

UNIVERSIDADE VILA VELHA-ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA VEGETAL

**USO DO SOLO E FOLHAS DE BANANEIRA ALTERAM AS
ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS E A DECOMPOSIÇÃO
DE DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS FLORESTADOS**

MARCOS ANTÔNIO FERRAZ DOS ANJOS JÚNIOR

VILA VELHA
AGOSTO/2022

UNIVERSIDADE VILA VELHA-ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA VEGETAL

**USO DO SOLO E FOLHAS DE BANANEIRA ALTERAM AS
ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS E A DECOMPOSIÇÃO
DE DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS FLORESTADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, para a obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia Vegetal.

MARCOS ANTÔNIO FERRAZ DOS ANJOS JÚNIOR

VILA VELHA
AGOSTO/2022

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

A352u Anjos Júnior, Marcos Antônio Ferraz dos.
Uso do solo e folhas de bananeira alteram as assembleias de macroinvertebrados e a decomposição de detritos foliares em riachos florestados / Marcos Antônio Ferraz dos Anjos Junior. - 2022.
53 f. : il.
Orientador: Marcelo da Silva Moretti.
Coorientadora: Paula Caroline dos Reis Oliveira.
Dissertação (Mestrado em Biotecnologia vegetal) - Universidade Vila Velha, 2022.
Inclui bibliografias.

1. Biotecnologia vegetal .2. Agricultura. 3. Banana.
3. Mata Atlântica. I. Moretti, Marcelo da Silva. II. Oliveira, Paula C. dos Reis. III. Universidade Vila Velha. IV. Título.

CDD 660.603

MARCOS ANTÔNIO FERRAZ DOS ANJOS JÚNIOR

**USO DO SOLO E FOLHAS DE BANANEIRA ALTERAM AS
ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS E A DECOMPOSIÇÃO
DE DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS FLORESTADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, para a obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia Vegetal.

Aprovada em 30 de agosto de 2022,

Banca Examinadora:

Wallace Kiffer

Dr. Wallace Pandolpho Kiffer Jr. (UVV)

Renan de Souza Rezende

Dr. Renan de Souza Rezende (Unochapecó)

M.S. Moretti

Dr. Marcelo da Silva Moretti (UVV)

Orientador

Aos meus avós Marta e Gervásio e ao meu querido tio Wanderley (in memoriam).

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Marcelo Moretti e Paula Reis, por todo ensino, atenção, sugestões e ajudas na estruturação do texto e projeto. Obrigado por tornarem a execução do meu mestrado possível! Sem a ajuda de vocês teria sido muito mais difícil. Muito obrigado!

Ao Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos (LEIA) e seus integrantes: Felipe, Karol, Larissa, Lyandra, Maria Alice, Paula Omena, Victor e Vinicius. Obrigado por fazerem o meu dia a dia ser mais tranquilo e agradável. Vocês foram fundamentais para a realização desse trabalho.

Ao Instituto de microbiologia da Universidade de Ciências Aplicadas e Artes do Sul da Suíça (SUPSI) em especial aos seus integrantes: Andreas Bruder e Rebecca Oester. Todos os *networks* e reuniões foram muito importantes para o amadurecimento da ideia. Agradeço muito!

Agradeço especialmente às minhas amigas Larissa, Lyandra e Paula Omena que foram muito importantes durante o período do mestrado. Sem a ajuda de vocês nos campos, atividades de laboratório (Lyly e Laris) e análise de dados (Paula) eu não teria conseguido chegar até aqui. Todas as conversas no café da tarde para distrair a mente e desacelerar um pouco foram importantes para eu conseguir continuar. Obrigado por todo cuidado, carinho, abraços, conselhos, brincadeiras e ensinamentos. Sem a ajuda de vocês eu não teria conseguido realizar nem metade do que fiz. Vocês são fantásticas!

Aos membros da banca Renan Rezende, Alessandro Coutinho, Wallace Kiffer e Christiane Mileib. Obrigado por aceitarem de bom grado participar da minha banca. É uma honra ter pesquisadores de qualidade e que eu admiro muito na contribuição do meu trabalho. Agradeço muito.

À FAPES, CNPq, SUPSI e FNNF pela bolsa de mestrado e financiamento das pesquisas.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. MÉTODOS.....	13
2.1.1. <i>Área de estudo.....</i>	13
2.1.2. <i>Caracterização das condições ambientais</i>	13
2.1.3. <i>Desenho experimental</i>	14
2.1.4. <i>Caracterização dos detritos foliares</i>	15
2.1.5. <i>Análise de dados.....</i>	16
3. RESULTADOS	18
3.1. <i>Caracterização das condições ambientais.....</i>	18
3.2. <i>Caracterização dos detritos foliares.....</i>	20
3.3. <i>Taxas de decomposição.....</i>	22
3.4. <i>Macroinvertebrados aquáticos.....</i>	23
4. DISCUSSÃO	27
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
6. APÊNDICES	46

RESUMO

FERRAZ, Marcos Antônio, M.Sc., Universidade Vila Velha - ES, agosto de 2022. **Uso do solo e folhas de bananeira alteram as assembleias de macroinvertebrados e a decomposição de detritos foliares em riachos florestados.** Orientador: Marcelo da Silva Moretti. Co-orientadora: Paula Caroline dos Reis Oliveira.

Alterações no uso do solo podem impactar a estrutura e o funcionamento de riachos de pequena ordem. Por exemplo, as atividades agrícolas não só alteram a qualidade da água, como também a qualidade dos *inputs* de matéria orgânica. O objetivo deste estudo foi determinar os efeitos do uso do solo e espécies exóticas nas taxas de decomposição de detritos foliares e estrutura das assembleias de macroinvertebrados em riachos florestados. Para isso, folhas de uma espécie arbórea nativa (*Miconia chartacea*) e de bananeira (*Musa* spp.) foram incubadas em tratamentos monoespecíficos e mistos em riachos florestados localizados em microbacias florestadas e em riachos florestados localizados em microbacias onde a vegetação natural foi removida ou alterada para fins agrícolas. As taxas de decomposição foliar não diferiram entre as microbacias, bem como a abundância, a riqueza taxonômica e a composição de grupos tróficos funcionais das assembleias de macroinvertebrados associados. No entanto, a composição taxonômica das assembleias e dos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foi diferente entre as microbacias. As taxas de decomposição da espécie nativa foram maiores que as das folhas de bananeira. No tratamento misto, as taxas de decomposição de *M. chartacea* diminuíram 32% em relação ao tratamento monoespecífico, enquanto as taxas das folhas de bananeira não diferiram entre estes tratamentos. Ao contrário do esperado, as assembleias de macroinvertebrados associados não diferiram entre os tratamentos de folhas (folhas nativas, folhas de bananeira e mistura). Concluímos que a composição das assembleias de macroinvertebrados foram sensíveis as alterações a montante oferecida pela microbacia agrícola, e o processo de decomposição da espécie nativa foi retardada pela presença das folhas de bananeira. Esses resultados forneceram novas informações sobre os efeitos negativos das alterações do uso solo por atividades agrícolas e a presença de detritos exóticos sobre a estrutura biológica e o funcionamento de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Funcionamento de riachos, espécie exótica, áreas agrícolas, Mata Atlântica.

ABSTRACT

FERRAZ, Marcos Antônio, M.Sc., Universidade Vila Velha - ES, agosto de 2022. **Landuse and banana leaves alter macroinvertebrate assemblages and leaf litter decomposition in forested streams.** Advisor: Marcelo da Silva Moretti. Co-advisor: Paula Caroline dos Reis Oliveira.

Land use changes can impact the structure and functioning of low-order streams. For example, agricultural activities not only change water quality, but also the quality and quantity of organic matter inputs. The objective of this study was to determine the effects of land use and exotic species on leaf litter decomposition rates and macroinvertebrate assemblage structure in forested streams. For this, leaves of a native tree species (*Miconia chartacea*) and of banana trees (*Musa* spp.) were incubated in single and mixed treatments in forested streams located in forested catchments and forested streams located in catchments where the natural vegetation was removed or altered for agricultural purposes. Leaf decomposition rates did not differ among catchments, as well as the abundance, taxonomic richness and functional trophic group composition of the associated macroinvertebrate assemblages. However, the taxonomic composition of the assemblages and of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) was different between catchments types. The decomposition rates of native leaves were higher than banana leaves. In the mixed treatment, the decomposition rates of *M. chartacea* decreased by 32% in comparison to the single treatment, while the rates of banana leaves did not differ between single and mixed litter bags. Contrary to our expectations, the associated macroinvertebrate assemblages did not differ among leaf treatments (native leaves, banana plantations leaves and mixture). We concluded that the composition of the macroinvertebrate assemblages was sensitive to the upstream changes offered by the agricultural catchments, and the decomposition process of the native species was slowed by the presence of banana leaves. These results provide new information about the negative effects of land use changes by agricultural activities and the presence of exotic debris on the biological structure and functioning of aquatic ecosystems.

Keywords: Stream functioning, exotic species, agricultural areas, Atlantic Forest.

1. INTRODUÇÃO

Os riachos de Mata Atlântica são caracterizados por apresentarem uma vegetação ripária densa e volumosa (Kiffer et al., 2018; Serpa et al., 2020) que, além de diminuir a entrada de poluentes e sedimento nos riachos (Zhang et al., 2017; Momm et al., 2019; Stutter et al., 2021), também limita a incidência de radiação solar (Garner et al., 2017). Desta forma, a manutenção da vegetação ripária contribui para a estabilidade térmica do ecossistema aquático e manutenção das comunidades (Graça et al., 2015; Feio et al., 2018). Em riachos florestados a vegetação ripária constitui uma importante fonte de energia para os organismos aquáticos consumidores (Vannote et al., 1980; Doretto et al., 2020; Boyero et al., 2021), disponibilizando matéria orgânica de origem alóctone, que poderá ser utilizada como recurso alimentar e/ou abrigo pelos organismos detritívoros (Moretti et al., 2009). Neste contexto, tanto a quantidade quanto a qualidade da matéria orgânica alóctone produzida são importantes para a manutenção das relações ecológicas entre os organismos decompositores e para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Graça et al., 2015; Boyero et al., 2021; Firmino et al., 2021).

A decomposição de detritos foliares é um processo chave no funcionamento de riachos florestados. Por meio desse processo, os organismos consumidores utilizam da matéria orgânica alóctone como energia para desempenhar suas funções ecológicas (Ligeiro et al., 2010; Feio et al., 2018). Mediante a isso, o funcionamento destes ecossistemas se dá principalmente pela atividade de decompositores microbianos (Santschi et al., 2018) e macroinvertebrados detritívoros (Peralta-Maraver et al., 2021). Os macroinvertebrados detritívoros exibem preferência por detritos de melhor qualidade nutricional, isto é, com baixos teores de compostos secundários, baixas concentrações de lignina e celulose (Kiffer et al., 2018; Rezende et al., 2018; Firmino et al., 2021), além de altos teores de nitrogênio e baixas razões C:N (Gessner & Chauvet, 1994; Zhang et al., 2019). Além disso, a qualidade e estabilidade ambiental também são importantes para os organismos aquáticos (Rezende et al., 2014; Serpa et al., 2020). As variações nas condições ambientais, como qualidade dos detritos e características físicas e químicas da água podem influenciar os padrões de colonização dos invertebrados aquáticos (Jonsson & Malmqvist, 2003; Rezende et al., 2014), e essas condições são frequentemente influenciadas por alterações no uso do solo (Castro-Díez & Alonso, 2017; Cornejo et al., 2019, 2020; Rodríguez et al., 2020).

Entre a diversas atividades que alteram o uso do solo, a agricultura é dominante nos ecossistemas terrestres, ocupando cerca de 40% da superfície da Terra (Graeber et al., 2015). Por consequência da substituição da vegetação nativa por monoculturas de espécies exóticas (Gibbs et al., 2010), os riachos localizados em microbacias ocupadas por áreas agrícolas são mais vulneráveis a sedimentação, entrada de nutrientes e poluentes provenientes dos defensivos e fertilizantes utilizados em diversas plantações (Matthaei et al., 2010; Handa et al., 2014; Cornejo et al., 2019). Dessa forma, uma expressiva queda da qualidade da água (Cornejo et al., 2019), além da perda da diversidade aquática (Laurance et al., 2014) e alterações nos processos ecológicos, tem sido observada. O aumento da sedimentação e presença de poluentes nos riachos influencia as assembleias de invertebrados aquáticos e, conseqüente, os processos em que estes organismos participam (Brosed et al., 2016; Cornejo et al., 2019, 2020).

No atual cenário de aumento das práticas agrícolas, a presença de espécies utilizadas em áreas de cultivo está cada vez mais frequente em zonas ripárias. Muitas vezes, os detritos provenientes de monoculturas agrícolas têm sido encontrados misturados a detritos de espécies ripárias nativas no leito de riachos (Boyero et al., 2012; Castro-Díez & Alonso, 2017; Kiffer et al., 2018; Rodríguez et al., 2020; Fontana et al., 2022). A mistura de detritos de espécies com diferentes qualidades nutricionais pode influenciar o processo de decomposição (Swan et al., 2008, 2009; Gessner et al., 2010; Lecerf et al., 2011). Por exemplo, a presença de uma espécie vegetal de decomposição rápida pode influenciar as taxas de decomposição de outras espécies que estejam em contato com ela (Lecerf et al., 2011). Muitas vezes, isso ocorre pela transferência de nutrientes (Lummer et al., 2012) e também pela colonização microbiana entre as espécies que compõem a mistura, melhorando a qualidade nutricional e palatabilidade dos detritos e, conseqüentemente, alterando o processo de decomposição (Casotti et al., 2015; Kiffer et al., 2018). No entanto, pouco se sabe o efeito de detritos de origem agrícola na decomposição de detritos nativos e suas influências na assembleia de macroinvertebrados aquáticos em riachos.

A crescente homogeneização de habitats em riachos influenciados por atividades agrícolas tem sido frequentemente observada (Siqueira et al., 2015). Associado a isso, processos chaves para o funcionamento de riachos (Rezende et al., 2021) e a estrutura trófica das comunidades associadas a estes ambientes tem sido diretamente afetados (Hepp et al., 2016). Particularmente no Brasil, e também

no estado do Espírito Santo, grandes áreas de monoculturas de banana podem ser encontradas (EMBRAPA 2019). Sabe-se que riachos localizados próximos a áreas de bananicultura apresentam baixa heterogeneidade ambiental (Siqueira et al., 2015) e assembleias de macroinvertebrados simplificadas, com a substituição de táxons sensíveis por resistentes e tolerantes (Castillo et al., 2006; Kleine et al., 2011; Corbi et al., 2013). No entanto, ainda não se sabe se este cultivo também influencia os processos ecológicos que ocorrem em riachos, como a decomposição de matéria orgânica. Devido à alteração da qualidade dos detritos disponíveis no leito dos riachos e a entrada de contaminantes provenientes das atividades agrícolas, é muito provável que a estrutura biológica e o funcionamento destes ambientes estejam sendo negativamente afetadas (Carvalho, 2006; Carazo-Rojas et al., 2018; Riascos- Flores et al., 2021).

