



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

**Monalisa da Silva Araújo**

**Decomposição foliar e produção secundária como indicadores  
funcionais em um gradiente de impacto de cobertura do solo ripário  
em rios tropicais**

Rio de Janeiro

2015

Monalisa da Silva Araújo

**Decomposição foliar e produção secundária como indicadores funcionais em um gradiente de impacto de cobertura do solo ripário em rios tropicais**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Eugenia Zandonà

Coorientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S662 Araújo, Monalisa da Siva.  
Decomposição foliar e produção secundária como indicadores funcionais em um gradiente de impacto de cobertura do solo ripário em rios tropicais / Monalisa da Silva Araújo.- 2015.  
81 f. : il.

Orientador: Eugenia Zandonà.  
Coorientador: Timothy Peter Moulton  
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ecologia aquática - Teses.2. Ecologia dos rios - Teses. 3. Desmatamento - Teses.4. Mata ciliar - Teses. I. Zandonà, Eugenia. II. Moulton, Timothy Peter. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 574.5

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Monalisa da Silva Araújo

**Decomposição foliar e produção secundária como indicadores funcionais em um gradiente de impacto de cobertura do solo ripário em rios tropicais**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 12 de março de 2015.

Orientadores:

Prof.<sup>a</sup> Dra. Eugenia Zandonà

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Bruno Rosado

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

---

Prof. Dr. Roberto de Moraes Lima Silveira

Universidade Federal do Mato Grosso

---

Prof. Dr. André Tavares Corrêa Dias

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2015

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao universo (Deus), por me proporcionar alegria e conhecimento sempre crescentes.

Agradeço ao programa de pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro pelo curso de qualidade.

Agradeço ao projeto “Ciências sem fronteiras”, que foi financiadora da pesquisa, ao INEA e ICMBio pela concessão licenças de pesquisa.

Agradeço aos meus orientadores, Eugenia Zandonà (Departamento de Ecologia - UERJ) e Timothy Peter Moulton (Departamento de Ecologia - UERJ), pelo pleno apoio ao desenvolvimento deste projeto, pelo incentivo e pela confiança em mim depositada.

Agradeço a todos os profissionais da Reserva Ecológica Guapiaçú (REGUA) pela hospitalidade, o auxílio, bem como por continuarem desenvolvendo um projeto tão incrível.

Agradeço à colega e amiga Flavia Tromboni por todo o apoio técnico e grande amizade que foram imprescindíveis às minhas conquistas.

Agradeço ao meu melhor amigo, esposo e colega Eduardo F. da Silva Junior, por cada segundo que passamos juntos, compartilhando momentos, palavras, pensamentos e delírios sobre ciência, universo e tudo mais, pelo amor, carinho e compreensão nos momentos mais necessários.

Agradeço ao amigo colega e revisor Vinicius Neres de Lima pelo grande apoio estatístico e técnico e pela revisão do texto e sugestões imprescindíveis.

Agradeço às estagiárias Bruna Suelen, Tamara Magalhães e Beatriz Ferreira, e à colega de mestrado Christine Lourenço Amorim pela solidariedade no campo, pela ajuda e companhia na triagem das amostras, e pelas conversas agradáveis e inspiradoras.

Agradeço aos colegas e amigos: Joanna Etchebeste, Cláudia Machado, Priscila Cunha, Tom Heatherly, Rafael Feijó, Lilith Lima e Anna Aguiar pelas dicas e companhia.

Agradeço à minha família, Cleide da Silva Araújo, Severino Araújo Filho, Canídia e Everton, Nilda , Rômulo e Rosimere, aos meus sobrinhos Matteus,

Brendha e Nicolly e à minha sogra querida Leocádia Bonfim pelo amor, pelo suporte e por sempre acreditarem em mim e em minhas escolhas.

Agradeço aos amigos Jéssica, Elicélia, Gilvania e Luciana Marufuji pela amizade, pelas conversas, discussões e por estar do meu lado, me ajudando nas dúvidas e incertezas.

Agradeço à banca por sua paciência e por aceitarem contribuir para o meu crescimento intelectual e profissional.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que, direta ou indiretamente, me auxiliaram na realização deste trabalho.

Muito obrigada!

## RESUMO

ARAÚJO, Monalisa da Silva. *Decomposição foliar e produção secundária como indicadores funcionais em um gradiente de impacto de cobertura do solo ripário em rios tropicais*. 2015. 81f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Atualmente a maior ameaça à integridade de ecossistemas aquáticos reside nas ações antrópicas, que através de alterações na cobertura vegetal ripária, atingem todos os compartimentos dos sistemas lóticos, alterando a estrutura física, química e biológica do rio e os padrões de ligação entre ecossistemas terrestres e aquáticos. A importância dos macroinvertebrados fragmentadores ainda não é bem conhecida nos trópicos. Eles podem contribuir para a decomposição de folhas em córregos, que é um processo fundamental para o fluxo de energia em rios de pequeno porte. Os processos de decomposição e produção secundária de macroinvertebrados aquáticos nos ecossistemas lóticos são intimamente relacionados com o aporte da vegetação terrestre, e podem ser sensíveis às alterações na cobertura vegetal ripária. Os objetivos desse estudo foram avaliar: (a) quais mudanças o desmatamento pode causar nos parâmetros físicos e químicos de rios; (b) os efeitos do desmatamento sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados às folhas, (c) nos processos ecossistêmicos, como decomposição foliar e produção secundária, e (d) a associação entre produção secundária de fragmentadores e decomposição foliar. O estudo foi realizado em 27 locais distribuídos em quatro córregos (7-8 locais por rio) de segunda-terceira ordem e que apresentavam um gradiente de desmatamento. Para estimar a taxa de decomposição, cinco pacotes de folha foram imersos em cada um dos pontos. Um pacote de folha foi retirado de cada ponto após 2, 7, 15 e 28 dias de imersão. O quinto pacote de folha foi retirado no 37º dia de imersão para as estimativas de produção secundária, biodiversidade e a diversidade funcional de insetos aquáticos. As concentrações de amônio aumentaram e a riqueza de espécies de insetos aquáticos e de EPTs (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) dos pacotes de folhas diminuíram com o aumento do desmatamento. As taxas de decomposição diminuíram com o aumento do desmatamento. Os dados sugerem que a perda de vegetação ripária pela conversão em agropecuária teve impacto em parâmetros químicos e bióticos, tanto na estrutura da comunidade de macroinvertebrados quanto no funcionamento do ecossistema. Concluímos que a restauração e preservação da mata ripária deve ser um foco central das estratégias de gestão de ecossistemas lóticos para assegurar que os processos ecossistêmicos e a estrutura das comunidades em bacias hidrográficas estejam agindo como provedores dos serviços ambientais esperados.

Palavras-chave: Bioindicadores. Impacto. Vegetação ripária. Desmatamento.

Processos ecossistêmicos. Macroinvertebrados.

## ABSTRACT

ARAÚJO, Monalisa da Silva. *Leaf decomposition and secondary production how functional indicators in gradient of riparian land cover impact in tropical streams*. 2015. 81f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Currently the biggest threat to the integrity of aquatic ecosystems lies in human actions, which through changes in riparian vegetation, reach all compartments of river systems by changing the physical structure, chemical and biological river and connecting patterns between terrestrial ecosystems and water. Macroinvertebrate shredders importance is not well known in the tropics. They can contribute to leaf decomposition in streams, which is a fundamental process for energy flow in small rivers. Leaf decomposition and aquatic macroinvertebrates secondary production processes in stream ecosystems are closely related to the contribution of terrestrial vegetation, and may be sensitive to changes in riparian vegetation. The objectives of this study were to assess: (a) what changes deforestation can cause the physical and chemical parameters of rivers; (B) the effects of deforestation on benthic macroinvertebrate community structure associated with leaves, (c) the effects of deforestation in ecosystem processes such as leaf decomposition and secondary production, and (d) the association between shredders secondary production and leaf decomposition. The study was conducted in 27 sites distributed in four streams (7-8 sites per river) from second to third order that had deforestation gradient. To estimate decomposition rates five leaf packs were immersed in each of the points. A leaf pack was removed from each after 2, 7, 15 and 28 days of immersion. The fifth leaf pack was removed on the 37th day of immersion to estimates of secondary production, biodiversity and functional diversity of aquatic insects. The ammonium concentrations increased and species richness of aquatic insects and EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) of leaf packs decreased with increase of deforestation. The decomposition rates decreased with increasing deforestation. The data suggest that the loss of riparian vegetation in the agricultural conversion impacted chemical and biotic parameters in both macroinvertebrate community structure and the functioning of the ecosystem. We conclude that the restoration and preservation of riparian vegetation must be a central focus of stream ecosystems management strategies to ensure that ecosystem processes and community structure in river basins are acting as providers of the expected environmental services.

