WESENBERG, D.; BÄRLOCHER, F. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **FEMS Microbiology Reviews**, vol. 35, p. 620-651, 2011.

LANDEIRO, V.L.; HAMADA, N.; GODOY, B.S.; MELO, A.S. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, vol. 649, p. 355-363, 2010.

LECERF, A.; CHAUVET, E. Diversity and functions of leaf-decaying fungi in human-altered streams. **Freshwater Biology**, vol. 53, p. 1658-1672, 2008.

LECERF, A.; USSEGLIO-POLATERA, P.; CHARCOSSET, J.Y.; LAMBRIGOT, D.; BRACHT, B.; CHAUVET, E. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie**, vol. 165, p. 105-126, 2006.

MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V. **Amostragem de invertebrados bentônicos**. In: Bicudo, CEM. and Bicudo, DC. Amostragem em limnologia. São Carlos: Rima. p. 263-279, 2007.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of litter in a neotropical stream. **Journal of North American Benthology Society**, vol. 21, p. 384-396, 2002.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.15 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2006.

MCKIE, B.G.; MALMQVIST, B. Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. **Freshwater Biology**, vol. 54, p. 2086-2100, 2009.

MEDEIROS, A.O.; PASCOAL, C.; GRAÇA, M.A.S. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. **Freshwater Biology**, vol. 54, p. 142-149, 2009.

MENÉNDEZ, M.; HERNÁNDEZ O.; COMÍN F.A. Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. **Hydrobiologia**, vol. 495, p. 159-169, 2003.

MORMUL, R.P.; VIEIRA, L.A.; PRESSINATTE, S.; MONKOLSKI, A.; SANTOS, A.M. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, vol. 28, p. 109-115, 2006.

- MOULTON, T.P.; MAGALHÃES-FRAGA, S.A.P.; BRITO, E.F.; BARBOSA, F.A. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, vol. 638, p. 55-66, 2009.
- NEATROUR, M.A.; WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.E. The role of floods in particulate organic matter dynamics of a southern Appalachian river-floodplain ecosystem. **Journal of the North American Benthological Society**, vol. 23, p. 198-213, 2004.
- NEMETH, R.S. The effect of natural variation in substrate architecture on the survival of juvenile bicolor damselfish. **Environ. Biol. Fishes**, vol. 53, p. 129-141, 1998.
- NIKOLCHEVA, L.G.; BOURQUE, T.; BARLOCHER, F. Fungal diversity during initial stages of leaf decomposition in a stream. **Mycol. Res.**, vol. 109, p. 246–253, 2005.
- PASCOAL, C.; CASSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. **Applied and Environmental Microbiology**, vol. 70, p. 5266-5273, 2004.
- PASCOAL, C.; CÁSSIO, F.; MARVANOVÁ, L. Anthropogenic stress may affect aquatic hyphomycete diversity more than leaf decomposition in a low-order stream. **Archiv für Hydrobiologie**, vol. 162, p. 481-496, 2005.
- PASCOAL, C.; PINHO, M.; CÁSSIO, F.; GOMES, P. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. **Freshwater Biology**, vol. 48, p. 2033-2044, 2003.
- PASSOS, M.I.S.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L.F.M. Distribuição espaço-temporal da comunidade de Elmidae (Coleoptera) em um rio da Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, R.J. **Bol. Mus. Nac.**, vol. 509, p. 1-9, 2003.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L.; COUCH, C. A. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. **Freshwater Biology**, vol. 51, p. 1684–1695, 2006.
- PENNAK, R.W. **Freshwater invertebrates of the United States**. 2 ed. John Wiley & Sons, New York, 1978.
- PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K.W. Leaf Processing in a Woodland Stream. **Freshwater Biology**, vol. 4, p. 343-368, 1974.
- PRATHER, A.L. Revision of the Neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae). **Zootaxa**, v. 275, p. 1-214, 2003.

RIIPINEN, M.P.; DAVY-BOWKER, J.; DOBSON, M. Comparison of structural and functional stream assessment methods to detect changes in riparian vegetation and water pH. **Freshwater Biology**, vol. 54, p. 2127-2138, 2009.

ROSEMOND, A.D.; PRINGLE, C.M.; RAMIREZ, A. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, vol. 39, p. 515-523, 1998.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics Version 2.14.0. Vienna, Austria, 2011.

SALCEDO, N.J.; FONSECA, M.A. Caracterización de la comunidad bentónica de insectos acuáticos en dos biotopos de un igarapé de La Reserva Ducke, Manaus, Brasil. In Livro do curso de campo de Ecologia da Floresta Amazônica (Venticinque, E.M., ed.). Projeto de Dinâmicas Biológicas de Fragmentos Florestais/ Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, Manaus, 1998.

SCULLION, J.; PARISH, C.A.; MORGAN, N.; EDWARDS, R.W. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. **Freshw. Biol.** Vol. 12, p. 579-595, 1982.

SRIDHAR, K.R. & BARLOCHER, F. Initial Colonization, Nutrient Supply, and Fungal Activity on Leaves Decaying in Streams. **Applied and Environmental Microbiology**, vol. 66, p. 1114-1119, 2000.

SUBERKROPP, K.; GULIS, V.; ROSEMOND, A.D.; BENSTEAD, J.P. Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. **Limnology and Oceanography**, vol. 55, p. 149-160, 2010.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 37, p. 130-137, 1980.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. **Ecological Monographs**, vol. 69, p. 409-442, 1999.

WALSH, C.J. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, vol. 24, p. 706-723, 2005.

WANG, G.; JIANG, H.; XU, Z.; WANG, L.; YUE, W. Evaluating the effect of land use changes on soil erosion and sediment yield using a grid-based distributed modelling approach. **Hydrological Processes**, vol. 26, p. 3579-3592, 2012.

WANTZEN, K.M.; WAGNER, R.; SUETFELD, R.; JUNK, W.J. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? Verhandlungen Internationale Vereinigung für. **Theoretische und Angewandte Limnologie**, vol. 28, p. 1-7, 2002.

WANTZEN, K.M.; ROSA, F.R.; NEVES, C.O.; DA CUNHA, C.N. Leaf litter addition experiments in riparian ponds with different connectivity to a Cerrado stream in Mato Grosso, Brazil. **Amazoniana**, vol. 18, p. 387–396, 2005.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. 3rd ed. New York: Springer-Verlag. 429 p, 2000.

YOUNG, R.G.; MATTHAEI, C.D.; TOWNSEND C.R. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. **Journal of the North American Benthological Society**, vol. 27, p. 605-625, 2008.