O objetivo deste estudo foi determinar os efeitos do uso do solo e detritos exóticos nas taxas de decomposição de detritos foliares e estrutura das assembleias de macroinvertebrados em riachos florestados. Para isso, folhas de uma espécie arbórea nativa (*Miconia chartacea* Triana.) e de bananeira (*Musa* spp.) foram incubadas, em tratamentos monoespecíficos e misturados, em riachos florestados localizados em microbacias florestadas e em microbacias com vegetação alterada ou removida para fins agrícolas. Este estudo foi norteado pelas seguintes questões: 1) Microbacias alteradas influenciam as características ambientais de riachos florestados?; 2) Detritos provenientes de monoculturas de banana apresentam qualidade nutricional menor que os detritos nativos?; 3) Quais os efeitos individuais e interativos do uso do solo [microbacia florestada vs microbacia alterada] e da presença de detrito exótico [mistura entre detritos] nas taxas de decomposição e estrutura das assembleias de macroinvertebrados associados? Hipotetiza-se que os riachos localizados em microbacias florestadas serão mais estáveis e apresentarão condições ambientais mais favoráveis para a colonização dos macroinvertebrados e para o processo de decomposição, em comparação com os riachos localizados em microbacias alteradas. Associado a isso, espera-se que os detritos foliares nativos apresentem melhores qualidades nutricionais e conseqüentemente apresentem maiores taxas de decomposição e sejam mais colonizados (ou seja, maior abundância e riqueza) que as folhas de bananeira; e influenciem positivamente na decomposição e colonização das folhas de bananeira no tratamento de mistura; e que essas apresentem maiores taxas de decomposição e seja mais colonizada que as folhas de bananeira do tratamento monoespecífico.

2. MÉTODOS

2.1.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em riachos localizados em fragmentos de Mata Atlântica dos municípios de Santa Leopoldina e Alfredo Chaves (ES). O clima da região é do tipo Cfa (clima subtropical úmido) apresentando verões quentes e sem estação seca. As médias de temperatura do ar variam entre 18 e 23° C e a precipitação média anual é de 108 mm (Alvares et al., 2013). No total, foram selecionados oito riachos florestados, que foram classificados em duas diferentes categorias por estarem inseridos em microbacias com diferente uso do solo (4riachos por categoria): riachos localizados em microbacias cobertas por vegetação nativa (Microbacia florestada; Fig. 1A); e riachos localizados em microbacias que apresentam vegetação removida ou alterada para fins agrícolas (Microbacia alterada; Fig. 1B).

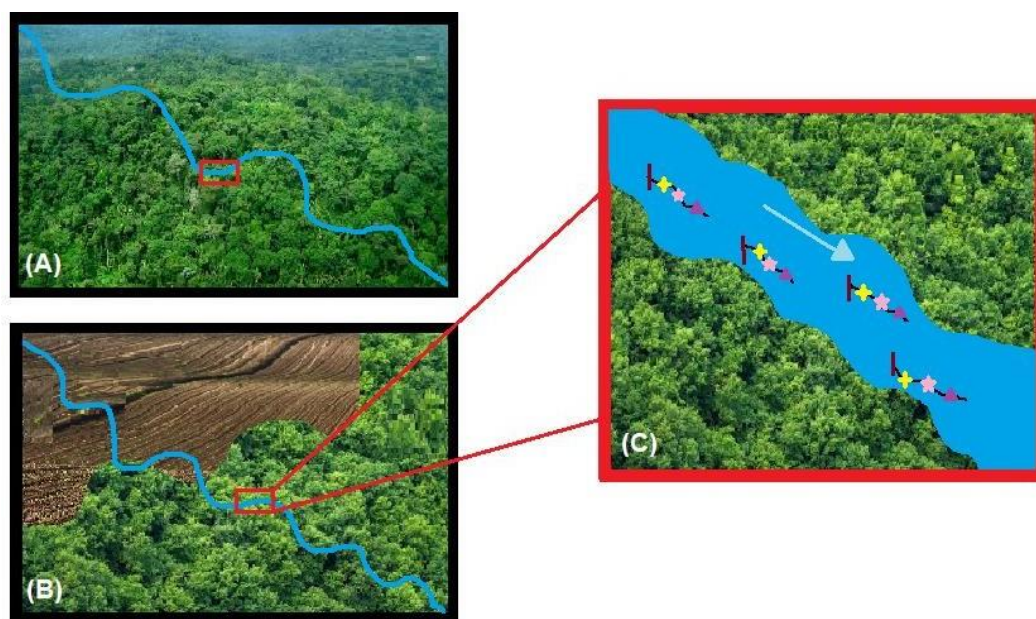


Fig. 1 Representação gráfica da disposição dos trechos estudados; (A) = microbacia florestada; (B) = microbacia com vegetação removida ou alterada para fins agrícolas; (C) = disposição dos sacos de detritos.

2.1.2. Caracterização das condições ambientais

Os parâmetros físicos e químicos da água (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, sólidos totais dissolvidos, turbidez, potencial de oxirredução) foram mensurados *in situ* com um multiparâmetro (Horiba, modelo U-50) na incubação (tempo 0), após 30 dias de incubação e no final do

experimento (aproximadamente 45-55 dias). Em cada riacho estudado foi instalado um *datalogger* (Hobo Pendant UA-002-64) próximo aos sacos de detritos para medição da temperatura da água e luminosidade em intervalos 30 minutos durante todo o experimento. Amostras da água de cada riacho foram coletadas no início (tempo 0) e no final do experimento para a determinação dos teores de coliformes totais, *Escherichia coli*, nitrato, alcalinidade e dureza da água (Apêndice 1).

A hidromorfologia dos riachos foi determinada através da profundidade e largura, mensurados com auxílio de uma trena e valores de velocidade da água medidos com um fluxômetro (JDC Flowatch). Para caracterização do substrato dos riachos estudados, foram determinadas, com um *quadract* (50 x 50 cm) e escala de Blanquet, as percentagens de cobertura dos principais componentes do substrato (areia, cascalho, seixo, pedras, banco de folhas, raízes e musgos) em 5 pontos aleatórios (Apêndice 1). A cobertura do dossel e a riqueza de espécies vegetais dos riachos foram amostrados por meio de fotos com objetiva olho de peixe (posteriormente processadas no software ImageJ) e classificadas em morfoespécies, respectivamente (Apêndice 1).

2.1.3. Desenho experimental

Folhas de *Miconia chartaceae* Triana. (Melastomataceae), espécie nativa muito encontrada nas zonas ripárias de riachos de Mata Atlântica e que apresenta rápidas taxas de decomposição (Casotti et al., 2015; Kiffer et al., 2018), e bananeira (*Musa* spp. [Zingiberales: Musaceae]), o cultivo predominante ao longodas microbacias estudadas (EMBRAPA 2019) foram utilizadas neste estudo. As folhas de *M. chartacea* foram coletadas com redes de aporte vertical (1 m², 10 mm de malha), suspensas a 1,5 m do solo em ambas margens de um dos riachos estudados. Folhas senescentes de bananeira foram cortadas diretamente dos pseudocaulos de uma monocultura localizada nas proximidades, com um facão. Todas as folhas coletadas foram secas ao ar e mantidas em local seco e escuro até o início do experimento.

As folhas foram incubadas nos riachos em tratamentos monoespecíficos (detritos de uma única espécie) e misturado (detritos das duas espécies) para testar os efeitos da qualidade dos recursos no processo de decomposição (Bruder et al., 2014; Frainer et al., 2015). Nos tratamentos monoespecíficos, porções de 5,00 ± 0,05 g (peso seco) dos detritos foliares foram acondicionados em sacos de detritos (15 x 20 cm) de malha grossa (10 mm de malha). No tratamento de mistura, foram

utilizadas porções de $2,50 \pm 0,05$ g de folhas de ambas as espécies, que foram acondicionados juntos nos sacos de detritos de malha grossa. Para cada tratamento foram utilizadas 4 réplicas por riacho (Fig. 1C).

Os sacos de detritos de cada tratamento foram incubados sobre o leito dos riachos, em áreas de remanso, amarrados junto à vegetação marginal e rochas submersas, sob condições similares de profundidade e fluxo. Em cada riacho, as réplicas de cada tratamento foram incubadas em quatro remansos diferentes. Os sacos de detritos permaneceram incubados até que o detrito de decomposição mais rápida atingisse 50% da perda de peso inicial. Para acompanhar esse processo, sacos de detritos controles dos tratamentos propostos no estudo foram instalados em cada riacho, e após 30 dias foram coletados para serem realizados cálculos dos coeficientes de decomposição a fim de estimar o período da retirada do experimento. Feito isso, a perda de 50% do peso inicial do detrito de decomposição mais rápida ocorreu aproximadamente após 45-55 dias de incubação. Na retirada do experimento, os sacos de detritos foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos, armazenados em caixa térmica e transportados no mesmo dia para o laboratório. Os detritos de cada réplica foram cuidadosamente lavados sobre peneiras de malhas de 250 e 500 μm , e o material retido nas peneiras foi preservado em álcool 70% para posterior triagem e identificação de organismos associados. Os detritos foliares remanescentes foram secos em estufa (60°C , 72h) e posteriormente pesados em balança semi-analítica (0,01 mg). No tratamento misturado, os detritos de cada espécie foram secos e pesados separadamente. Posteriormente, o material preservado foi triado em microscópio estereoscópio (ZEISS Stemi 305, aumento 32x) e caixas de luz, e os macroinvertebrados encontrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com a utilização de chaves de identificação específicas (Mugnai et al., 2010; Hamada et al., 2014, 2018) e atribuídos à grupos tróficos funcionais (Baptista et al., 2006; Oliveira & Nessimian, 2010; Longo & Blanco, 2014; Mendes et al., 2017; Tamaris-Turizo et al., 2020; Cummins et al., 2022).

2.1.4. Caracterização dos detritos foliares

A composição física e química dos detritos foliares utilizados foi determinada a partir material armazenado no laboratório (condições iniciais). Os detritos de cada espécie foram homogeneizados e porções individualizadas foram trituradas em um moedor elétrico (Willey de Rotor vertical, SL-30). Os teores de macronutrientes (C,

N, P e K; Flindt et al., 2020), fenóis totais (Barlocher & Graça, 2020), dureza foliar (Graça & Zimmer, 2020) e teores de fibras, lignina e celulose (Gessner, 2020) foram determinados em quatro réplicas.

2.1.5. Análise de dados

1) Microbacias alteradas influenciam as características ambientais de riachos florestados?

A caracterização dos riachos inseridos nas diferentes microbacias estudadas (florestada e alterada) foi realizada por Análise de Componentes Principais (PCA) com função *PCA* (pacote “FactorMineR”), a partir dos parâmetros físicos e químicos da água. Previamente à realização da PCA, foi realizada uma Análise de Correlação de Pearson com função *cor* (pacote “vegan”) para a remoção de variáveis correlacionadas e evitar problemas de colinearidade. Todas as variáveis que apresentaram correlações positivas ou negativas com coeficientes superiores a 0.6 foram removidas. Feito isso, um total de 11 variáveis foram selecionadas para serem posteriormente utilizadas na caracterização dos riachos. Para avaliar a heterogeneidade ambiental entre os grupos de microbacias estudadas, foi realizada uma Análise Permutacional de Dispersões Multivariadas (PERMDISP) com função *betadisper* (pacote “vegan”) da matriz de distância Euclidiana elaborada a partir das variáveis ambientais (parâmetros físicos e químicos da água) inseridas na PCA.

2) Detritos provenientes de monoculturas de banana apresentam qualidade nutricional menor que os detritos nativos?

A caracterização inicial dos detritos que foram utilizados no experimento (*M. chartacea* e *Musa* spp.) também foi realizada por meio de Análise de Componentes Principais (PCA) da mesma forma que foi descrita anteriormente. Para essa caracterização foram utilizados parâmetros físicos e químicos das folhas, selecionando um total de 12 variáveis: teores de macronutrientes (C, N, P e K), razões estequiométricas (C:N, N:P e lignina:N), compostos fenólicos, lignina, celulose, fibras e dureza foliar. Para avaliar possíveis diferenças dos parâmetros físicos, químicos e nutricionais incluídos na PCA entre os detritos foram realizados testes-t com a função *t.test* (pacote “stats”), após realização do teste da

homogeneidade de variâncias e normalidade dos resíduos.

3) Quais os efeitos individuais e interativos do uso do solo [microbacia florestada vs microbacia alterada] e da presença de detrito exótico [mistura entre detritos] nas taxas de decomposição e estrutura das assembleias de macroinvertebrados associados?

As taxas de decomposição (k) foram calculadas usando o modelo exponencial negativo de porcentagem de perda de peso ao longo do tempo ($k = -(\ln [P_f/P_0])/t$); onde: P_f = peso final, P_0 = peso inicial; k = taxa de decomposição; t = tempo). As taxas de decomposição foram calculadas para cada tratamento de folhas em cada riacho. No tratamento mistura, a taxa de decomposição de cada detrito envolvido na mistura foi calculada separadamente. As réplicas que apresentaram peso final inferior a 20% do peso inicial incubado foram removidas das análises (Frainer et al., 2015). Na determinação das taxas de decomposição, o tempo (t) foi expresso em graus-dia (Gessner & Peeters, 2020), que foi calculado a partir dos dados de temperatura coletados pelos *dataloggers*.

Os dados de riqueza de macroinvertebrados presentes em cada saco de detrito foram transformados por meio do método de rarefação devido a grande variação nos valores de riqueza entre as amostras. Os valores esperados de riqueza taxonômica foram calculados padronizando os tamanhos das amostras. Os valores de abundância foram apresentados em número de indivíduos por grama de peso seco folha, dividindo o valor de abundância total pelo peso remanescente de folha de cada amostra. Possíveis diferenças entre os valores das taxas de decomposição, abundância total e de fragmentadores, riqueza rarefeita total e de fragmentadores e abundância de grupos tróficos funcionais (variáveis resposta) foram testadas por meio de Modelos Lineares de Efeitos Mistos com função *lme* (pacote “nlme”; Bates et al., 2015).