Keywords: Bioindicators. Impact. Riparian land cover. Deforestation. Ecosystem processes. Macroinvertebrates.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da área de estudo e cobertura do solo da Bacia hidrográfica de Guapiaçu-Macacu, RJ e imagem de satélite.....	26
Figura 2 - Imagem de satélite dos rios estudados na Bacia do Rio Guapiaçu. <i>Buffer</i> de 30 m de largura marcado nos rios com o software GIS. (Continua).....	28
Figura 2 - Imagem de satélite dos rios estudados na Bacia do Rio Guapiaçu. <i>Buffer</i> de 30 m de largura marcado nos rios com o software GIS. (Conclusão) .....	29
Figura 3 - Fotos dos pontos florestados. ....	30
Figura 4 - Fotos dos pontos perturbados .....	31
Figura 5 - Fotos dos pontos com porcentagem intermediária de cobertura do solo. .	32
Figura 6 - Pacotes de folhas frescas sendo fixado no leito do rio para o experimento de decomposição. ....	34
Figura 7 - Pacotes de folhas utilizados no experimento (7º dia do experimento). ....	35
Figura 8 - Pacotes de folhas utilizados no experimento (28º dia do experimento). ...	36
Figura 9 - Macroinvertebrados dos pacotes de folhas encontrados no experimento de decomposição. ....	38
Figura 10 - Relação dos parâmetros físicos e químicos com o desmatamento. ....	43
Figura 11 - Relação dos parâmetros da estrutura da comunidade de macroinvertebrados com o desmatamento. ....	47
Figura 12 - Relação dos parâmetros da estrutura da comunidade de macroinvertebrados com o desmatamento. ....	48
Figura 13 - Relação da biomassa da comunidade, de fragmentadores e de EPTs com o desmatamento. ....	49
Figura 14 - Relação dos processos ecossistêmicos com o desmatamento. ....	51
Figura 15 - Taxas de decomposição em relação à produção secundária, abundância e biomassa de macroinvertebrados. ....	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Variáveis físicas e químicas dos pontos amostrais. ....	41
Tabela 2 - Porcentagem de desmatamento e variáveis de estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados às folhas.....	45
Tabela 3 - Desmatamento, porcentagem remanescente de massa foliar e taxas de decomposição ( $-k, d^{-1}$ ) e produção secundária instantânea (PSI, $mg\ pack^{-1}\ d^{-1}$ ) total, de fragmentadores e de EPTs nos pontos amostrais.....	50

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	12
1.1	<b>Impactos antrópicos</b> .....	12
1.2	<b>Conservação e restauração de rios</b> .....	13
1.3	<b>Decomposição foliar e produção secundária de invertebrados</b> .....	14
1.4	<b>Estrutura de comunidade e funcionamento do ecossistema no contexto de monitoramento e avaliação de impactos ambientais</b> ...	17
2	<b>DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM UM GRADIENTE DE IMPACTO DA COBERTURA DO SOLO RIPÁRIO EM RIOS TROPICAIS</b> .....	21
2.1	<b>Introdução</b> .....	21
2.2	<b>Materiais e métodos</b> .....	25
2.2.1	<u>Área de estudo</u> .....	25
2.2.2	<u>Caracterização do uso do solo e dos parâmetros ambientais</u> .....	27
2.2.3	<u>Taxas de decomposição</u> .....	32
2.2.4	<u>Fauna dos pacotes de folhas</u> .....	36
2.2.5	<u>Análises Estatísticas</u> .....	38
2.3	<b>Resultados</b> .....	39
2.3.1	<u>Efeitos do desmatamento sobre os parâmetros físicos e químicos dos rios</u> .....	40
2.3.2	<u>Efeitos do desmatamento sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos</u> .....	44
2.3.3	<u>Efeitos do desmatamento nos processos ecossistêmicos</u> .....	49
2.3.4	<u>Relações da produção secundária instantânea, biomassa e densidade com decomposição</u> .....	52
2.4	<b>Discussão</b> .....	54
2.4.1	<u>Efeitos do desmatamento sobre os parâmetros físicos e químicos dos rios</u> .....	54
2.4.2	<u>Efeitos do desmatamento sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos</u> .....	55

2.4.3	<u>Efeitos do desmatamento nos processos ecossistêmicos.....</u>	57
2.4.4	<u>Relações entre processos ecossistêmicos.....</u>	60
2.4.5	<u>Efeitos da estrutura da comunidade sobre os processos ecossistêmicos.....</u>	61
2.4.6	<u>Os processos escolhidos são bons indicadores de impacto?.....</u>	62
2.4.7	<u>Qual é o parâmetro mais sensível à perturbação: a diversidade da comunidade bentônica ou o funcionamento do ecossistema?.....</u>	63
	<b>CONCLUSÃO.....</b>	65
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	67
	<b>APÊNDICE A - Táxons encontrados nos rios da bacia Guapiaçu e seus grupos funcionais tróficos.....</b>	80

## INTRODUÇÃO GERAL

### 1 INTRODUÇÃO

#### 1.1 Impactos antrópicos

Ecossistemas de rios e córregos (riachos) desempenham um papel importante no fornecimento de serviços ambientais à sociedade através do fornecimento de água limpa e alimentos, processamento de esgotos e uso recreativo e cultural (COVICH *et al.*, 2004). Os rios e córregos são impactados por muitos estressores antropogênicos, em virtude de serem ambientes que integram elementos da paisagem circundante. Ecossistemas lóticos são especialmente susceptíveis a perturbações antropogênicas e estão entre os ecossistemas mais comprometidos do planeta em termos de taxas de extinção de espécies e declínio no fornecimento de serviços ecossistêmicos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; RASMUSSEN *et al.*, 2012; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010).

Estima-se que até 99% da energia que flui em pequenos córregos em áreas de cabeceira tem sua origem nas florestas circundantes (GONÇALVES JR. *et al.*, 2006). Dessa forma, as alterações na cobertura do solo e a perda da vegetação ripária pela conversão para agropecuária podem causar mudanças em quase todos os compartimentos dos ecossistemas lóticos. A remoção da mata ciliar deve alterar: o aporte e estoque de material alóctone (WALLACE; EGGERT, 2009); a química da água (HURYN *et al.*, 2002); a morfologia do canal (SWEENEY *et al.*, 2004); a estrutura das comunidades aquáticas (DANGER; ROBSON, 2004); os processos ecossistêmicos, como por exemplo, produção primária (QUINN, J. M. *et al.*, 1997; YOUNG; HURYN, 1999), produção secundária (SHIEH; WARD; KONDRATIEFF, 2003) e decomposição (ENCALADA *et al.*, 2010; HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006; HLADYZ *et al.*, 2010; RASMUSSEN *et al.*, 2012). Com isso, perturbações na paisagem do entorno do rio podem ser transmitidas através de seus componentes e afetar os fluxos de energia, dinâmica de nutrientes e teias alimentares (HALL; WALLACE; EGGERT, 2000).

## 1.2 Conservação e restauração de rios

O número de projetos de restauração que visam reverter os impactos negativos de atividades agropecuárias e urbanização em córregos aumentou consideravelmente na última década, com bilhões de dólares gastos anualmente no mundo para restabelecer áreas de vegetação ripária nativa assim como a morfologia do canal (WAHL; NEILS; HOOPER, 2013). A forte pressão sobre os ecossistemas de água doce tem sido reconhecida em diversos países por políticos e gestores e resultou em políticas como a lei da água limpa dos Estados Unidos e do quadro de diretivas da água na Europa, que visam proteger os recursos de águas continentais e melhorar o uso ecologicamente sustentável da água (SANDIN; SOLIMINI, 2009). As estratégias de conservação e restauração de córregos geralmente se concentram em recuperar e preservar a mata ciliar (HASSETT *et al.*, 2005) existente em diferentes escalas, muitas vezes sem estudos prévios que sirvam para apontar, por exemplo, a escala de restauração adequada. Essas práticas beneficiam os ecossistemas em questão, porém elas podem não ser suficientes para restaurar as condições dos rios em bacias hidrográficas fortemente influenciadas por perturbações antropogênicas (e.g. uso intensivo do solo) (WAHL; NEILS; HOOPER, 2013).