Foram definidos como efeitos fixos os tipos de detritos e os tipos de microbacias. As regiões, os riachos e as réplicas dos sacos de detritos foram inseridas no modelo como efeitos aleatórios e aninhadas umas as outras. Após a realização dos modelos foram testadas as normalidades e homogeneidade dos resíduos. Em caso de diferenças significativas, múltiplas comparações foram realizadas por teste *post hoc* de Tukey ajustado com função *lsmmeans* (pacote “emmeans”).

Para determinar possíveis diferenças na composição taxonômica das assembleias de macroinvertebrados associados e nos grupos dos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT's) entre as microbacias, tipos de detritos e interação entre todos os fatores, foi realizada uma análise de permutação multivariada (PERMANOVA; com 2000 permutações), com dissimilaridade calculada como distância de Bray-Curtis, utilizando a função *adonis2* (pacote "vegan"). Resultados significativos foram testados por comparações par a par utilizando a função *pairwise.adonis2* (pacote "pairwiseAdonis"). Os valores de significância adotado para os testes foram de p igual ou inferior à 0.05. Os gráficos foram realizados com função *ggplot* e *fviz_pca_biplot* (pacote "ggplot2"). Todas as análises foram realizadas no software R versão 4.1.2 (2021).

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização das condições ambientais

A associação dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) evidenciou que os parâmetros físicos e químicos da água, profundidade e velocidade da água dos riachos explicaram 55,6% da variação dos dados (Fig. 2). A variação dos dados no eixo 1 foi explicada positivamente pela alcalinidade, condutividade, dureza da água e temperatura; negativamente pelo pH e teor de oxigênio dissolvido. O segundo eixo da PCA teve carga positiva dos valores de profundidade e negativa dos teores de nitrato e turbidez (Tabela 1). A PCA não evidenciou a separação clara entre grupos quando comparado as microbacias. No entanto, observou-se maior influência dos teores de turbidez e pH sobre os riachos localizados em microbacias alteradas e dos valores de profundidade, alcalinidade, condutividade e dureza da água sobre os riachos localizados em microbacias florestadas. Além disso, não foram observadas diferenças com relação a heterogeneidade ambiental entre as microbacias (PERMDISP, $F = 2.1821$; $p = 0.1612$).

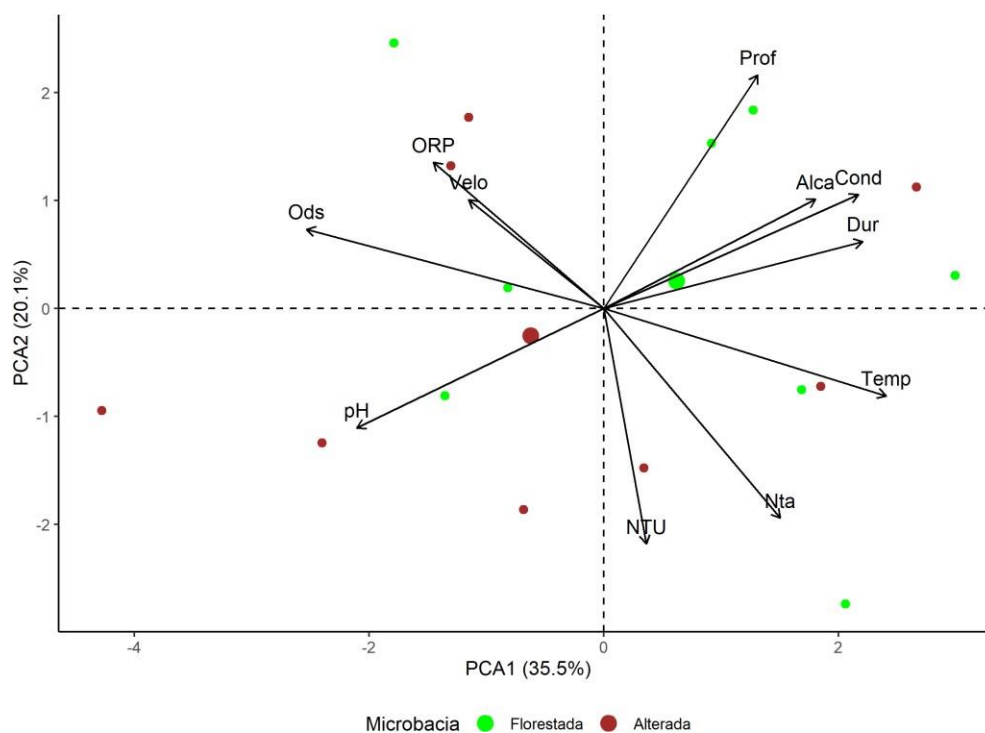


Fig. 2 Ordenação de variáveis ambientais referentes aos 11 parâmetros utilizados através de uma análise de componentes principais - PCA. ORP: Potencial de oxirredução; Ods: Oxigênio dissolvido; Nta: Nitrato; Cond: Condutividade; NTU: Turbidez; Alca: Alcalinidade; Dur: Dureza da água; Temp: Temperatura; Velo: Velocidade da água; Prof: Profundidade; pH.

Tabela 1 Resumo da Análise de Componentes Principais realizada com os dados dos parâmetros físicos e químicos da água, profundidade e vazão dos riachos. Valores correspondentes aos *loadings* dos parâmetros dos dois eixos da PCA. Os parâmetros que se correlacionaram significativamente com cada eixo são mostrados em negrito. ORP: Potencial de oxirredução; Ods: Oxigênio dissolvido; Nta: Nitrato; Cond: Condutividade; NTU: Turbidez; Alca: Alcalinidade; Dur: Dureza da água; Temp: Temperatura; Velo: Velocidade da água; Prof: Profundidade; pH.

Variáveis	PCA1	PCA2
Temp	0.781	-0.263
pH	-0.683	-0.359
ORP	-0.472	0.440
Cond	0.704	0.342
NTU	0.117	-0.709
Ods	-0.822	0.238
Alca	0.586	0.328
Dur	0.716	0.201
Nta	0.489	-0.631
Velo	-0.373	0.327
Prof	0.426	0.702

3.2. Caracterização dos detritos foliares

A associação dos dois primeiros eixos da PCA realizada com os parâmetros físicos e químicos dos detritos foliares explicaram 91% da variação dos dados (Fig. 3). A variação dos dados no primeiro eixo foi fortemente explicada por todas as variáveis inseridas na PCA, exceto pelo teor de potássio que foi significativo apenas na explicação da variação dos dados no segundo eixo da PCA. As variáveis que mais explicaram positivamente a distribuição dos dados no primeiro eixo foram dureza das folhas, razão C:N e fenóis totais e negativamente, pelos teores de nitrogênio, fibras e razão N:P (Tabela 2). A PCA mostrou uma separação clara entre os detritos foliares, indicando resultados contrastantes com relação as características dos detritos foliares. A razão lignina:N e os teores de potássio, celulose, dureza e fenóis totais foram determinantes para a separação entre os detritos, influenciando em maiores proporções as folhas de Banana, enquanto que as folhas *M. chartacea* foram mais influenciadas pelos teores de lignina, fibras, razão N:P e teores de nitrogênio.

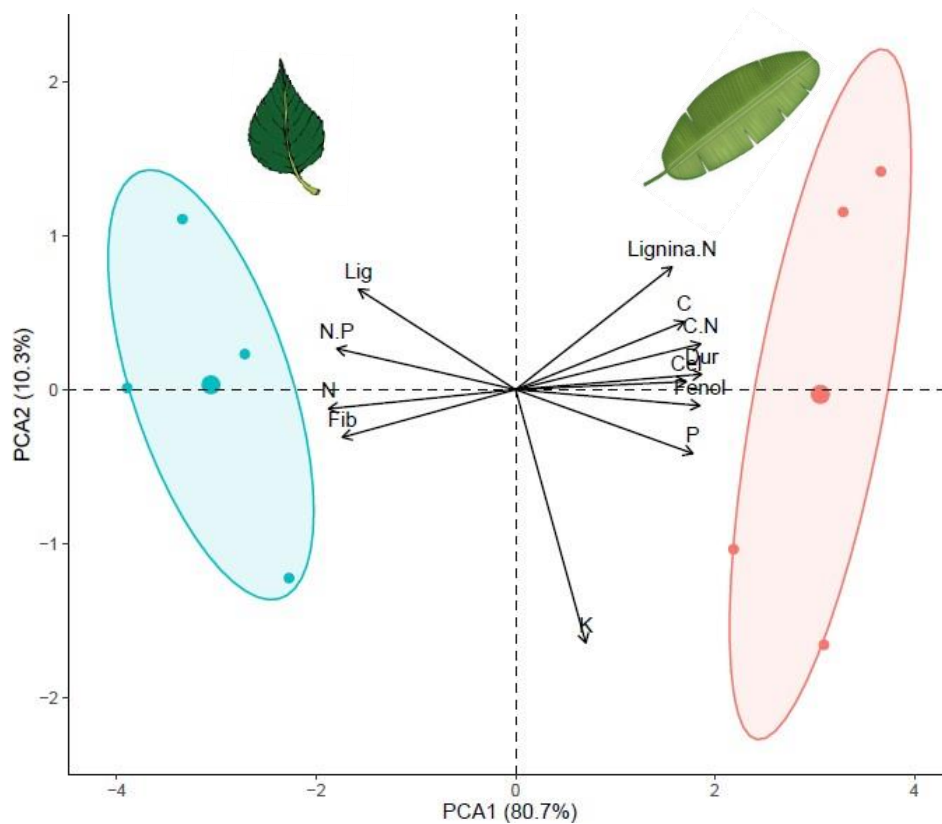


Fig. 3 Ordenação de características químicas e físicas dos detritos referente aos 12 parâmetros utilizados através de uma análise de componentes principais - PCA. Círculo azul

= *M. chartacea*; Círculo vermelho = *Musa* spp. C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; C.N: razão C:N; N.P: razão N:P; Lignina.N: razão lignina:N; Lig: lignina; Cel: celulose; Fib: fibras; Dur: dureza foliar; Fenol: fenóis totais.

Tabela 2 Resumo da Análise de Componentes Principais realizada com os dados das características físicas e químicas dos detritos foliares. Valores correspondentes aos *loadings* das características dos dois eixos da PCA. As características que se correlacionaram significativamente com cada eixo são mostrados em negrito. C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; C.N: razão C:N; N.P: razão N:P; Lignina.N: razão lignina:N; Lig: lignina; Cel: celulose; Fib: fibras; Dur: dureza foliar; Fenol: fenóis totais.

Variáveis	PCA1	PCA2
C	0.896	0.233
N	-0.994	-0.066
P	0.942	-0.220
K	0.373	-0.871
C.N	0.983	0.157
N.P	-0.951	0.141
Lignina.N	0.831	0.422
Fenol	0.979	-0.055
Lig	-0.835	0.345
Cel	0.907	0.027
Fib	-0.921	-0.164
Dur	0.988	0.053
Varição explicada	80.7%	10.3%

As folhas de *M. chartacea* apresentaram os maiores percentuais de nitrogênio e da razão N:P, além de menores valores de dureza, razões C:N, lignina:N e teor de compostos fenólicos. Em contrapartida, as folhas de *Musa* spp. apresentaram menores percentuais de nitrogênio e maiores valores de razão C:N, compostos fenólicos, carbono, fósforo, celulose e dureza. O teor de potássio foi similar entre os detritos (Tabela 3).

Tabela 3 Características físicas e químicas iniciais (tempo 0) das folhas de *Miconia chartacea* e *Musa* spp. (Banana).

Parâmetros	<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i> spp.	Valor t	p(t)
C (%)	37.48 ± 1.24 ^b	41.02 ± 1.02 ^a	4.409	0.005*
N (%)	1.63 ± 0.06 ^a	1.17 ± 0.05 ^b	-11.357	< 0.001*
P (%)	0.03 ± 0.01 ^b	0.11 ± 0.01 ^a	10.515	< 0.001*
K (%)	0.48 ± 0.09 ^a	0.55 ± 0.11 ^a	0.993	0.359 ^{ns}
C:N	23.13 ± 1.34 ^b	35.07 ± 2.31 ^b	8.927	0.001*
N:P	63.90 ± 14.98 ^a	10.49 ± 0.97 ^b	-7.118	0.006*

Fenol (%)	1.73 ± 0.09 ^b	2.64 ± 0.10 ^a	13.555	< 0.001*
Lignina (%)	31.58 ± 2.04 ^a	27.40 ± 1.12 ^b	-3.589	0.012*
Lignina:N	19.52 ± 1.40 ^b	23.44 ± 1.81 ^a	3.425	0.014*
Celulose (%)	34.77 ± 3.92 ^b	46.24 ± 4.35 ^a	3.920	0.008*
Fibras (%)	27.35 ± 2.40 ^a	17.95 ± 3.83 ^b	-4.161	0.006*
Dureza (g)	274.21 ± 13.72 ^b	373.78 ± 13.61 ^a	10.305	< 0.001*

* significativo ao nível de 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

3.3. Taxas de decomposição

As taxas de decomposição (ver Apêndice 2) diferiram somente entre os detritos foliares. Os efeitos individuais das microbacias e a interação com os detritos foliares não foram significativos (Fig. 4; Tabela 4). As maiores taxas de decomposição foram encontradas nos detritos de *M. chartacea* no tratamento monoespecífico ($k = -0.00095 \pm 0.00007 \text{ dd}^{-1}$), seguido pela *M. chartacea* do tratamento de mistura ($k = -0.00072 \pm 0.00006 \text{ dd}^{-1}$). Desta forma, foi observado o efeito da mistura entre os detritos, acarretando em menores taxas de decomposição dos detritos nativos quando associados com os detritos de bananeira. Por outro lado, os detritos de bananeira, tanto no tratamento monoespecífico ($k = -0.00056 \pm 0.00003 \text{ dd}^{-1}$) quanto na mistura ($k = -0.00058 \pm 0.00003 \text{ dd}^{-1}$) apresentaram as menores taxas de decomposição e não foram diferentes entre si.