A Mata Atlântica é considerada um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta (MYERS *et al.*, 2000; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010) e sofreu um padrão de desmatamento que resultou em uma paisagem intensamente fragmentada (~7,5% da cobertura vegetal original) (MYERS *et al.*, 2000). A legislação Brasileira prevê que faixas de vegetação ripária devem ser preservadas sob o título de Áreas de Preservação Permanentes (APP) e atualmente muita discussão na área da política sobre a importância e tamanho adequado destas áreas tem sido feita, no entanto poucos estudos sobre o tema podem dar suporte aos argumentos (BARLING; MOORE, 1994; ENCALADA *et al.*, 2010; LECERF *et al.*, 2005; LOWRANCE *et al.*, 1997; WENGER, 1999). Essa deficiência de estudos é ainda pior em relação a estudos ecossistêmicos nos trópicos e, conseqüentemente, existem poucos dados sobre a importância da mata ciliar sobre os aspectos funcionais de rios tropicais (KRATZER *et al.*, 2006; SPONSELLER; BENFIELD, 2001). Assim estudos

abordando a influência do uso e cobertura do solo sobre as comunidades biológicas e processos ecossistêmicos (ENCALADA *et al.*, 2010; SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001) em diversas escalas geográficas são de extrema importância para a elaboração de políticas de conservação para os rios deste bioma.

### 1.3 Decomposição foliar e produção secundária de invertebrados

O processo de decomposição foliar tem sido proposto como uma medida útil de funcionamento de ecossistemas lóticos (FEIO *et al.*, 2010; HLADYZ *et al.*, 2010; PISCART *et al.*, 2009; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011), especialmente em córregos florestados de baixa ordem, devido à grande importância do material alóctone como recurso basal (GESSNER; CHAUVET, 2002; WEBSTER; BENFIELD, 1986; WHILES; WALLACE, 1997; WOODWARD; SPEIRS; HILDREW, 2005; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008). Em ambientes aquáticos, o processo de decomposição é parcialmente controlado por fatores físicos (e.g. abrasão e fragmentação), mas a maior parte da perda de massa foliar se deve às atividades complementares de uma grande variedade de organismos (fungos, bactérias e invertebrados aquáticos) (PISCART *et al.*, 2011).

A temperatura parece ter um forte efeito no processamento microbiano da matéria orgânica e exerce menor influência nos invertebrados que se alimentam de folhas (WEBSTER; BENFIELD, 1986). Devido a altas temperaturas nos trópicos, entende-se que deve haver diferenças entre as taxas de decomposição de ambientes temperados e tropicais. Em ambientes temperados (e alguns rios tropicais), as folhas são mais nutritivas e as concentrações de nutrientes dissolvidos na água são altas (GRAÇA *et al.* 2015). Isso propicia a colonização das folhas por microorganismos que tornam as folhas mais palatáveis para os macroinvertebrados. Por outro lado em alguns rios tropicais, o ambiente é oligotrófico e as folhas são pouco nutritivas (GRAÇA *et al.* 2015). Então a colonização por microrganismo pode ser baixa e as folhas permanecem pouco palatáveis para os macroinvertebrados. Mudanças na vegetação ripária podem alterar a temperatura da água, o aporte de folhas e nutrientes para o córrego, levando a efeitos indiretos nas taxas de decomposição (WHILES; WALLACE, 1997).

Vários estudos recentes têm encontrado relações entre o processo de decomposição e alguns tipos de estresse ambiental (e.g. alterações no uso do solo, poluição, entrada de nutrientes, distúrbios hidrológicos, etc.), ou seja, este processo ecossistêmico pode ser um bom indicador de impacto ambiental antropogênico (FLEITUCH, 2013; GONÇALVES JR. *et al.*, 2006; MOSS, 2002; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; WANTZEN; WAGNER, 2006; WOODWARD *et al.*, 2012). Contudo a utilidade do processo de decomposição como ferramenta para avaliação de impactos ainda é discutida, visto que alguns trabalhos não detectaram diferenças nas taxas de decomposição entre ambientes naturalmente preservados e de agricultura (DANGER; ROBSON, 2004; HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006; HLADYZ *et al.*, 2010; PÉREZ *et al.*, 2013). Este tipo de resposta da decomposição tem sido atribuído ao fato que mudanças no uso do solo podem alterar simultaneamente fatores que agem de forma antagônicas nas taxas de decomposição (ARISTI *et al.*, 2012; HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006; HLADYZ *et al.*, 2010; PÉREZ *et al.*, 2011).

Em riachos, os recursos alóctones e invertebrados bentônicos estão intimamente ligados, através do uso das folhas como alimento e substrato (ANDERSON; SEDELL, 1979; CUMMINS *et al.*, 1989; DOBSON; HILDREW, 1992; RICHARDSON, 1991; WALLACE *et al.*, 1999). Fungos e macroinvertebrados fragmentadores convertem uma parte importante de detritos vegetais para CO<sub>2</sub>, matéria orgânica dissolvida, partículas de matéria orgânica fina (FPOM) e biomassa viva, assim desempenhando um papel importante na dinâmica trófica de córregos, principalmente em regiões de cabeceira de córregos de áreas temperadas (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; PISCART *et al.*, 2009). No entanto, pouco se sabe sobre a importância absoluta e relativa dos diferentes tipos de decompositores e fragmentadores nos trópicos (BOYERO *et al.*, 2009; GONÇALVES JR. *et al.*, 2012; MOULTON *et al.*, 2010; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014).

Outro processo ecossistêmico importante, a produção secundária de macroinvertebrados aquáticos pode ser definida como a formação de biomassa heterotrófica e está relacionada ao fluxo de energia no ecossistema (BENKE; WALLACE, 1997; BENKE, 1993, 2010; HALL; WALLACE; EGGERT, 2000; HURYN; WALLACE, 2000). A produção de secundária é uma medida funcional da dinâmica populacional que fornece discernimento sobre processos individuais, populacionais,

e no nível de ecossistema (CARLISLE; CLEMENTS, 2003). A produção secundária por grupos funcionais foi indicada como melhor indicador ecológico de impactos de mudanças na cobertura do solo do que medidas de densidade e biomassa de macroinvertebrados (SHIEH; WARD; KONDRATIEFF, 2003), e tem sido empregada na detecção de impactos antrópicos (ROSENBERG; RESH, 1993). Estimativas de produção secundária para comunidades bentônicas representam a combinação de biomassa, taxas de crescimento somática, reprodução e tempo de reposição (*turnover*) das populações (MORIN, 1997), dessa forma, a estrutura das comunidades pode ser melhor caracterizada em termos de produtividade, em vez de densidade e biomassa (BENKE, 1993, 2010).