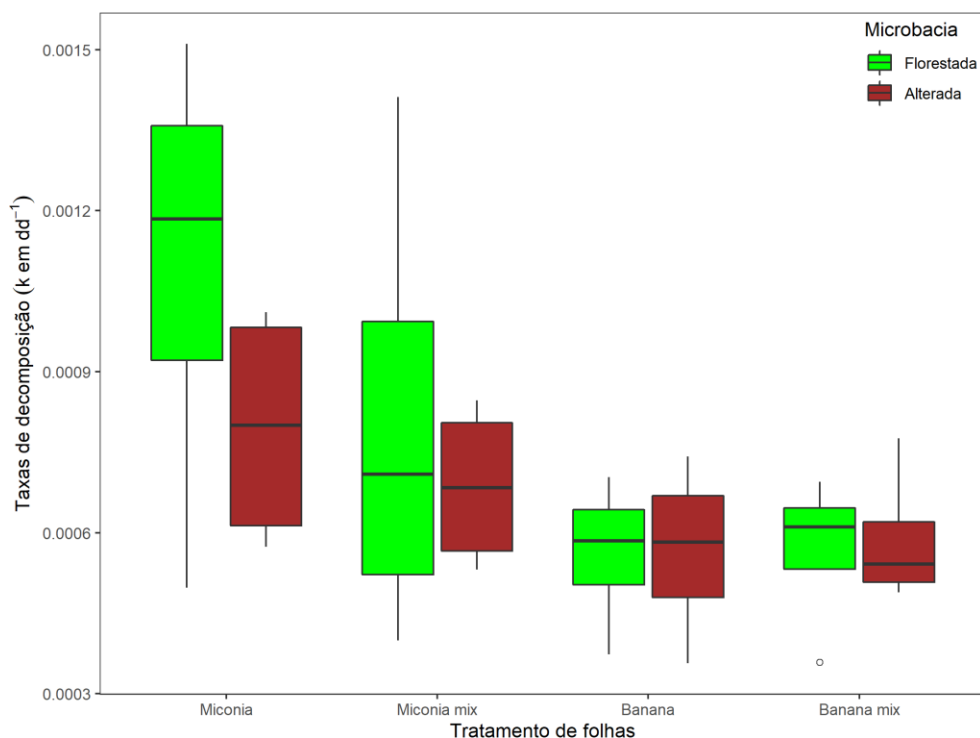


Fig. 4 Boxplot (mediana [intervalo interquartil = 1^o e 3^o quartis]; limites: mínimo e máximo) das taxas de decomposição ($k \text{ dd}^{-1}$) de detritos de *Miconia chartacea* e *Musa* spp. (banana)

incubados em tratamentos monoespecíficos (Miconia, Banana) e misturados (Miconia mix, Banana mix) em riachos localizados em microbacias florestadas (verde) e alteradas (marrom).

Tabela 4 Resumo da ANOVA dos Modelos Lineares de Efeitos Mistos comparando as taxas de decomposição ($k \text{ dd}^{-1}$) entre os tipos de detrito, microbacias e interação entre estes dois fatores. As comparações a posteriori entre os tipos de detritos utilizados também estão apresentadas.

Fonte de variação	GL	χ^2	$p(\chi^2)$
<u>Taxas de decomposição (k)</u>			
Microbacias	1	0.0023	0.9620 ^{ns}
Detritos	3	10.3126	0.0161*
Microbacias*Detritos	3	7.7160	0.0723 ^{ns}
Miconia x Banana			< 0.0001*
Miconia x Miconia mix			0.0486*
Miconia x Banana mix			< 0.0001*
Miconia mix x Banana			0.0274*
Miconia mix x Banana mix			0.0441*
Banana x Banana mix			0.9746 ^{ns}

* significativo ao nível de 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade; GL = graus de liberdade; χ^2 = valor qui-quadrado calculado; $p(\chi^2)$ = probabilidade do qui-quadrado calculado.

3.4. Macroinvertebrados aquáticos

No total, foram encontrados 9.886 indivíduos pertencentes a 119 táxons, distribuídos em 7 Classes, 10 Ordens, 49 Famílias e 63 Gêneros (ver Apêndice 3). A Classe mais representativa foi Insecta (103 táxons), sendo que as demais Classes foram pouco representativas (< 10 táxons). O táxon mais abundante foi Tanytarsini (2.066 ind., 21%), seguido por Ostracoda (868 ind., 8.8%), Tanypodinae (792 ind., 8%), *Heterelmis* spp. (780 ind., 7.8%), Orthocladiinae (740 ind., 7%) e *Smicridea* spp. (552, 5.5%). Os demais táxons apresentaram valores de abundância relativa inferiores a 5%. Os valores de abundância (total e de fragmentadores) e riqueza rarefeita (total e de fragmentadores) não diferiram entre as microbacias e tipos de detritos; a interação entre estes fatores também não foi significativa (Fig. 5; Tabela 5). A composição das assembleias de macroinvertebrados aquáticos e dos EPT's encontrados associados aos detritos diferiu somente entre as microbacias (Tabela 6).

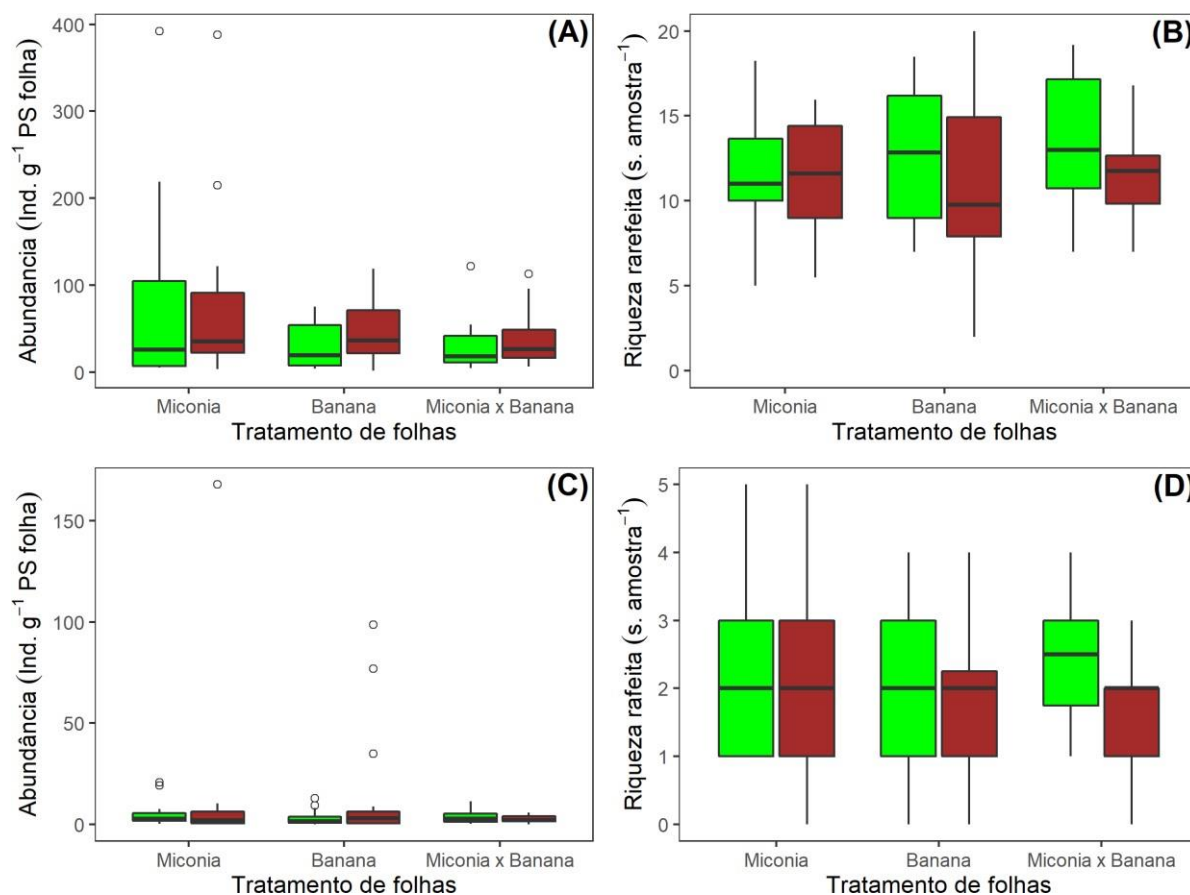


Fig. 5 Boxplot (mediana [intervalo interquartil = 1^o e 3^o quartis]; limites: mínimo e máximo) dos valores de abundância total (indivíduos por peso seco de folha) e riqueza rarefeita total (A e B) de macroinvertebrados e abundância e riqueza rarefeita de fragmentadores (C e D) associados a detritos de *Miconia chartacea* e *Musa* spp. (banana) incubados em tratamentos mono-específicos e misturados em riachos localizados em microbacias florestadas (verde) e alteradas (marrom).

Tabela 5 Resumo da ANOVA dos Modelos Lineares de Efeitos Mistos comparando os valores de abundância (total e de fragmentadores) e riqueza rarefeita (total e de fragmentadores) das assembleias de macroinvertebrados entre os tipos de detrito, microbacias e a interação entre estes dois fatores.

Fonte de variação	GL	X ²	p(X ²)
<u>Abundância total</u>			
Microbacias	1	0.7188	0.3965 ^{ns}
Detritos	2	4.6236	0.0991 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	0.5082	0.7756 ^{ns}
<u>Riqueza rarefeita total</u>			
Microbacias	1	0.5398	0.4625 ^{ns}
Detritos	2	3.3723	0.1852 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	2.2984	0.3169 ^{ns}
<u>Riqueza de fragmentador</u>			

Microbacias	1	0.1863	0.6661 ^{ns}
Detritos	2	0.6107	0.7369 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	0.3699	0.8311 ^{ns}

Abundância de fragmentador

Microbacias	1	2.6662	0.1025 ^{ns}
Detritos	2	1.6656	0.4348 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	3.9340	0.1399 ^{ns}

^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade; GL = graus de liberdade; χ^2 = valor qui-quadrado calculado; $p(\chi^2)$ = probabilidade do qui-quadrado calculado.

Tabela 6 Resumo de PERMANOVA comparando a composição das assembleias de macroinvertebrados aquáticos e dos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) encontrados associados aos detritos de *M. chartacea*, *Musa* spp. e a mistura destas espécies incubados em riachos localizados em microbacias florestadas e alteradas.

Fonte de variação	GL	SQ	R ²	F	p(F)
<u>Composição das assembleias</u>					
Microbacias	1	0.037	0.049	8.491	0.002*
Detritos	2	0.008	0.010	0.867	0.499
Microbacias*Detritos	2	0.017	0.022	1.915	0.092
Resíduos	84	0.369	0.485		
Total	95	0.761	1.000		
<u>Composição de EPT's</u>					
Microbacias	1	3.646	0.114	10.832	< 0.001*
Detritos	2	0.281	0.009	0.417	0.984
Microbacias*Detritos	2	0.461	0.014	0.685	0.815
Resíduos	82	27.605	0.863		
Total	88	31.993	1.000		

* significativo ao nível de 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade; GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; F = valor F calculado; p(F) = probabilidade do F calculado.

Com relação a abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF), os coletores-catadores (37,8%) foram o grupo trófico funcional de maior representatividade nas assembleias encontradas associadas aos detritos de *M. chartacea*, seguido pelos coletores-filtradores (25,7%), predadores (15%), fragmentadores (11,4%) e raspadores (10%). Nos detritos de *Musa* spp., os coletores-catadores (30%) e os coletores-filtradores (23,7%) também foram os grupos tróficos funcionais mais representativos, seguidos por fragmentadores (19,2%), raspadores (14,7%) e predadores (12,4%). Por fim, no tratamento de mistura entre os detritos, a representatividade dos grupos tróficos funcionais foram parcialmente similares a dos detritos de *M. chartacea*, onde os coletores-catadores (35%), coletores-filtradores

(26%) e predadores (18,3%) foram os GTF mais representativos, seguidos por raspadores (10,4%) e fragmentadores (10,3%). Os valores de abundância dos grupos tróficos funcionais não diferiram entre tipos de detritos, microbacias e a interação entre estes dois fatores (Fig. 6; Tabela 7).

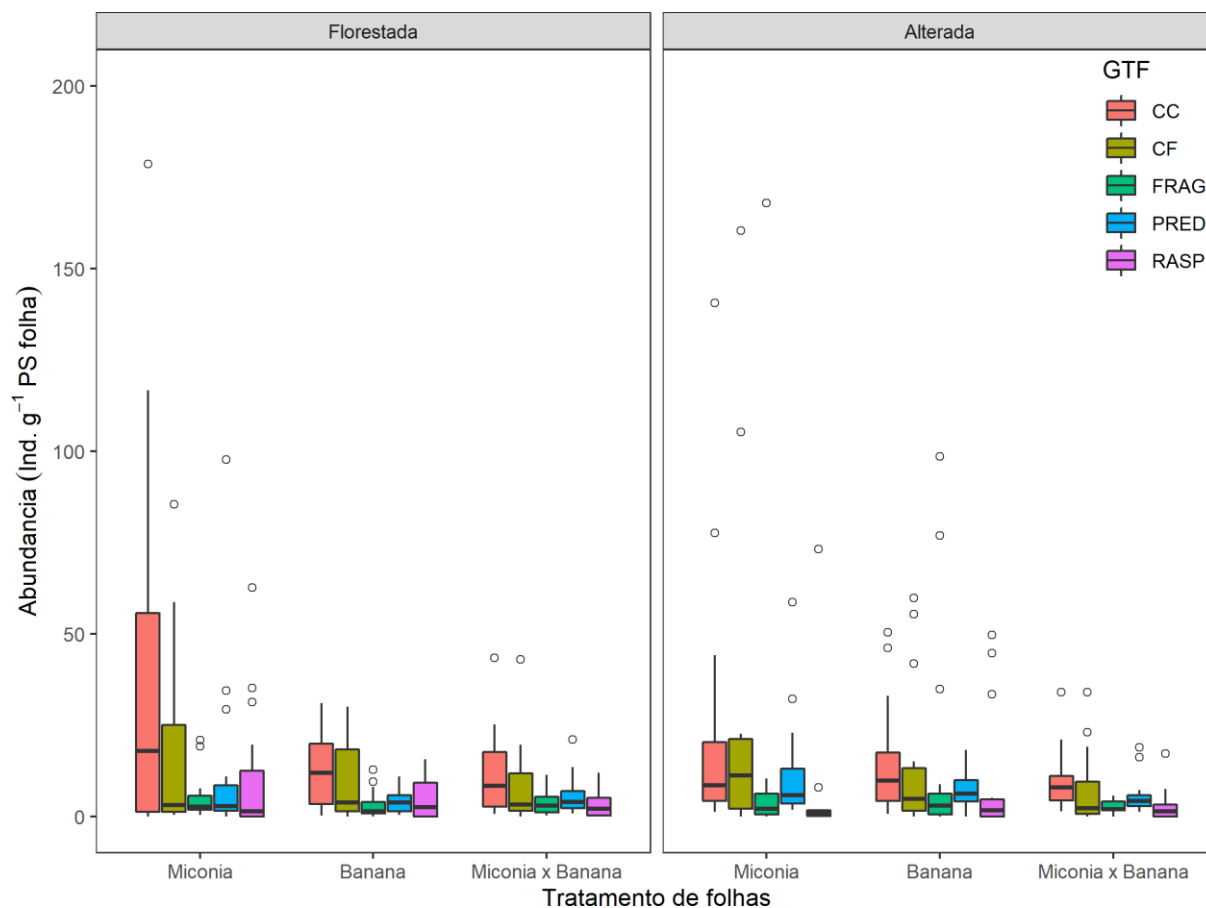


Fig. 6 Boxplot (mediana [intervalo interquartil = 1^o e 3^o quartis]; limites: mínimo e máximo) dos valores de abundância (indivíduos por peso seco de folha) de grupos tróficos funcionais das assembleias de macroinvertebrados associados a detritos de *Miconia chartacea* e *Musa* spp. incubados em tratamentos monoespecíficos e misturados em riachos localizados em microbacias florestadas e alteradas. GTF: grupos tróficos funcionais; CC: coletor-catador; CF: coletor-filtrador; FRAG: fragmentador; PRED: predador; RASP: raspador.

Tabela 7 Resumo da ANOVA dos Modelos Lineares de Efeitos Mistos (LME) comparandoos valores de abundância (indivíduos por grama de folha) de grupos tróficos funcionais das assembleias de macroinvertebrados entre os tipos de detrito, microbacias e a interação entes dois fatores.

Fonte de variação	GL	X ²	p(X ²)
<u>Abundância</u>			
Coletor-Catador			
Microbacias	1	0.0129	0.9413 ^{ns}
Detritos	2	5.3301	0.1443 ^{ns}

Microbacias*Detritos	2	0.5283	0.9542 ^{ns}
Coletor-Filtrador			
Microbacias	1	0.1465	0.7019 ^{ns}
Detritos	2	1.7942	0.4077 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	1.3406	0.5116 ^{ns}
Predador			
Microbacias	1	2.5307	0.1116 ^{ns}
Detritos	2	3.2687	0.1951 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	2.0855	0.3525 ^{ns}
Fragmentador			
Microbacias	1	2.1764	0.1401 ^{ns}
Detritos	2	3.1245	0.2097 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	3.2770	0.1943 ^{ns}
Raspador			
Microbacias	1	1.0600	0.3032 ^{ns}
Detritos	2	3.5516	0.1694 ^{ns}
Microbacias*Detritos	2	1.8398	0.3986 ^{ns}

^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade; GL = graus de liberdade; χ^2 = valor qui-quadrado calculado; $p(\chi^2)$ = probabilidade do qui-quadrado calculado.

4. DISCUSSÃO

Os efeitos do uso do solo por atividades agrícolas nos riachos florestados influenciaram apenas a composição taxonômica das assembleias de macroinvertebrados associados aos detritos foliares. No entanto, os detritos das folhas de bananeira, por apresentarem características contrastantes com os detritos das espécies nativas que ocorrem nas zonas ripárias dos riachos de Mata Atlântica, afetaram as taxas de decomposição de *M. chartacea*. Os detritos de *M. chartacea*, que no tratamento monoespecífico decompueram mais rapidamente que os detritos de bananeira, apresentaram taxas de decomposição mais lentas no tratamento com a mistura das duas espécies.

A decomposição de detritos foliares é um processo complexo e que tem efeito de diversos fatores atuando em conjunto, como química da água, vazão, abrasão física, qualidade dos detritos e atividade de organismos detritívoros (Webster & Benfield, 1986; Ferreira et al., 2016; Zhang et al., 2019; Doretto et al., 2020). No entanto, nossos resultados sugerem que as características físicas e químicas dos detritos foliares demonstraram ser determinantes para o processo de decomposição (Zhang et al., 2019). O efeito negativo esperado das microbacias alteradas sobre o processo de decomposição e qualidade da água dos riachos pode ter sido mitigado

devido a presença da vegetação ripária nos riachos estudados. Mesmo que os riachos estejam inseridos em uma paisagem impactada, a presença da vegetação ripária pode ter atuado como zona tampão (Souza et al., 2013; Stutter et al., 2021). Essa ação de tamponamento oferecido pela vegetação ripária pode ter influenciado na similaridade entre os valores das variáveis limnológicas coletadas nos riachos, principalmente de variáveis relevantes para o processo de decomposição, como temperatura da água, pH, velocidade da água e teor de oxigênio dissolvido (Salinas et al., 2011; Boyero et al., 2016; Ferreira et al., 2016; Gomes et al., 2018; Abril et al., 2021), e consequentemente ter amenizado o efeito das microbacias alteradas sobre o processo de decomposição.

As características físicas e químicas contrastantes entre os detritos foram determinantes para o processo de decomposição. Os valores ligeiramente maiores dos teores de fibras e lignina encontrados nos detritos nativos provavelmente não foram suficientes para afetar o processo de decomposição, visto que, diversos estudos demonstram que os detritos de *M. chartacea* são palatáveis e, muitas vezes, preferidos por invertebrados detritívoros (Casotti et al., 2015, 2019; Kiffer et al., 2018). Possivelmente, as baixas taxas de decomposição dos detritos foliares de bananeira não foram diretamente influenciadas pelas concentrações de fibras, mas sim pela estrutura morfológica das folhas de bananeira, que apresentam espessas camadas de cera epicuticular (Lacerda et al., 2008; Sampangi-Ramaiah et al., 2016; Charumanee et al., 2017), altas concentrações de flavonóides (Yingyuen et al., 2020; Sarma et al., 2021) e uma organização complexa das fibras, hemicelulose e celulose (Jayaprabha et al., 2011; Manimaran et al., 2020; Prabhakar et al., 2022). Estas características podem atuar como barreiras que dificultam a colonização microbiana e a atividade dos macroinvertebrados fragmentadores.

A maior palatabilidade dos detritos de *M. chartacea*, que apresentaram menores razões C:N e maiores razões N:P que os detritos foliares de bananeira, pode ter contribuído para as diferenças observadas nas taxas de decomposição dos detritos estudados (Roberts et al., 2016; Gonçalves et al., 2017). Normalmente, as taxas de decomposição são correlacionadas positivamente com os padrões estequiométricos encontrados no detrito nativo do nosso estudo (König et al., 2014; Roberts et al., 2016; Kiffer et al., 2018). Detritos com maior qualidade nutricional apresentam maior palatabilidade e atratividade para os detritívoros e são mais colonizados por microrganismos (Güsewell & Gessner, 2009; Jones & Swan, 2016). Consequentemente, estes detritos tendem a apresentar maiores taxas de

decomposição (Jinggut & Yule, 2015; Casotti et al., 2019).

As folhas de *M. chartacea* decompueram entre 50-70% a mais do que as folhas de bananeira tanto no tratamento monoespecífico como na mistura. Esses resultados certamente estão associados à dificuldade dos organismos detritívoros em consumir detritos mais rígidos (Graça, 2001; Li et al., 2009; Harrop-Archibald et al., 2016; Kiffer et al., 2018; Rezende et al., 2018; Sena et al., 2020). Detritos com altos valores de tenacidade e teores de compostos estruturais são menos consumidos por macroinvertebrados fragmentadores devido à fragilidade de seu aparato bucal (Graça et al., 2001; Going & Dudley, 2008). Essas características também atenuam o papel dos microrganismos no aumento da palatabilidade foliar durante o condicionamento, atuando como barreira física (Gessner & Chauvet, 1994; Danger et al., 2012; Foucreau et al., 2013; Rezende et al., 2018) e, conseqüentemente, influenciam as taxas de consumo dos macroinvertebrados fragmentadores e de decomposição (Gessner & Chauvet, 1994; Harrop-Archibald et al., 2016; Casotti et al., 2019).

A mistura dos detritos estudados gerou um efeito significativo no processo de decomposição. A presença das folhas de bananeira retardou em 32% as taxas de decomposição da *M. chartacea*, indicando um efeito não aditivo (Swan & Palmer, 2006a; Swan et al., 2008, 2009). Em contrapartida, não foi observado efeito da mistura na abundância e riqueza dos fragmentadores e demais macroinvertebrados. No entanto, o efeito oferecido pelos detritos foliares de bananeira pode ter afetado a atividade dos fragmentadores (Kaneko & Salamanca, 1999; Vos et al., 2011). A grande maioria das larvas de *Stenochironomus* spp. (Diptera: Chironomidae; macroinvertebrado fragmentador) associados as folhas de bananeira apresentaram desgaste do aparato bucal, provavelmente causado pela maior dureza destes detritos e dificultou o consumo dos mesmos por estas larvas fragmentadoras. Esse mesmo padrão foi observado nas larvas encontradas no tratamento de mistura (observação pessoal; Apêndice 4). Baseado nesses resultados, sugere-se que a atividade de outros macroinvertebrados fragmentadores possa também ter sido influenciada negativamente pela qualidade e características das folhas da bananeira e isso conseqüentemente tenha afetado as taxas de consumo e decomposição da *M. chartacea* no tratamento de mistura (Swan & Palmer, 2006a, 2006b; Swan et al., 2009; Kiffer et al., 2018).

A presença da vegetação ripária nos riachos demonstrou ser importante para manutenção da diversidade aquática. Provavelmente a zona de amortecimento

oferecida pela vegetação ripária nos riachos atuou reduzindo os impactos causados pelo desmatamento das microbacias sobre a abundância, riqueza de macroinvertebrados (Castro et al., 2018; Dala-Corte et al., 2020) e grupos tróficos funcionais (Marques et al., 2021). No entanto, alguns gêneros dos macroinvertebrados aquáticos mais sensíveis à alterações na qualidade ambiental e da água, como os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Oliveira & Callisto, 2010; Carter et al., 2017) apresentaram menor representatividade ou não ocorreram nos riachos localizados em microbacias com vegetação alterada (Siegloch et al., 2017). Essa menor representatividade (ver Apêndice 3) pode ter sido uma resposta à possíveis carregamentos pontuais de sedimentos, pesticidas e demais poluentes provenientes das microbacias alteradas e cultivos associados (Corbi et al., 2013; Castro et al., 2016; Mathers et al., 2017; Akamagwuna et al., 2019; Cornejo et al., 2019; Akamagwuna & Odume, 2020). Em contrapartida, táxons resistentes à alterações ambientais como Ostracoda e famílias e gêneros de Odonata e Coleoptera (Brito et al., 2020; Fierro et al., 2020), foram representativos e mais abundantes. Essa filtragem e substituição dos táxons sensíveis por tolerantes e resistentes podem ter influenciado nas diferentes composições das assembleias entre os graus de preservação das microbacias (Ligeiro et al., 2013). Esses padrões podem ter sido observados devido às características dos invertebrados aquáticos como bioindicadores de qualidade ambiental (Oliveira & Callisto, 2010; Carter et al., 2017), que permitem a sua sobrevivência e desenvolvimento em ambientes aquáticos com diferentes níveis de preservação (Kleine et al., 2011; Corbi et al., 2013; Ligeiro et al., 2013; Hepp et al., 2016).

Concluindo, os resultados deste estudo contribuem com novas evidências sobre os efeitos negativos de alterações do uso do solo em áreas ripárias sobre a estrutura biológica e o funcionamento de riachos tropicais. As consequências do desmatamento de florestas nativas e a presença de espécies exóticas afetou os ambientes aquáticos de maneiras distintas: as assembleias de macroinvertebrados responderam às condições das microbacias, enquanto o processo de decomposição foi alterado pela presença dos detritos foliares de bananeira. Tendo em vista as crescentes plantações de cultivos agrícolas próximas a ambientes aquáticos, em especial de bananicultura, os riachos estão sujeitos à baixas taxas de decomposição, maior entrada de detritos foliares com baixa qualidade nutricional, perda da qualidade da água e limitações no desempenho das funções ecológicas pela fauna associada.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abril, M., M. Menéndez, & V. Ferreira, 2021. Decomposition of leaf litter mixtures in streams: effects of component litter species and current velocity. *Aquatic Sciences Springer International Publishing* 83: 1–14.

Akamagwuna, F. C., P. K. Mensah, C. F. Nnadozie, & O. N. Odume, 2019. Evaluating the responses of taxa in the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 1–15.

Akamagwuna, F. C., & O. N. Odume, 2020. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) functional feeding group responses to fine grain sediment stress in a river in the Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment* 192: 1–11.

Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. De Moraes Gonçalves, & G. Sparovek, 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

Baptista, D. F., D. F. Buss, L. G. Dias, J. L. Nessimian, E. R. Da Silva, A. H. A. De Moraes Neto, S. N. De Carvalho, M. A. De Oliveira, & L. R. Andrade, 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: Ultrastructure of mouthparts. *International Journal of Limnology* 42: 87–96.

Barlocher, F., & M. A. S. Graça, 2020. Total Phenolics In Barlocher, F., M. O. Gessner, & M. A. S. Graça (eds), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Cham: 157–161.

Bates, D., M. Mächler, B. M. Bolker, & S. C. Walker, 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48.

Boyero, L., L. A. Barmuta, L. Ratnarajah, K. Schmidt, & R. G. Pearson, 2012. Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: A tropical-temperate

comparison. *Freshwater Science* 31: 296–303.

Boyero, L., R. G. Pearson, C. Hui, M. O. Gessner, J. Pérez, M. A. Alexandrou, M. A. S. Graça, B. J. Cardinale, R. J. Albariño, M. Arunachalam, L. A. Barmuta, A. J. Boulton, A. Bruder, M. Callisto, E. Chauvet, R. G. Death, D. Dudgeon, A. C. Encalada, V. Ferreira, R. Figueroa, A. S. Flecker, J. F. Gonçalves, J. Helson, T. Iwata, T. Jingtut, J. Mathooko, C. Mathuriau, C. M'Erumba, M. S. Moretti, C. M. Pringle, A. Ramírez, L. Ratnarajah, J. Rincon, & C. M. Yule, 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: A global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 1–10.