A produção em um determinado nível trófico limita a produtividade de níveis tróficos superiores, enquanto simultaneamente pode controlar a produção e crescimento dos seus recursos alimentares. Os detalhes deste processo interativo são mal compreendidos para a maioria das comunidades de invertebrados aquáticos (JACOBSEN *et al.*, 2008; MORIN; DUMONT, 1994; POLIS, 1994). Contudo, trabalhar com poucas espécies de cada vez, poderia ser um equívoco, assim que a determinação da produção de uma comunidade inteira, mesmo demandando mais tempo e esforço, fornece estimativas completas e se faz necessária para o completo entendimento desse processo (BENKE, 1993). Embora seja mais abordada no contexto de fluxo de energia, a produção secundária mostra-se uma ferramenta versátil, podendo ser empregada em diferentes tipos de investigações, por exemplo, no uso de recursos alimentares (e.g. uso de folhas por fragmentadores), na relação predador-presa, nos efeitos de espécies não-nativas, nos efeitos de alterações do uso do solo e etc. (BENKE, 1993, 2010). No entanto, é evidente que este processo é um importante determinante da produtividade do ecossistema em geral (HUNTER; PRICE, 1992). Assim a análise da produção secundária fornece uma visão sobre a rede trófica (BENKE, 1993; HALL; WALLACE; EGGERT, 2000), unindo estrutura de comunidades e funcionamento de ecossistemas. Contudo, apesar do grande potencial do emprego da produção secundária em estudos ambientais, existem poucos estudos sobre a produção secundária nos trópicos (AGUIAR, 2012; DUDGEON; CHEUNG; MANTEL, 2010; DUDGEON, 1995, 1996a, b, 1997, 1999). Os estudos de produção secundária de toda a comunidade de macroinvertebrados são ainda mais raros (RAMÍREZ; PRINGLE, 1998). A aplicação da produção secundária utilizando a comunidade em estudos de impacto antropogênico também

é escassa (BUFFAGNI; COMIN, 2000; CARLISLE; CLEMENTS, 2003, 2005; LUGTHART; WALLACE; HURYN, 1990; WHILES; WALLACE, 1995) e, apenas recentemente um trabalho foi publicado sobre produção secundária de macroinvertebrados e impacto antropogênico em riachos tropicais no bioma Cerrado (AGUIAR *et al.*, 2015), mas nenhum no bioma Mata Atlântica.

Em rios tropicais, onde a presença de larvas em vários estágios de desenvolvimento durante todo o ano é frequente, a aplicabilidade das metodologias de coorte de produção secundária não pode ser utilizada (JACOBSEN *et al.*, 2008). Alguns autores incentivam o uso de modelos baseados em medidas de biomassa e temperatura para a estimativa de produção (JACOBSEN *et al.*, 2008; MORIN; DUMONT, 1994; MORIN, 1997). Embora tais modelos não substituam as metodologias padrão (medidas mais precisas), a acurácia do modelo empírico pode aumentar se a produção é feita para toda a comunidade ou grupo, por exemplo, para os fragmentadores (grupo funcional de alimentação). Então, eles podem fornecer estimativas comparativas da produção secundária dentro de habitats específicos (BENKE; HURYN, 2007). Portanto, a partir de medidas obtidas através de tamanho corporal e temperatura, é possível o emprego de modelos que constituem uma alternativa para pesquisas de produção secundária de comunidades de macroinvertebrados tropicais (JACOBSEN *et al.*, 2008) e que, adicionalmente, permitem seu uso como processo bioindicador de impactos em ecossistemas nos trópicos.

#### **1.4 Estrutura de comunidade e funcionamento do ecossistema no contexto de monitoramento e avaliação de impactos ambientais**

O monitoramento e avaliação de impactos ambientais em rios geralmente são feitos com base em variáveis ligadas a estrutura das comunidades (e.g. composição das comunidades, diversidade, etc.), seguindo a ortodoxia que apresenta a biodiversidade como mais sensível a alterações ambientais do que os processos ecológicos (e.g. decomposição foliar, produção secundária, metabolismo, ciclagem de nutrientes, etc.) (BAPTISTA *et al.*, 2006). Outros autores ressaltam a importância dos processos ecossistêmicos em estudos de impacto (MOULTON; MAGALHÃES,

2003; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011), visto que deve existir certo grau de redundância de espécies nas comunidades (FEIO *et al.*, 2010; GESSNER; CHAUVET, 2002; WOODWARD, 2009). Por outro lado, ainda é uma grande questão em ecologia definir como se dá a relação entre as propriedades estruturais da comunidade e os processos ecológicos que ligam estes componentes, sendo difícil prever as consequências de alterações de um aspecto sobre o outro.

Recentemente tem sido amplamente demonstrado que alterações nos processos podem ocorrer sem alterações na estrutura da comunidade ou vice-versa (DANGLES; MALMQVIST, 2004; ENCALADA *et al.*, 2010; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; WOODWARD, 2009). Assim, o uso direto de medidas estruturais como *proxy* de aspectos funcionais pode conduzir a conclusões errôneas a respeito da integridade do sistema estudado. Portanto, medidas simultâneas de parâmetros estruturais e processos ecossistêmicos são necessários para uma avaliação mais completa da resposta do ecossistema aos estressores antropogênicos (BUNN; DAVIES, 2000; GESSNER; CHAUVET, 2002; RIIPINEN *et al.*, 2010; SANDIN; SOLIMINI, 2009; WOODWARD *et al.*, 2012; YOUNG; COLLIER, 2009).

Processos ecossistêmicos são controlados pela integração de muitas variáveis estruturais através do tempo (e.g. químicas, físicas e biológicas). Portanto, seu potencial para detectar impactos ambientais é grande (GESSNER; CHAUVET, 2002; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008). O uso de processos ecossistêmicos como indicadores funcionais tem a vantagem de não ser restrito a um determinado grupo de espécies, permitindo comparações entre diferentes áreas biogeográficas (BUNN; DAVIES, 2000), e não sendo necessários especialistas em taxonomia. No entanto, respostas de indicadores funcionais da integridade do ecossistema podem levar a dificuldades na interpretação dos dados, principalmente em ambientes de múltiplas perturbações (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009), sendo crucial, o conhecimento detalhado sobre os mecanismos do estresse ambiental. A escala de mudanças no uso e cobertura do solo também deve ter uma importante consideração. Por exemplo, processos de decomposição têm respondido a mudanças no uso do solo em 1 Km de largura de corredor ripário, mas não na escala de bacia hidrográfica (SPONSELLER; BENFIELD, 2001). Isso pode estar relacionado ao fato que mudanças no uso do solo próximo ao corredor ripário afetam

a estrutura da vegetação riparia mais fortemente do que impactos distantes (FERNANDES; AGUIAR; FERREIRA, 2011).

No contexto do monitoramento ambiental existem outras considerações importantes como custo e esforço amostral necessários. Bons indicadores de impacto devem ser econômicos para medir, fornecer resultados facilmente interpretáveis, relatar escalas e metas de gestão apropriadas e serem cientificamente embasados (NORRIS; HAWKINS, 2000; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008). Além disso, o parâmetro deve ter uma relação previsível com o aumento da perturbação antrópica para ser aplicado em escala ampla (OLIVEIRA *et al.*, 2011). O estudo de processos é tradicionalmente considerado caro e complicado quando comparado à análise de componentes estruturais. Contudo o monitoramento de alguns organismos envolvidos em uma função de interesse (e.g. fungos e bactérias) pode demandar muito tempo e ter um alto custo, e muitas vezes medir processos ecossistêmicos apresenta-se como uma alternativa mais viável. Além disso, muitos protocolos para análises de processos podem ser feitos de maneira extremamente barata e integrada ao estudo de comunidades biológicas (e.g. Aquaripária) (TONIN *et al.*, 2014). Em conclusão, medidas de processos ecossistêmicos podem ser indicadores promissores de integridade de ecossistemas lóticos aliados às medidas de estrutura da comunidade.

A análise de processos ecossistêmicos (decomposição foliar e produção secundária) pode, na maioria das vezes, ser feita com um único conjunto de amostras. Por exemplo, em um estudo de decomposição podemos estudar o decaimento de massa foliar e a composição da comunidade (GESSNER; CHAUVET, 2002; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011) e adicionalmente, a produção secundária da comunidade associada às folhas. Dessa maneira, esta abordagem leva a medidas da estrutura de comunidades e de dois processos ecossistêmicos integrados no espaço e no tempo, com baixo custo adicional comparado ao estudo de apenas um dos aspectos. Além disso, o estudo da produção secundária aliada às taxas de decaimento foliar pode ser útil na investigação dos mecanismos (consumo ou bioturbação) de interação entre organismos fragmentadores e processo de decomposição. Portanto, o uso da produção secundária unido ao processo de decomposição foliar tem um grande potencial como ferramenta para o monitoramento ecológico em ecossistemas lóticos (MOULTON; MAGALHÃES, 2003).

Assim este trabalho estuda a importância da mata ciliar em 4 rios de Mata Atlântica da bacia do rio Guapiaçú, na estrutura da comunidade e nos processos ecossistêmicos (i.e. decomposição foliar e produção secundária de macroinvertebrados). A cobertura do solo foi avaliada como um gradiente de perturbação do desmatamento utilizando imagens satélites e avaliação visual *in situ*. Tais processos geram importantes serviços ecossistêmicos, por exemplo, o processamento da matéria orgânica e sua conversão em CO<sub>2</sub>, bem como crescimento e reprodução de insetos aquáticos que filtram a água, ajudam no processamento foliar, e são utilizados como indicadores de qualidade ambiental e da água. Este estudo tem o objetivo de fornecer respaldo científico para a avaliação estrutural e funcional de ecossistemas de rios. Acreditando que este trabalho possa ter relevância para a sociedade, no geral, e principalmente para os tomadores de decisão. Apesar de processos ecossistêmicos serem de grande importância na avaliação da integridade ambiental, eles ainda não foram incorporados às leis e diretrizes ambientais do Brasil.

Considerados os importantes conceitos tratados acima sobre impactos de cobertura do solo em riachos tropicais e as ferramentas para avaliar estes impactos, como estudos de processos ecossistêmicos (e.g. decomposição foliar e produção secundária) e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados, a sessão seguinte apresenta o estudo conduzido para esta dissertação.

## 2 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM UM GRADIENTE DE IMPACTO DA COBERTURA DO SOLO RIPÁRIO EM RIOS TROPICAIS

### 2.1 Introdução

Ecosistemas lóticos são considerados um dos mais ameaçados ecossistemas da terra (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; RASMUSSEN *et al.*, 2012), sendo altamente vulneráveis a impactos humanos, especialmente aqueles relacionados a alterações do uso e cobertura do solo e agricultura intensiva (GILLER *et al.*, 2004; MALMQVIST; RUNDLE, 2002; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010). Os ecossistemas aquáticos estão sujeitos a uma ampla gama de estressores devido às mudanças no uso do solo, tais como enriquecimento nutricional, perda de habitat (GILLER, 2005; RASMUSSEN *et al.*, 2012), mudanças no aporte de matéria orgânica e suprimento de luz (SNYDER *et al.*, 2003). Na costa Atlântica Brasileira, os rios de cabeceira, que podem representar mais de 95% do total das bacias hidrográficas, e têm sido historicamente menos afetados por atividades humanas, assim eles atuam como reservatórios da biodiversidade (POZO *et al.*, 2011; STRAYER *et al.*, 2006; WALLACE; EGGERT, 2009). Os rios de cabeceira são fundamentais para a manutenção de processos em nível de ecossistema, tais como decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, que são extremamente importantes para manter a integridade do rio à jusante. No entanto, desde o final do século passado a população humana e o uso per capita de recursos têm aumentado dramaticamente (IPCC, 2007; VITOUSEK, 1994). Consequentemente houve um aumento na alteração do uso da terra e remoção de vegetação ciliar em áreas de nascentes, especialmente nos países tropicais em desenvolvimento (FOLEY *et al.*, 2005; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010). Nos trópicos, o conhecimento sobre a importância da mata ciliar para os ecossistemas de rios ainda está em estágio inicial de desenvolvimento, principalmente, no contexto de como essas perturbações podem afetar os processos ecossistêmicos (MOULTON; MAGALHÃES, 2003; WOODWARD *et al.*, 2012).

Riachos são fortemente ligados a sua vegetação, a qual controla diretamente o metabolismo aquático, seja pelo sombreamento ou pelo aporte de matéria alóctone (WALLACE *et al.*, 1999), influenciando fortemente a energia e o material que flui para áreas à jusante. A vegetação ripária age ainda como um tampão (*buffer*) absorvendo nutrientes, que poderiam causar eutrofização do riacho, e poluentes advindos das áreas circundantes e também funcionam com uma barreira que retém a entrada de sedimentos que poderiam causar assoreamento do leito do rio (SWEENEY *et al.*, 2004). Dessa forma, alterações do uso da terra na zona ripária interrompem a ligação dos ambientes aquático-terrestres tendo consequências para a biodiversidade aquática bem como para processos ecossistêmicos (LEPORI; PALM; MALMQVIST, 2005; SNYDER *et al.*, 2003; SWEENEY *et al.*, 2004). No entanto, as informações subsidiárias sobre a importância da extensão da vegetação ripária para manter a saúde de rios são escassas, assim como sobre a forma como mudanças no uso do solo afetam riachos de cabeceira. Há uma variedade de processos ecossistêmicos que podem ser utilizados como indicadores de saúde de ecossistemas lóticos, incluindo a ciclagem de nutrientes (GÜCKER; BRAUNS; PUSCH, 2006; SOBOTA *et al.*, 2012), o metabolismo do ecossistema (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999; GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008), a produção secundária (BUFFAGNI; COMIN, 2000; GÜCKER *et al.*, 2011), a decomposição foliar (SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008), exportação de partículas finas de matéria orgânica (WALLACE; GRUBAUGH; WHILES, 1996), a retenção de matéria orgânica (QUINN, J. M.; PHILLIPS; PARKYN, 2007), etc.

A taxa de decomposição foliar tem sido apontada como um indicador promissor de impactos em riachos de cabeceira. A degradação do material foliar representa uma resposta integrada a processos físicos (abrasão e lixiviação), degradação microbiana, atividade alimentar e bioturbação de invertebrados (WEBSTER; BENFIELD, 1986), além de responder a uma série de estressores físicos e químicos (PASCOAL *et al.*, 2003; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014). As taxas de decomposição foliar são especialmente adequadas para ser usadas como indicador funcional de saúde em riachos florestados. Esse processo desempenha um papel crítico no recurso alimentar basal, representado pelas folhas que caem no rio (serrapilheira alóctone), visto que a produção primária é limitada pela escassa luminosidade nesses ecossistemas de cabeceira (GESSNER; CHAUVET, 2002;

WEBSTER; BENFIELD, 1986; WOODWARD; SPEIRS; HILDREW, 2005). Portanto, a decomposição é um processo ecossistêmico fundamental para o funcionamento de rios e córregos e tem a vantagem de ser facilmente acessada, ou seja, os procedimentos metodológicos para estimá-lo são simples, baratos e relativamente fáceis de implementar (YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008). Além disso, alguns estudos têm mostrado que a decomposição foliar responde a alterações do uso do solo (MCKIE; MALMQVIST, 2009), em alguns casos, melhor do que as medidas estruturais tradicionais (ENCALADA *et al.*, 2010; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011), destacando o seu potencial como uma ferramenta de bioavaliação.

Deve-se levar em conta características da bacia hidrográfica, no que se refere à quantidade de nutrientes, instabilidade do fluxo, e outros fatores relacionados à paisagem, que possam estar atuando na interação entre ecossistemas terrestres e aquáticos (ALLAN, 2004). Tais características podem estar influenciando tanto a estrutura das comunidades como os processos, alterando a integridade ecológica desses sistemas. Por exemplo, Sponseller & Benfield (2001) mostraram que a decomposição respondeu a alterações do uso da terra em um corredor ripário de 1 km, mas não em escala de bacia, indicando que a escala de mudança no uso da terra e distribuição do trecho da vegetação são também de fundamentais considerações. Em alguns casos, a comunidade de macroinvertebrados pode responder melhor à escala de bacia (KRATZER *et al.*, 2006), porém em outros casos a comunidade foi melhor explicada pela mata ciliar em pequena-escala (trechos ripários imediatamente adjacentes ao rio) (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001).

A produção secundária (PS) de macroinvertebrados aquáticos é considerada um fator importante no fluxo de energia de um ecossistema (BENKE; WALLACE, 1997; BENKE, 1993, 2010; HALL; WALLACE; EGGERT, 2000; HURYN; WALLACE, 2000) e a estimativa da produção por grupos funcionais foi indicada como melhor indicador de impactos de mudanças no uso do solo (SHIEH; WARD; KONDRATIEFF, 2003). A produção secundária das comunidades bentônicas representa a biomassa, as taxas de crescimento, e os tempos de reposição das populações (MORIN, 1997), dessa forma, a estrutura da comunidade pode ser mais bem caracterizada em termos de produtividade, em vez de densidade e biomassa (BENKE, 1993, 2010). Apesar do grande potencial da produção secundária em

estudos de impactos ambientais, existem poucos estudos nos ecossistemas dos trópicos (BENKE *et al.*, 1984; BUFFAGNI; COMIN, 2000; CARLISLE; CLEMENTS, 2003, 2005; LUGTHART; WALLACE; HURYRN, 1990; WHILES; WALLACE, 1995), e temos conhecimento de apenas um trabalho publicado sobre PS de macroinvertebrados em riachos tropicais no bioma Cerrado (AGUIAR *et al.*, 2015), mas nenhum na Mata Atlântica. Além disso, a investigação de múltiplos processos e seu relacionamento com mudanças estruturais na comunidade aquática também tem sido negligenciada, principalmente na Mata Atlântica, um hotspot de biodiversidade altamente impactado por atividades humanas.