Boyero, L., J. Pérez, N. López-Rojo, A. M. Tonin, F. Correa-Araneda, R. G. Pearson, J. Bosch, R. J. Albariño, S. Anbalagan, L. A. Barmuta, L. Beesley, F. J. Burdon, A. Caliman, M. Callisto, I. C. Campbell, B. J. Cardinale, J. Jesús Casas, A. M. Chará-Serna, S. Ciapała, E. Chauvet, C. Colón-Gaud, A. Cornejo, A. M. Davis, M. Degebrot, E. S. Dias, M. E. Díaz, M. M. Douglas, A. Elosegi, A. C. Encalada, E. De Eyto, R. Figueroa, A. S. Flecker, T. Fleituch, A. Frainer, J. S. França, E. A. García, G. García, P. García, M. O. Gessner, P. S. Giller, J. E. Gómez, S. Gómez, J. F. Gonçalves, M. A. S. Graça, R. O. Hall, N. Hamada, L. U. Hepp, C. Hui, D. Imazawa, T. Iwata, E. S. A. Junior, S. Kariuki, A. Landeira-Dabarca, M. Leal, K. Lehosmaa, C. M'Erumba, R. Marchant, R. T. Martins, F. O. Masele, M. Camden, B. G. McKie, A. O. Medeiros, J. A. Middleton, T. Muotka, J. N. Negishi, J. Pozo, A. Ramírez, R. S. Rezende, J. S. Richardson, J. Rincón, J. Rubio-Ríos, C. Serrano, A. R. Shaffer, F. Sheldon, C. M. Swan, N. S. D. Tenkiano, S. D. Tiegs, J. R. Tolod, M. Vernasky, A. Watson, M. J. Yegon, & C. M. Yule, 2021. Latitude dictates plant diversity effects on instream decomposition. *Science Advances* 7: 1–8.

Brito, J. G., F. O. Roque, R. T. Martins, J. L. Nessimian, V. C. Oliveira, R. M. Hughes, F. R. de Paula, S. F. B. Ferraz, & N. Hamada, 2020. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation Elsevier* 241: 108263.

Brosed, M., S. Lamothe, & E. Chauvet, 2016. Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia Springer International Publishing* 773: 87–102.

Bruder, A., M. H. Schindler, M. S. Moretti, & M. O. Gessner, 2014. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: The effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology* 59: 438–449.

Carazo-Rojas, E., G. Pérez-Rojas, M. Pérez-Villanueva, C. Chinchilla-Soto, J. S. Chinpamplillo, P. Aguilar-Mora, M. Alpízar-Marín, M. Masís-Mora, C. E. Rodríguez-Rodríguez, & Z. Vryzas, 2018. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. *Environmental Pollution* 241: 800–809.

Carter, J. L., V. H. Resh, & M. J. Hannaford, 2017. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality In Lambert, G., & F. Hauer (eds), *Methods in Stream Ecology: Third Edition*. Elsevier Inc., London: 293–318.

Carvalho, F. P., 2006. Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy* 9: 685–692.

Casotti, C. G., W. P. Kiffer, L. C. Costa, P. Barbosa, & M. S. Moretti, 2019. The longer the conditioning, the better the quality? The effects of leaf conditioning time on aquatic hyphomycetes and performance of shredders in a tropical stream. *Aquatic Ecology* 53: 163–178.

Casotti, C. G., W. P. Kiffer, L. C. Costa, J. V. Rangel, L. C. Casagrande, & M. S. Moretti, 2015. Assessing the importance of riparian zones conservation for leafdecomposition in streams. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 13: 178–182.

Castillo, L. E., E. Martínez, C. Ruepert, C. Savage, M. Gilek, M. Pinnock, & E. Solis, 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment* 367: 418–432.

Castro-Díez, P., & Á. Alonso, 2017. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: A review for the Iberian Peninsula. *Limnetica* 36: 525–541.

Castro, D. M. P., D. R. De Carvalho, P. D. S. Pompeu, M. Z. Moreira, G. B. Nardoto, & M. Callisto, 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS ONE* 11: 1–19.

Castro, D. M. P., S. Dolédec, & M. Callisto, 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators Elsevier* 84: 573–582.

Charumane, S., S. Yotsawimonwat, P. Sirisa-Ard, & K. Pholsongkram, 2017. Characterization and chemical composition of epicuticular wax from banana leaves grown in Northern Thailand. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 39: 509–516.

Corbi, J. J., P. Kleine, & S. Trivinho-Strixino, 2013. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation?. *Ecological Indicators Elsevier Ltd* 25: 156–161.

Cornejo, A., J. Pérez, N. López-Rojo, A. M. Tonin, D. Rovira, B. Checa, N. Jaramillo, K. Correa, A. Villarreal, V. Villarreal, G. García, E. Pérez, T. A. Ríos González, Y. Aguirre, F. Correa-Araneda, & L. Boyero, 2020. Agriculture impairs stream ecosystem functioning in a tropical catchment. *Science of the Total Environment* 745:140950.

Cornejo, A., A. M. Tonin, B. Checa, A. R. Tuñon, D. Pérez, E. Coronado, S. González, T. Ríos, P. Macchi, F. Correa-Araneda, & L. Boyero, 2019. Effects of multiple stressors associated with agriculture on stream macroinvertebrate communities in a tropical catchment. *PLoS ONE* 14: 1–17.

Cummins, K. W., M. Wilzbach, B. Kolouch, & R. Merritt, 2022. Estimating Macroinvertebrate Biomass for Stream Ecosystem Assessments. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19: 1–16.

Dala-Corte, R. B., A. S. Melo, T. Siqueira, L. M. Bini, R. T. Martins, A. M. Cunico, A. M. Pes, A. L. B. Magalhães, B. S. Godoy, C. G. Leal, C. S. Monteiro-Júnior, C. Stenert, D. M. P. Castro, D. R. Macedo, D. P. Lima-Junior, É. A. Gubiani, F. C. Massariol, F. B. Teresa, F. G. Becker, F. N. Souza, F. Valente-Neto, F. L. Souza, F.

F. Salles, G. L. Bregião, J. G. Brito, J. R. S. Vitule, J. Simião-Ferreira, K. Dias-Silva, L. Albuquerque, L. Juen, L. Maltchik, L. Casatti, L. Montag, M. E. Rodrigues, M. Callisto, M. A. M. Nogueira, M. R. Santos, N. Hamada, P. A. Z. Pamplin, P. S. Pompeu, R. P. Leitão, R. Ruaro, R. Mariano, S. R. M. Couceiro, V. Abilhoa, V. C. Oliveira, Y. Shimano, Y. Moretto, Y. R. Suárez, & F. de O. Roque, 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* 57: 1391–1402.

Danger, M., J. Cornut, A. Elger, & E. Chauvet, 2012. Effects of burial on leaf litter quality, microbial conditioning and palatability to three shredder taxa. *Freshwater Biology* 57: 1017–1030.

Doretto, A., E. Piano, & C. E. Larson, 2020. The river continuum concept: Lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77: 1856–1864.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 2019. Base de dados dos produtos. Link: <http://www.cnpmf.embrapa.br/Base_de_Dados/index_arquivos.htm>.

Feio, M. J., G. F. Leite, R. S. Rezende, A. O. Medeiros, L. C. Cruz, J. A. Dahora, A. Calor, V. Neres-Lima, M. Silva-Araújo, M. Callisto, J. França, I. Martins, M. S. Moretti, J. V. Rangel, M. M. Petrucio, A. L. Lemes-Silva, R. T. Martins, K. Dias-Silva, G. P. Dantas, Y. Moretto, & J. F. Gonçalves, 2018. Macro-scale (biomes) differences in neotropical stream processes and community structure. *Global Ecology and Conservation* 16: e00498.

Ferreira, V., P. M. Raposeiro, A. Pereira, A. M. Cruz, A. C. Costa, M. A. S. Graça, & V. Gonçalves, 2016. Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwater Biology* 61: 783–799.

Fierro, P., M. Ferrú, & C. Lara, 2020. Effects of forest conversion on the aquatic Coleoptera assemblage in Mediterranean-climate streams. *Ecological Indicators Elsevier* 111: 106043.

Firmino, V. C., L. S. Brasil, R. T. Martins, R. Ligeiro, A. Tonin, J. F. G. Júnior, & L. Juen, 2021. Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. *Limnology Springer Singapore* 22: 289–297.

Flindt, M. R., A. I. Lillebø, & J. Pérez, 2020. Total Phosphorus, Nitrogen and Carbon in Leaf Litter In Bärlocher, F., M. O. Gessner, & M. A. S. Graça (eds), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer International Publishing, Cham: 91–105.

Fontana, L. E., C. Biasi, R. M. Restello, L. U. Hepp, & M. M. Petrucio, 2022. When and how much a non-native tree species changes the temporal patterns and biomass of litterfall input in subtropical streams. *Marine and Freshwater Research* 73: 931–939.

Foucreau, N., S. Puijalon, F. Hervant, & C. Piscart, 2013. Effect of leaf litter characteristics on leaf conditioning and on consumption by *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology* 58: 1672–1681.

Frainer, A., M. S. Moretti, W. Xu, & M. O. Gessner, 2015. No evidence for leaf-trait dissimilarity effects on litter decomposition, fungal decomposers, and nutrient dynamics. *Ecology* 96: 550–561.

Garner, G., I. A. Malcolm, J. P. Sadler, & D. M. Hannah, 2017. The role of riparian vegetation density, channel orientation and water velocity in determining river temperature dynamics. *Journal of Hydrology* 553: 471–485.

Gessner, M. O., 2020. Lignin and Cellulose In Bärlocher, F., M. O. Gessner, & M. A. S. Graça (eds), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Cham: 179–185.

Gessner, M. O., & E. Chauvet, 1994. Importance of Stream Microfungi in Controlling Breakdown Rates of Leaf Litter. *Ecological Society of America* 75: 1807–1817.

Gessner, M. O., & F. Peeters, 2020. Determining Temperature-Normalized

decomposition rates. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Cham.

Gessner, M. O., C. M. Swan, C. K. Dang, B. G. McKie, R. D. Bardgett, D. H. Wall, & S. Hättenschwiler, 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution Elsevier Ltd* 25: 372–380.

Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, & J. A. Foley, 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 16732–16737.

Going, B. M., & T. L. Dudley, 2008. Invasive riparian plant litter alters aquatic insect growth. *Biological Invasions* 10: 1041–1051.

Gomes, P. P., V. Ferreira, A. M. Tonin, A. O. Medeiros, & J. F. G. Júnior, 2018. Combined Effects of Dissolved Nutrients and Oxygen on Plant Litter Decomposition and Associated Fungal Communities. *Microbial Ecology* 75: 854–862.

Gonçalves, J. F., S. R. M. Couceiro, R. S. Rezende, R. T. Martins, B. M. P. Ottoni-Boldrini, C. M. Campos, J. O. Silva, & N. Hamada, 2017. Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 792: 195–207.

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

Graça, M. A. S., C. Cressa, M. O. Gessner, M. J. Feio, K. A. Callies, & C. Barrios, 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology* 46: 947–957.

Graça, M. A. S., V. Ferreira, C. Canhoto, A. C. Encalada, F. Guerrero-Bolaño, K. M. Wantzen, & L. Boyero, 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology* 100: 1–12.

Graça, M. A. S., & M. Zimmer, 2020. Physical Litter Properties: Leaf Toughness and Tensile Strength. *Methods to Study Litter Decomposition: A practical Guide*. Springer International Publishing, Cham.

Graeber, D., I. G. Boëchat, F. Encina-Montoya, C. Esse, J. Gelbrecht, G. Goyenola, B. Gücker, M. Heinz, B. Kronvang, M. Meerhoff, J. Nimptsch, M. T. Pusch, R. C. S. Silva, D. Von Schiller, & E. Zwirnmann, 2015. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific Reports Nature Publishing Group* 5: 1–8.

Güsewell, S., & M. O. Gessner, 2009. N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology* 23: 211–219.

Hamada, N., J. L. Nessimian, & R. B. Querino, 2014. *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA. Editora do INPA, Manaus.

Hamada, N., J. H. Thorp, & D. C. Rogers, 2018. *Keys to Neotropical Hexapoda: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*. Candice Janco, London.

Handa, I. T., R. Aerts, F. Berendse, M. P. Berg, A. Bruder, O. Butenschoen, E. Chauvet, M. O. Gessner, J. Jabiol, M. Makkonen, B. G. McKie, B. Malmqvist, E. T. H. M. Peeters, S. Scheu, B. Schmid, J. Van Ruijven, V. C. A. Vos, & S. Hättenschwiler, 2014. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature* 509: 218–221.

Harrop-Archibald, H., R. K. Didham, R. J. Standish, M. Tibbett, & R. J. Hobbs, 2016. Mechanisms linking fungal conditioning of leaf litter to detritivore feeding activity. *Soil Biology and Biochemistry Elsevier Ltd* 93: 119–130.

Hepp, L. U., F. M. Urbim, G. Tonello, R. C. Loureiro, T. L. Sausen, R. Fornel, & R. M. Restello, 2016. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28: e3.

Jayaprabha, J. S., M. Brahmakumar, & V. B. Manilal, 2011. Banana pseudostem

characterization and its fiber property evaluation on physical and bioextraction. *Journal of Natural Fibers* 8: 149–160.

Jinggut, T., & C. M. Yule, 2015. Leaf-litter breakdown in streams of East Malaysia (Borneo) along an altitudinal gradient: initial nitrogen content of litter limits shredder feeding. *Freshwater Science* 34: 691–701.

Jones, J. A., & C. M. Swan, 2016. Community composition and diversity of riparian forests regulate decomposition of leaf litter in stream ecosystems. *Restoration Ecology* 24: 230–234.

Jonsson, M., & B. Malmqvist, 2003. Mechanisms behind positive diversity effects on ecosystem functioning: Testing the facilitation and interference hypotheses. *Oecologia* 134: 554–559.

Kaneko, N., & E. F. Salamanca, 1999. Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak-pine stand in Japan. *Ecological Research* 14: 131–138.

Kiffer, W. P., F. Mendes, C. G. Casotti, L. C. Costa, & M. S. Moretti, 2018. Exotic *Eucalyptus* leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). *PLoS ONE* 13: 1–17.

Kleine, P., S. Trivinho-Strixino, & J. J. Corbi, 2011. Relationship between banana plant cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 344–352.

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

Lacerda, G. A., J. D. O. C. Silva, J. C. De Abreu, E. Alves, & L. V. Paiva, 2008. Características morfoanatômicas da epiderme foliar de plantas variantes e não variantes somaclonais de bananeiras (*Musa* sp. Colla cv. Prata-anã) cultivadas in vitro. *Acta Botanica Brasilica* 22: 85–90.

Laurance, W. F., J. Sayer, & K. G. Cassman, 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution Elsevier Ltd* 29: 107– 116.

Lecerf, A., G. Marie, J. S. Kominoski, C. J. Leroy, C. Bernadet, & C. M. Swan, 2011. Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. *Ecology* 92: 160–169.

Li, A. O. Y., L. C. Y. Ng, & D. Dudgeon, 2009. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. *Aquatic Sciences* 71: 80–93.

Ligeiro, R., R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. R. Macedo, K. R. Firmiano, W. R. Ferreira, D. Oliveira, A. S. Melo, & M. Callisto, 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.

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

Longo, M., & J. F. Blanco, 2014. Shredders are abundant and species-rich in tropical continental-island low-order streams: Gorgona Island, Tropical Eastern Pacific, Colombia Magnolia. *Revista de Biologia Tropical* 62: 85–105.

Lummer, D., S. Scheu, & O. Butenschoen, 2012. Connecting litter quality, microbial community and nitrogen transfer mechanisms in decomposing litter mixtures. *Oikos* 121: 1649–1655.

Manimaran, P., G. P. Pillai, V. Vignesh, & M. Prithviraj, 2020. Characterization of natural cellulosic fibers from Nendran Banana Peduncle plants. *International Journal of Biological Macromolecules Elsevier B.V.* 162: 1807–1815.

Marques, N. C. S., K. J. Jankowski, M. N. Macedo, L. Juen, A. Luiza-Andrade, & L.

A. Deegan, 2021. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia* Springer International Publishing 848: 3503–3520.

Mathers, K. L., S. P. Rice, & P. J. Wood, 2017. Temporal effects of enhanced fine sediment loading on macroinvertebrate community structure and functional traits. *Science of the Total Environment* Elsevier B.V. 599–600: 513–522.

Matthaei, C. D., J. J. Piggott, & C. R. Townsend, 2010. Multiple stressors in agricultural streams: Interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology* 47: 639–649.

Mendes, F., W. P. Kiffer, & M. S. Moretti, 2017. Structural and functional composition of invertebrate communities associated with leaf patches in forest streams: a comparison between mesohabitats and catchments. *Hydrobiologia* 800: 115–127.

Momm, H. G., L. M. W. Yasarer, R. L. Bingner, R. R. Wells, & R. A. Kuhnle, 2019. Evaluation of sediment load reduction by natural riparian vegetation in the Goodwin Creek watershed. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 62:1325–1342.

Moretti, M. S., R. D. Loyola, B. Becker, & M. Callisto, 2009. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 630: 199–206.

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

Oliveira, A., & M. Callisto, 2010. Macroinvertebrados bentônicos comobioindicadores de qualidade de água em um fragmento de Mata Atlântica. *Iheringia - Serie Zoologia* 100: 291–300.

Oliveira, A. L. H. de, & J. L. Nessimian, 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams,

southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 424–441.

Peralta-Maraver, I., R. Stubbington, S. Arnon, P. Kratina, S. Krause, V. de Mello Cionek, N. K. Leite, A. L. L. da Silva, S. M. Thomaz, M. Posselt, V. S. Milner, A. Momblanch, M. S. Moretti, R. L. B. Nóbrega, D. M. Perkins, M. M. Petrucio, I. Reche, V. Saito, H. Sarmiento, E. Strange, R. H. Taniwaki, J. White, G. H. Z. Alves, & A. L. Robertson, 2021. The riverine bioreactor: An integrative perspective on biological decomposition of organic matter across riverine habitats. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 772: 145494.

Prabhakar, C. G., K. Anand Babu, P. S. Kataraki, & S. Reddy, 2022. A review on natural fibers and mechanical properties of banyan and banana fibers composites. *Materials Today: Proceedings Elsevier Ltd* 54: 348–358.

Rezende, R. S., E. R. Cararo, J. P. Bernardi, V. Chimello, C. A. Lima-Rezende, D. Albeny-Simões, J. Dal Magro, & J. F. Gonçalves, 2021. Land cover affects the breakdown of *Pinus elliottii* needles litter by microorganisms in soil and stream systems of subtropical riparian zones. *Limnologica* 90: 1–8.

Rezende, R. S., G. F. M. Leite, K. Ramos, I. Torres, A. M. Tonin, & J. F. Gonçalves Júnior, 2018. Effects of litter size and quality on processing by decomposers in a tropical savannah stream. *Biotropica* 50: 578–585.

Rezende, R. S., A. M. Santos, C. Henke-Oliveira, & J. F. Gonçalves, 2014. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. *Zoologia* 31: 426–434.

Riascos-Flores, L., S. Bruneel, C. Van der Heyden, A. Deknock, W. Van Echelpoel, M. A. E. Forio, N. De Saeyer, W. Vanden Berghe, P. Spanoghe, R. Bermudez, L. Dominguez-Granda, & P. Goethals, 2021. Polluted paradise: Occurrence of pesticide residues within the urban coastal zones of Santa Cruz and Isabela (Galapagos, Ecuador). *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 763: 142956.

Roberts, M., A. M. Strauch, T. Wiegner, & R. A. MacKenzie, 2016. Leaf Litter Breakdown of Native and Exotic Tree Species in Two Hawaiian Streams that Differ in

Flow. Pacific Science 70: 209–222.

Rodríguez, J., A. Novoa, A. Cordero-Rivera, D. M. Richardson, & L. González, 2020. Biogeographical comparison of terrestrial invertebrates and trophic feeding guilds in the native and invasive ranges of *Carpobrotus edulis*. NeoBiota 56: 49–72.

Salinas, N., Y. Malhi, P. Meir, M. Silman, R. Roman Cuesta, J. Huaman, D. Salinas, V. Huaman, A. Gibaja, M. Mamani, & F. Farfan, 2011. The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: Results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. New Phytologist 189: 967–977.

Sampangi-Ramaiah, M. H., K. V. Ravishankar, S. K. Seetharamaiah, T. K. Roy, L. R. Hunashikatti, A. Rekha, & P. Shilpa, 2016. Barrier against water loss: Relationship between epicuticular wax composition, gene expression and leaf water retention capacity in banana. Functional Plant Biology 43: 492–501.

Santschi, F., I. Gounand, E. Harvey, & F. Altermatt, 2018. Leaf litter diversity and structure of microbial decomposer communities modulate litter decomposition in aquatic systems. Functional Ecology 32: 522–532.

Sarma, P. P., N. Gurumayum, A. K. Verma, & R. Devi, 2021. A pharmacological perspective of banana: Implications relating to therapeutic benefits and molecular docking. Food and Function Royal Society of Chemistry 12: 4749–4767.

Sena, G., J. Francisco Gonçalves Júnior, R. Tavares Martins, N. Hamada, & R. de Souza Rezende, 2020. Leaf litter quality drives the feeding by invertebrate shredders in tropical streams. Ecology and Evolution 10: 8563–8570.

Serpa, K. V., W. P. Kiffer, M. F. Borelli, M. A. Ferraz, & M. S. Moretti, 2020. Niche breadth of invertebrate shredders in tropical forest streams: which taxa have restricted habitat preferences?. Hydrobiologia 847: 1739–1752.

Siegloch, A. E., R. Schmitt, M. Spies, M. Petrucio, & M. I. M. Hernández, 2017. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators

in Brazilian subtropical streams. *Marine and Freshwater Research* 68: 519–527.

Siqueira, T., C. G. L. T. Lacerda, & V. S. Saito, 2015. How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities?. *Biotropica* 47: 509–516.

Souza, A. L. T. D., D. G. Fonseca, R. A. Libório, & M. O. Tanaka, 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 298: 12–18.

Stutter, M., F. B. Costa, & D. Ó hUallacháin, 2021. The interactions of site-specific factors on riparian buffer effectiveness across multiple pollutants: A review. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 798: 149238.

Swan, C. M., M. A. Gluth, & C. L. Horne, 2009. Leaf litter species evenness influences nonadditive breakdown in a headwater stream. *Ecology* 90: 1650–1658.

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

Swan, C. M., & M. A. Palmer, 2006a. Preferential feeding by an aquatic consumer mediates non-additive decomposition of speciose leaf litter. *Oecologia* 149: 107–114.

Swan, C. M., & M. A. Palmer, 2006b. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia* 147: 469–478.

Tamaris-Turizo, C. E., G. A. Pinilla-A, C. J. Guzmán-Soto, & C. E. Granados-Martínez, 2020. Assigning functional feeding groups to aquatic arthropods in a neotropical mountain river. *Aquatic Biology* 29: 45–57.

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

Vos, V. C. A., J. van Ruijven, M. P. Berg, E. T. H. M. Peeters, & F. Berendse, 2011. Macro-detritivore identity drives leaf litter diversity effects. *Oikos* 120: 1092–1098.

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

Yingyuen, P., S. Sukrong, & M. Phisalaphong, 2020. Isolation, separation and purification of rutin from Banana leaves (*Musa balbisiana*). *Industrial Crops and Products Elsevier* 149: 112307.

Zhang, C., S. Li, J. Qi, Z. Xing, & F. Meng, 2017. Assessing impacts of riparian buffer zones on sediment and nutrient loadings into streams at watershed scale using an integrated REMM-SWAT model. *Hydrological Processes* 31: 916–924.

Zhang, M., X. Cheng, Q. Geng, Z. Shi, Y. Luo, & X. Xu, 2019. Leaf litter traits predominantly control litter decomposition in streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1469–1486

6. APÊNDICES

Apêndice 1 Propriedades físicas e químicas da água e características dos oito riachos estudados; - = não detectado.

Região	Santa Leopoldina				Alfredo Chaves			
Microbacia	Florestada		Alterada		Florestada		Alterada	
Ponto	Riacho 1	Riacho 2	Riacho 3	Riacho 4	Riacho 5	Riacho 6	Riacho 7	Riacho 8
Caracterização do habitat								
Velocidade da água (m/s)	0.11 ± 0.01	0.17 ± 0.02	0.17 ± 0.04	0.18 ± 0.11	0.22 ± 0.06	0.20 ± 0.08	0.19 ± 0.02	0.28 ± 0.08
Largura (cm)	158.55 ± 6.72	186.00 ± 19.80	115.05 ± 28.21	122.15 ± 33.59	97.55 ± 4.74	125.05 ± 10.39	197.95 ± 2.76	231.30 ± 34.22
Profundidade (cm)	17.83 ± 1.87	24.55 ± 0.92	9.90 ± 6.08	14.95 ± 3.89	12.10 ± 3.82	14.40 ± 2.55	20.25 ± 0.92	22.80 ± 0.42
Cobertura do dossel (%)	61.14	65.29	64.34	58.31	59.66	63.50	64.23	59.71
Diversidade ripária (n)	42	42	49	55	45	51	-	46
Parâmetros físico-químicos								
Temperatura (°C)	19.72 ± 1.67	20.79 ± 0.86	21.05 ± 4.46	20.61 ± 6.36	21.00 ± 1.89	20.85 ± 1.00	22.58 ± 3.02	18.91 ± 1.41
pH	6.30 ± 0.65	5.77 ± 0.82	6.27 ± 0.57	6.47 ± 0.69	6.07 ± 0.09	6.24 ± 0.37	5.60 ± 0.33	5.85 ± 0.17
Potencial de oxirredução (mV)	155.00 ± 175.53	194.00 ± 79.20	215.00 ± 48.08	191.00 ± 4.24	206.00 ± 55.15	210.50 ± 81.32	232.00 ± 42.43	251.50 ± 38.89
Condutividade (mS/cm)	0.032 ± 0.00	0.030 ± 0.00	0.035 ± 0.01	0.028 ± 0.01	0.036 ± 0.00	0.028 ± 0.00	0.047 ± 0.00	0.040 ± 0.01
Turbidez (mg/L em SiO ₂)	0.80 ± 0.85	0.00 ± 0.00	19.70 ± 6.36	35.80 ± 19.52	11.85 ± 15.91	25.40 ± 5.66	24.70 ± 25.88	2.05 ± 2.90
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9.43 ± 1.63	9.39 ± 1.73	9.76 ± 1.51	10.28 ± 1.97	8.70 ± 0.57	9.11 ± 1.37	8.20 ± 0.60	10.29 ± 3.27
Oxigênio saturado (%)	102.45 ± 19.73	103.95 ± 23.12	106.85 ± 15.20	110.65 ± 16.48	100.25 ± 9.97	104.75 ± 17.61	96.85 ± 2.05	113.50 ± 33.23
Total de sólidos dissolvidos (g/L)	0.021 ± 0.00	0.020 ± 0.00	0.023 ± 0.01	0.018 ± 0.01	0.023 ± 0.00	0.018 ± 0.00	0.029 ± 0.00	0.026 ± 0.00
Coliformes totais (NMP/100ml)	121.00 ± 168.29	71.00 ± 97.58	801.00 ± 1129.96	160.00 ± 14.14	179.15 ± 241.62	975.00 ± 883.88	179.80 ± 240.70	55.90 ± 76.51
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)	1.80 ± 0.00	4.80 ± 4.24	1.80 ± 0.00	15.15 ± 8.27	14.00 ± 16.97	23.00 ± 15.56	803.40 ± 1126.56	7.40 ± 7.92
Nitrato (mg/L)	0.50 ± 0.57	0.50 ± 0.57	0.95 ± 0.64	1.15 ± 1.34	0.95 ± 0.35	0.90 ± 0.71	0.45 ± 0.07	0.65 ± 0.07
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	13.00 ± 0.00	13.00 ± 0.00	13.00 ± 0.00	8.05 ± 7.00	9.65 ± 4.74	6.30 ± 0.00	13.00 ± 0.00	13.00 ± 0.00
Dureza (mg/L CaCO ₃)	36.00 ± 33.94	38.00 ± 31.11	16.00 ± 5.66	14.00 ± 5.66	15.00 ± 4.24	16.00 ± 5.66	36.00 ± 8.49	24.00 ± 8.49
Classificação do substrato (%)								
Areia	16.00	20.00	29.20	30.40	31.00	25.00	60.00	21.00
Cascalho	1.00	7.60	5.60	2.00	0.00	1.00	30.00	5.00
Seixo	7.00	7.20	0.00	13.00	5.00	3.00	0.00	8.00

Pedra (< 25 cm)	14.00	31.00	38.80	11.00	14.00	2.00	0.00	8.00
Pedra (> 25 cm)	30.00	21.60	19.20	19.60	15.00	30.00	0.00	18.00
Musgos	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00
Banco de folhas	28.00	10.60	2.40	19.00	20.00	26.00	0.00	24.00
Madeira	4.00	2.00	0.00	3.00	10.00	10.00	0.00	8.00
Raiz	0.00	0.00	4.80	2.00	5.00	3.00	10.00	6.00

Apêndice 2 Taxas de decomposição ($k \pm DP$) dos detritos foliares de *M. chartacea* e *Musa* spp. Incubados em tratamentos monoespecíficos e misturados em riachos florestados localizados em microbacias florestadas e alteradas.