Uma etapa fundamental no monitoramento ou na preservação da integridade de um rio é a de saber como avaliar o seu estado ecológico corretamente, assim como o sucesso de um programa de restauração (KARR, 1991). As avaliações tradicionais de saúde de rios confiam em características físico-químicas (FU; BUTLER; KHU, 2009; MULLER *et al.*, 2008), ou nas propriedades estruturais relacionadas com a diversidade da comunidade e composição de macroinvertebrados (BUSS; BORGES, 2008), algas (POWER *et al.*, 2009), peixes (FRIBERG *et al.*, 2009; STEPHENSON; MORIN, 2009) e macrófitas (FRIBERG *et al.*, 2009), bem como as características morfológicas do canal e da vegetação ripária (SIROMBRA; MESA, 2012). No entanto, os ecossistemas também têm parâmetros funcionais, que incluem taxas, balanços e padrões. Recentemente foi demonstrado que as respostas dadas pela estrutura da comunidade não estão sempre de acordo com as respostas dadas pelos processos (componentes funcionais), indicando que variáveis estruturais e funcionais podem não ser redundantes, e informações valiosas podem ser perdidas se ou estrutura ou os processos forem negligenciados (ARISTI *et al.*, 2012; BUNN; DAVIES, 2000; BURNS; RYDER, 2001; CLAPCOTT *et al.*, 2012; RIIPINEN; DAVY-BOWKER; DOBSON, 2008). Por isso, cada vez mais é reconhecido o valor de incorporar medidas de função do ecossistema em programas de monitoramento (CARLISLE; CLEMENTS, 2005; DOLÉDEC; STATZNER, 2010; FEIO *et al.*, 2010; GESSNER; CHAUVET, 2002; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SANDIN; SOLIMINI, 2009; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; WOODWARD *et al.*, 2012; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008).

Em conclusão, há forte indicação de que a estrutura da comunidade aliada aos processos do ecossistema podem ser indicadores promissores de integridade de rios. No entanto, ainda são necessárias pesquisas a fim de entender os padrões de

resposta natural desses processos, bem como alguns mecanismos de impacto e as interações de estressores, principalmente em áreas tropicais onde os estudos com indicadores funcionais ainda são insipientes.

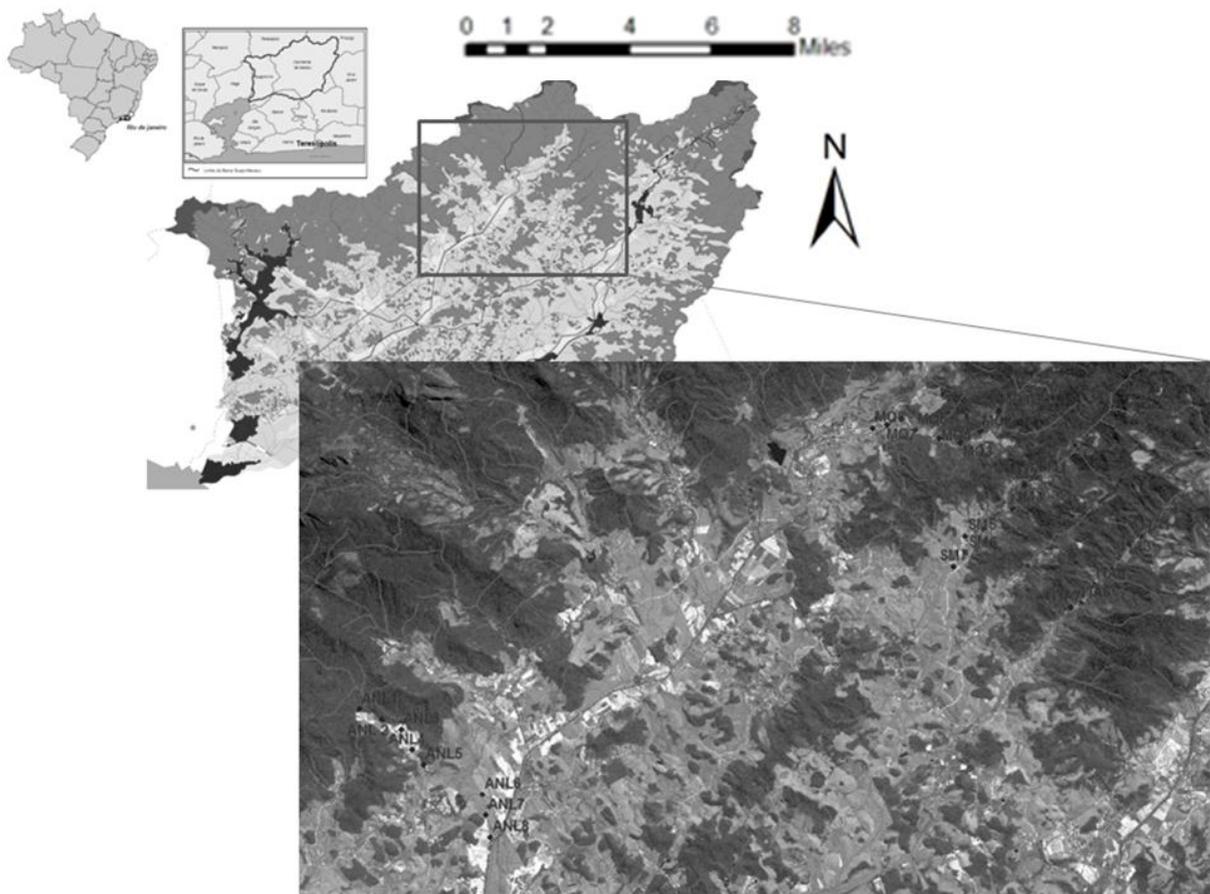
Este estudo teve como objetivo avaliar: (a) quais mudanças o desmatamento pode causar nos parâmetros físicos e químicos, (b) na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados às folhas, (c) em processos ecossistêmicos, como decomposição foliar e produção secundária, e (d) como se dá o relacionamento da produção secundária da comunidade do folhicho sobre as taxas de decomposição. Para responder a estas perguntas, foram estudados 4 riachos de Mata Atlântica de terceira ordem que continham um gradiente de desmatamento da vegetação ripária. Foram medidas variáveis físicas e químicas, estruturais, como riqueza, densidade e biomassa (total, de fragmentadores e de EPTs) e diversidade taxonômica e funcional dos macroinvertebrados associados ao folhicho, e, em fim, processos ecossistêmicos, como decomposição de folhas e produção secundária de macroinvertebrados associados às folhas. As hipóteses foram que a produção secundária e a decomposição foliar serão maiores nos trechos mais florestados e com maiores porcentagens média de mata ciliar do que nas áreas desmatadas. Isto se deveria à diminuição na entrada de folhas, que provocariam mudanças na estrutura da comunidade (e.g. menor riqueza e abundância de fragmentadores), e menor produção secundária, pela escassez de recursos foliares. Espera-se que em ambientes impactados o aumento do processamento microbiano não seja suficiente para tornar a decomposição mais rápida que em ambientes florestados, visto que em ambientes preservados existe uma comunidade de macroinvertebrados adaptada ao processamento foliar (através de alimentação, fragmentação das folhas para casulo, esconderijo, forrageamento, etc). Acredita-se que a diversidade taxonômica e de grupos funcionais de alimentação da comunidade de macroinvertebrados será maior em ambientes florestados, desde que o estresse ambiental causado pelo desmatamento age tanto na estrutura quanto no funcionamento de ecossistemas.

## 2.2 **Materiais e métodos**

### 2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em 27 locais distribuídos em quatro córregos de segunda ou terceira ordem localizados na bacia do Rio Guapiaçu, que deságua na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil (Fig. 1). Foram selecionados 8 pontos de amostragem no Rio Mariquita (MRQ), 8 pontos no Rio Anil (ANL), 7 pontos no Rio Santa Maria (STM) e 7 pontos no Rio Itaperiti (ITA) com aproximadamente 300 metros de distância entre os pontos do mesmo rio (Fig. 2). Os córregos surgem de bacias florestais do Parque Estadual dos Três Picos na Serra do Mar. A geologia é predominantemente granito pré-cambriano e a condutividade variou de 16 a 41  $\mu\text{S}$ . Os córregos escolhidos estavam localizados ao pé da montanha, onde o uso da terra torna-se cada vez mais modificado por alterações antropogênicas, e. g. pastagens, agricultura, urbanização (Fig. 3 e 4).

Figura 1 - Mapa da área de estudo e cobertura do solo da Bacia hidrográfica de Guapiaçu-Macacu, RJ e imagem de satélite.



Legenda: Rio Anil (ANL), Rio Mariquita (MRQ), Rio Santa Maria (STM), Rio Itaperiti (ITA).  
Fonte: A autora, 2015.

### 2.2.2 Caracterização do uso do solo e dos parâmetros ambientais

Para a caracterização da cobertura do solo ripária, foram usadas imagens de satélite SPOT-5 com 2,5 m de resolução espacial e avaliação de campo nos locais selecionados, compreendendo pontos localizados em um gradiente de desmatamento, que varia de vegetação intocada a áreas de elevada perturbação (pasto e/ou agricultura). Diferentes tamanhos de mata ciliar de cada lado do rio (*buffer*) de 15 m, 30 m, 50 m de largura, considerando 300 m de trecho de rio a montante (Fig. 2). A análise da cobertura do solo foi realizada com o ArcGIS (ESRI, Redlands, CA, EUA). Também fizemos medidas de cada ponto de parâmetros físicos e químicos: profundidade, largura do canal, a largura do canal molhado (usando fita métrica), temperatura (HOBO dissolved oxygen / temperature logger, U26-001, Onset Patent No. US6,826,664 - Onset instruments - EUA), velocidade da água (fluxômetro, FP111/211 Flow Probe, Global Water, Gold River, CA, EUA), sombreamento (densiômetro esférico - Robert E. Lemmon, Forest densiometer, Bartlesville, OK, EUA), e concentrações dos nutrientes amônio ( $\text{NH}_4$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4$ ) dissolvidos. Para avaliar as concentrações desses nutrientes, foram realizadas amostragens triplicadas da água do rio de cada ponto de amostragem no começo do experimento. As amostras foram filtradas em filtro de fibra de vidro de 0.7  $\mu\text{m}$  (GF/F, Whatman, Maidstone, Kent, UK), congeladas e conduzidas ao laboratório para análises utilizando o fluorímetro Trylogy (modelo Trilogy 7200-000; Turner Designs, Sunnyvale, CA, EUA) para  $\text{NH}_4$  (método OPA, Taylor et al. 2007) e com a adição do módulo de absorvância para as análises de  $\text{PO}_4$  (método colorimétrico do azul de molibdênio) (MURPHY; RILEY, 1962).

Figura 2 - Imagem de satélite dos rios estudados na Bacia do Rio Guapiaçú. *Buffer* de 30 m de largura marcado nos rios com o software GIS. (Continua)

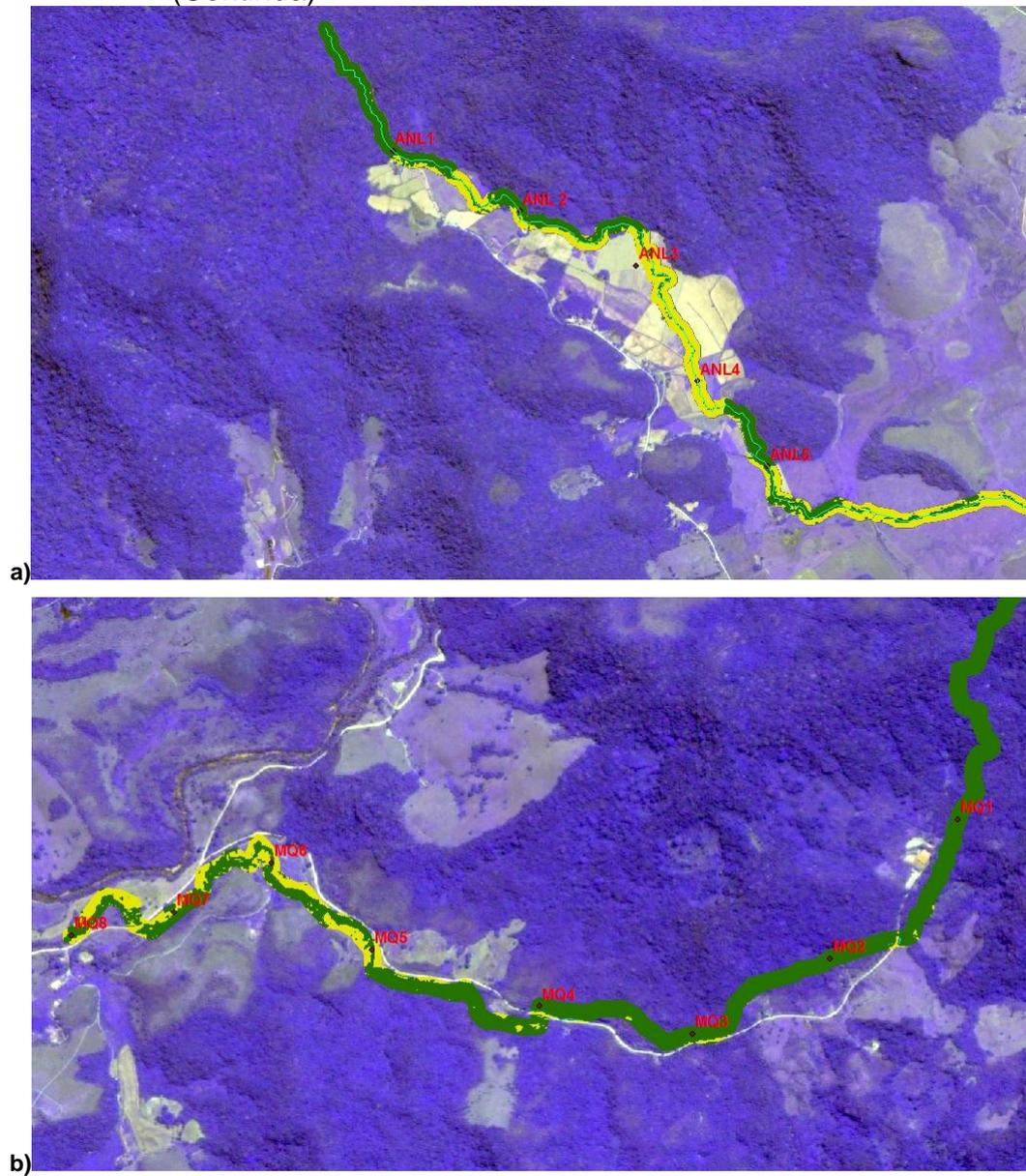
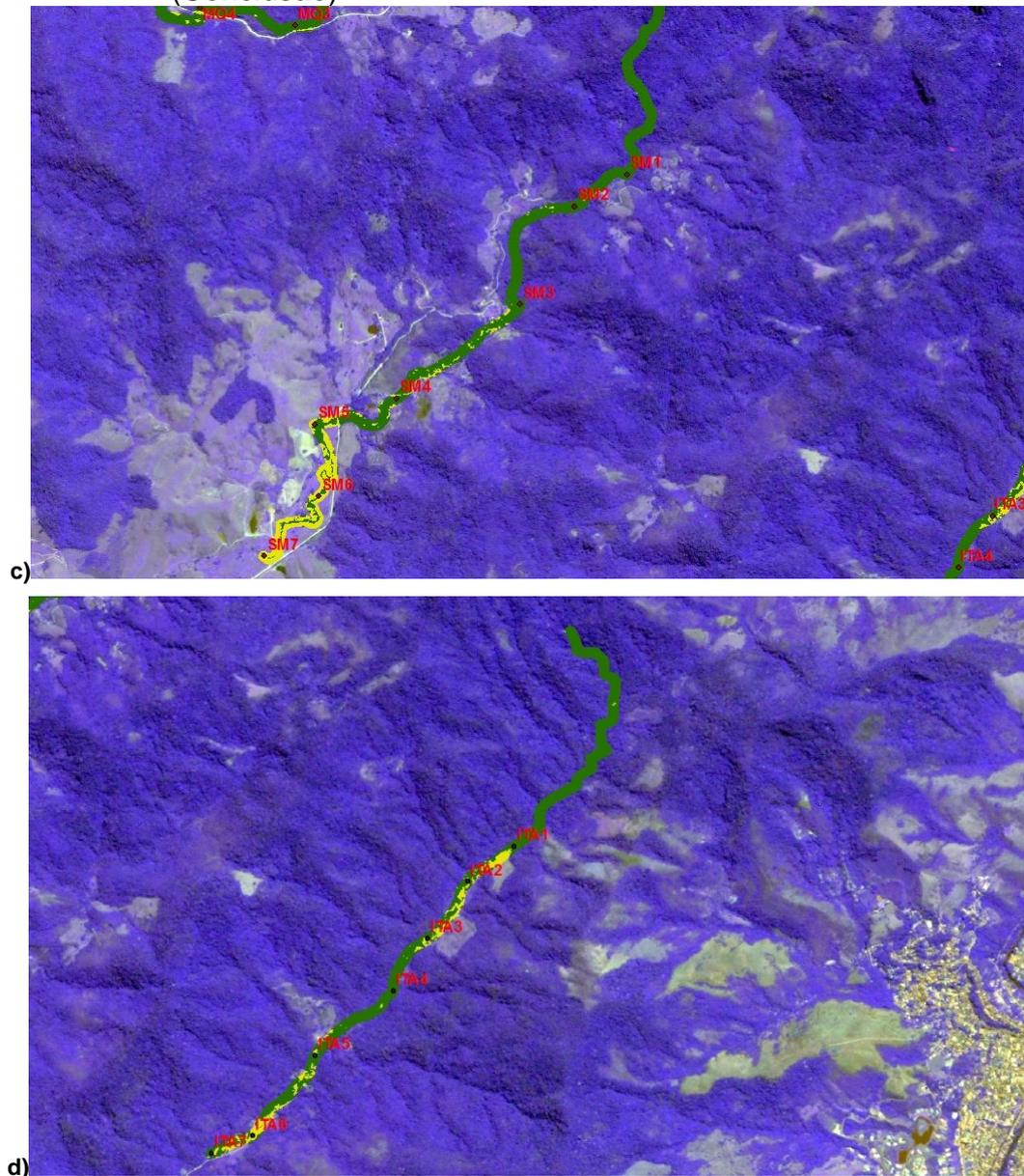