Microbacia	Riacho	Espécies	Espécies pareadas	k (dd^{-1})	DP	r^2
Florestada	1	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00106	0.00007	0.9724
		<i>Musa</i>	-	-0.00055	0.00002	0.9910
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00056	0.00010	0.8455
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00059	0.00005	0.9528
	2	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00131	0.00012	0.9482
		<i>Musa</i>	-	-0.00062	0.00003	0.9863
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00085	0.00007	0.9638
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00063	0.00001	0.9981
	5	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00050	0.00009	0.8408
		<i>Musa</i>	-	-0.00037	0.00002	0.9872
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00040	0.00002	0.9866
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00036	0.00005	0.8851
	6	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00151	0.00008	0.9882
		<i>Musa</i>	-	-0.00070	0.00017	0.7354
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00141	0.00013	0.9549
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00070	0.00014	0.8094
Alterada	3	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00097	0.00022	0.9088
		<i>Musa</i>	-	-0.00074	0.00015	0.8003
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00085	0.00029	0.6825
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00078	0.00017	0.7798
	4	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00063	0.00009	0.8858
		<i>Musa</i>	-	-0.00036	0.00004	0.9175
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00053	0.00005	0.9482
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00049	0.00002	0.9855
	7	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00101	0.00017	0.8515
		<i>Musa</i>	-	-0.00064	0.00006	0.9515
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00079	0.00023	0.6627
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00057	0.00004	0.9775
	8	<i>M. chartacea</i>	-	-0.00057	0.00002	0.9901
		<i>Musa</i>	-	-0.00052	0.00003	0.9805
		<i>M. chartacea</i>	<i>Musa</i>	-0.00058	0.00001	0.9980
		<i>Musa</i>	<i>M. chartacea</i>	-0.00051	0.00003	0.9800

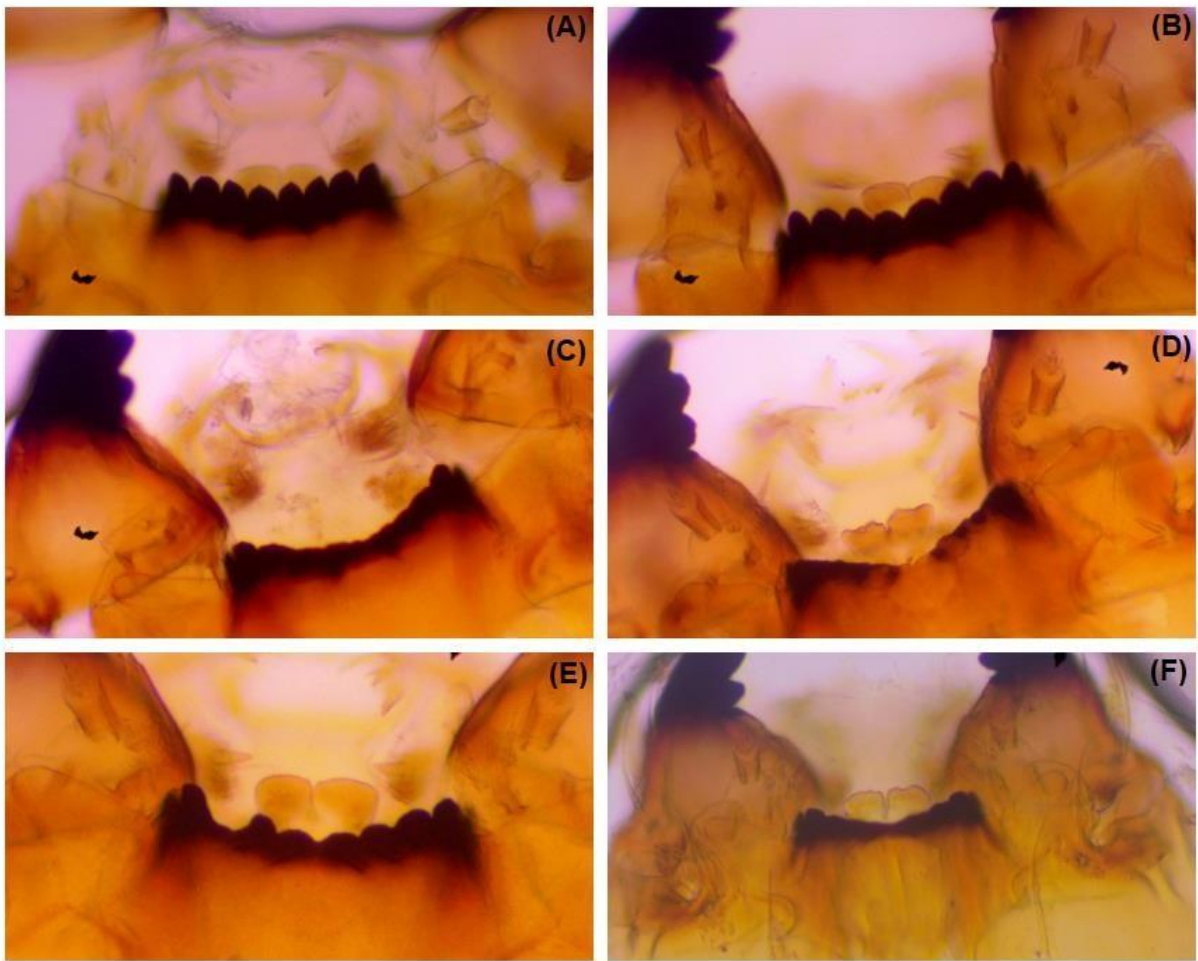
Apêndice 3 Abundância relativa (%) e grupos tróficos funcionais dos táxons de macroinvertebrados aquáticos encontrados associados a detritos foliares de *M. chartacea* (Miconia), *Musa* spp. (Banana) e mistura destas espécies (Mix) incubados em riachos florestados localizados em microbacias florestadas e alteradas. (-) = não detectado; GTF = grupo trófico funcional; CC = Colector-Catador; RASP = Raspador; CF = Colector-Filtrador; FRAG: Fragmentador; PRED = Predador; ad = adulto.

Taxa	GTF	Microbacia						
		Florestada			Alterada			
		<i>Miconia</i>	Banana	Mix	<i>Miconia</i>	Banana	Mix	
Clitellata	Oligochaeta	CC	2.01	2.69	1.57	2.05	1.60	3.23
	<i>Melanooides</i>	RASP	-	-	-	0.18	-	-
	Gastropoda	Ancylidae	RASP	-	0.15	-	0.04	-
<i>Diplodon</i>		CF	-	-	-	-	-	0.07
Crustacea	Ostracoda	CF	1.45	0.67	2.06	10.62	19.44	12.08
	Copepoda	CF	1.07	1.35	1.65	0.18	0.15	0.28
Trombidiformes	Hydrachnidae	PRED	0.88	1.05	1.49	1.87	0.15	0.21
Blattodea	Blaberidae	FRAG	-	0.07	-	-	-	-
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	CC/RASP	0.13	2.09	1.82	0.04	0.05	-
	<i>Hagenulopsis</i>	CC	5.72	6.58	5.28	0.09	0.19	0.14
	<i>Farrodes</i>	CC	-	0.07	0.08	-	-	-
	<i>Perissophlebiodes</i>	CC	0.19	0.67	0.58	-	-	0.14
	<i>Massartela</i>	CC	-	0.07	0.17	-	-	-
	<i>Miroculis</i>	CC	-	0.15	0.08	-	-	-
	Leptohyphidae	CC	1.07	0.82	2.06	-	0.05	0.28
	<i>Macunahyphes</i>	CC	-	-	-	-	0.53	0.07
	<i>Trichorythodes</i>	RASP	0.38	0.07	-	0.04	0.24	0.28
	<i>Leptohyphes</i>	RASP	0.19	0.90	1.16	-	-	-
	<i>Tricorythopsis</i>	RASP	7.30	5.39	2.89	-	-	0.07
	<i>Caenis</i>	CC	0.06	0.07	-	0.67	0.15	0.07

	Baetidae	CC/RASP	4.15	4.86	6.19	2.19	2.47	3.09
Plecoptera	Perlidae	PRED	0.06	-	-	-	-	-
	<i>Macrogynoplax</i>	PRED	-	0.15	0.08	-	-	-
	<i>Enderleina</i>	PRED	-	-	0.08	-	-	-
	<i>Anacroneuria</i>	PRED	0.13	0.22	0.41	-	0.10	-
	<i>Paragripopteryx</i>	FRAG	-	0.07	0.08	-	-	-
Odonata	Coenagrionidae	PRED	-	0.07	-	-	0.10	-
	<i>Acanthagrion</i>	PRED	-	-	-	0.09	-	-
	<i>Argia</i>	PRED	-	0.07	0.08	0.45	1.07	1.05
	<i>Hetaerina</i>	PRED	0.19	0.90	1.65	1.43	0.92	1.05
	Protoneuridae	PRED	-	1.20	1.73	0.04	-	-
	Cordulidae	PRED	-	-	-	0.04	0.10	0.07
	Libellulidae	PRED	0.19	0.22	0.33	0.13	-	-
	<i>Idiataphe</i>	PRED	-	0.07	0.17	0.71	0.53	0.77
	<i>Libellula</i>	PRED	-	-	-	-	0.05	-
	<i>Macrothemis</i>	PRED	-	-	-	-	0.29	0.14
	<i>Elasmothemis</i>	PRED	-	-	-	-	0.05	-
	<i>Orthemys</i>	PRED	-	-	-	-	0.19	-
	<i>Dythemis</i>	PRED	-	-	0.08	-	-	-
	<i>Dasythemis</i>	PRED	-	0.15	-	-	0.10	-
	<i>Elga</i>	PRED	-	-	-	-	-	0.28
	<i>Erythrodiplax</i>	PRED	0.25	0.37	0.17	0.04	-	-
	<i>Brechmorhoga</i>	PRED	-	0.15	-	-	-	-
	Megapodagrionidae	PRED	-	-	-	0.62	-	-
	<i>Heteragrion</i>	PRED	0.75	0.37	0.08	0.45	2.33	0.77
	<i>Oxystigma</i>	PRED	-	-	-	0.13	0.34	-
<i>Philogenia</i>	PRED	0.13	0.07	0.99	0.13	0.34	0.28	
Gomphidae	PRED	-	-	-	0.49	-	-	
<i>Epigomphus</i>	PRED	-	0.15	-	-	-	-	

	<i>Progomphus</i>	PRED	-	-	-	0.09	0.44	1.26
Hemiptera	<i>Pelocoris</i>	PRED	-	-	-	0.04	-	-
	<i>Rhagovelia</i>	PRED	-	-	0.41	-	-	-
	Mesoveliidae	PRED	0.13	-	-	-	-	-
	Hebridae	PRED	-	0.07	-	-	-	-
	Elmidae	RASP	0.31	0.15	0.08	0.04	-	-
Coleoptera	<i>Microcylloepus</i>	CC	2.45	2.39	2.56	9.10	4.56	9.55
	<i>Microcylloepus</i> (ad)	CC	-	-	-	1.65	-	-
	<i>Neoelmis</i>	RASP	0.06	2.17	1.32	-	-	0.21
	<i>Neoelmis</i> (ad)	RASP	0.06	0.30	-	0.22	-	-
	<i>Xenelmis</i>	CC/RASP	-	0.07	-	-	-	-
	<i>Heterelmis</i>	CC/RASP/FRAG	3.71	5.09	5.53	9.37	13.04	7.51
	<i>Heterelmis</i> (ad)	RASP	0.13	0.45	-	0.27	1.36	3.37
	Scirtidae	CC	0.06	-	-	-	0.05	-
	Dytiscidae	PRED	0.06	-	-	-	-	-
	Gyrinidae	PRED	-	-	-	-	0.15	-
Trichoptera	<i>Phylloicus</i>	FRAG	0.50	0.75	1.49	2.54	2.62	1.69
	Polycentropodidae	CF	-	0.45	0.25	-	-	-
	<i>Polycentropus</i>	CF	0.13	-	0.17	0.31	0.78	1.26
	<i>Nyctiophylax</i>	CF	-	0.15	-	-	-	-
	<i>Cyrnellus</i>	CF	0.06	0.22	0.41	1.43	0.53	1.69
	Philopotamidae	CF	-	0.07	-	-	-	-
	<i>Chimarra</i>	CF	0.06	-	-	-	0.10	-
	<i>Triplectides</i>	FRAG	1.19	0.37	1.40	-	-	-
	<i>Nectopsyche</i>	FRAG/CF	0.06	-	-	0.04	-	-
	<i>Oecetis</i>	FRAG	1.32	0.60	0.91	0.09	0.05	0.07
	Anomalopsychidae	RASP	-	-	0.50	0.04	-	-
	Hydroptilidae	RASP/CC	0.13	0.15	0.25	0.80	0.05	0.07
	<i>Neotrichia</i>	RASP	-	-	-	0.18	-	-

	<i>Macronema</i>	CF	0.31	0.30	0.41	-	0.05	-
	<i>Hydropsyche</i>	CF	-	-	0.08	-	-	-
	<i>Smicridea</i>	CF/FRAG	-	0.07	-	12.93	5.91	9.76
	<i>Marilia</i>	FRAG	0.06	0.07	-	-	-	-
	<i>Helycopsyche</i>	PRED	0.06	-	-	-	-	-
	Ceratopogonidae	PRED	4.84	0.15	0.33	1.25	0.44	0.77
	Tanytarsini	CF	20.31	25.65	24.83	18.51	22.54	15.38
	Chironominae	CC	20.63	2.62	2.23	1.92	0.39	2.53
	Orthoclaadiinae	CC	6.67	14.51	10.31	4.50	4.85	8.01
	Tanypodinae	PRED	7.74	6.43	8.83	9.01	7.37	8.57
Diptera	<i>Stenochironomus</i>	FRAG	1.26	2.84	3.05	1.65	2.42	3.09
	Empididae	PRED	0.75	0.15	0.99	0.27	0.34	0.28
	Tipulidae	PRED	0.13	1.35	0.41	-	-	-
	Simuliidae	CF	0.31	0.30	0.25	0.40	0.15	0.42
	Culicidae	CF	0.06	-	-	-	-	-
	Tabanidae	PRED	0.06	0.07	-	-	-	-
Turbellaria	Dugesiidae	PRED	0.06	-	-	0.58	0.34	-



Apêndice 4 Mento das larvas de *Stenochironomus* spp. encontradas associadas às folhas de *M. chartacea* (A e B), bananeira (C e D) e mistura das duas espécies (E e F), evidenciando o desgaste das estrutura nas larvas encontradas associadas às folhas de bananeira.