Figura 3 - Imagem de satélite dos rios estudados na Bacia do Rio Guapiapu. *Buffer* de 30 m de largura marcado nos rios com o software GIS. (Conclusão)



Legenda: (a) - rio Anil (ANL); (b) - rio Mariquita (MRQ); (c) - rio Santa Maria (STM); (d) - rio Itaperiti (ITA). Áreas em amarelo representam ambientes desmatados, ou seja, ambientes de pastagens ou agricultura, e as áreas em verde escuro representam ambientes florestados.

Fonte: A autora, 2015.

Figura 4 - Fotos dos pontos florestados.



Legenda: Na ordem da esquerda pra direita: STM, MRQ, ANL, ITA.  
Fonte: A autora, 2015.

Figura 5 - Fotos dos pontos perturbados



Legenda: Na ordem da esquerda para a direita: ITA, STM, ANL, MRQ.  
Fonte: A autora, 2015.

Figura 6 - Fotos dos pontos com porcentagem intermediária de cobertura do solo.



Fonte: A autora, 2015.

### 2.2.3 Taxas de decomposição

Para a confecção de pacotes de folhas utilizados para o experimento, foram usadas folhas da árvore *Guarea guidonia*, (L.) Sleumer, Meliaceae, que é a mais abundante nas margens dos rios da região. As folhas são moderadamente resistentes, ovaladas simples e cerca de 12 por 6 centímetros. Folhas frescas foram utilizadas, uma vez que estudos têm mostrado que a secagem das folhas pode alterar o processo de decomposição através do aumento da lixiviação inicial (BARLOCHER, 1997; BOULTON; BOON, 1991; GESSNER, 1991). Em cada local de amostragem foram colocados cinco maços (pacotes) de folhas frescas (Fig. 5), que compreendiam cinco folhas (cerca de 8-11 g), e que foram presos juntos na mesma

corda de nylon usando prendedores de papel (Fig. 6 e 7). Medimos a massa (peso úmido) de cada pacote de folha antes da implantação *in situ*. Para a relação entre folha fresca e folha seca, pacotes extras contendo folhas frescas foram pesadas, logo em seguida as folhas foram secas em estufa a 60°C até atingirem peso constante e novamente pesadas. Foi feita uma regressão com essas medidas, e o peso seco inicial de cada pacote de folhas foi estimado utilizando esta relação. Um pacote de folha foi coletado em cada ponto de amostragem após a imersão no rio por 2, 6, 15, 28 dias (Rio MRQ), 2, 6, 14, 28 (Rio ITA), 2, 7, 14, 28 (Rio ANL) e 3, 7, 15, 28 (Rio STM). O quinto pacote de folha foi retirado no 37º dia e foi utilizado para estimativa da densidade, biomassa, biodiversidade e produção secundária da fauna que o colonizou, e por isso não foi considerado para o cálculo das taxas de decomposição. Os pacotes de folhas experimentais foram levados para o laboratório, onde foram lavados sob água corrente em uma peneira de 250 µm de malha, a fim de remover detritos e invertebrados que ficaram aderidos às folhas. As folhas foram em seguida secas numa estufa a 60 °C durante 48 h e pesadas para medir o peso total remanescente. Cada pacote de folha foi pulverizado, homogenizado e um quarto da amostra foi pesada, incinerada em 550 °C por 2 h, e pesadas novamente para permitir o cálculo da massa seca livre de cinzas (AFDM). O restante da amostra foi guardado para análises químicas posteriores (dados não processados).

A taxa de decomposição (coeficiente de processamento de folhas,  $k \text{ d}^{-1}$ ) foi calculada utilizando o modelo de decaimento exponencial unimodal. Ele assume que a perda de massa ao longo de um determinado período de tempo é uma fração constante da quantidade de material remanescente (AFDM) (OLSON, 1963), de acordo com a equação:

$$M_t = M_0 e^{-kt} \quad (1)$$

$$k = \ln(M_t / M_0) / t \quad (2)$$

onde  $M_t$  = massa (g) no tempo  $t$  (dias),  $M_0$  = massa inicial.

Neste modelo,  $k$  é a inclinação da regressão linear que foi forçada a passar pela origem (0, 0), portanto, foi calculada uma taxa de decomposição foliar para cada ponto de amostragem levando-se em consideração as quatro coletas temporais, que representam os diferentes dias de submersão. Como o valor de " $k$ " é

um coeficiente de perda, as taxas de decomposição mais rápidas são indicadas por valores mais negativos. As taxas de decomposição foram expressas em termos de " $-k$ " para ser mais intuitivo, então quanto maior o valor de " $-k$ " mais rápido o processo de decomposição.

Figura 7 - Pacotes de folhas frescas sendo fixado no leito do rio para o experimento de decomposição.



Fonte: A autora, 2015.

Figura 8 - Pacotes de folhas utilizados no experimento (7º dia do experimento).



Fonte: A autora, 2015.

Figura 9 - Pacotes de folhas utilizados no experimento (28º dia do experimento).



Fonte: A autora, 2015.

#### 2.2.4 Fauna dos pacotes de folhas

A fauna dos pacotes de folha do dia 37º do experimento foi imediatamente preservada em etanol a 70%. Algumas amostras foram perdidas *in situ* (ITA6, MRQ2 e MRQ7). A fauna foi triada sob estereomicroscópio com a ampliação de 40X, identificada até o nível taxonômico de família e, em alguns casos gênero (e.g. *Stenochironomus sp.*), com o uso de chaves taxonômicas (Mugnai et al. 2009). Os macroinvertebrados foram medidos com papel milimetrado, para cálculos da estimativa da produção secundária (Fig. 8). A comunidade foi classificada em grupos funcionais tróficos (fragmentadores, raspadores, coletores, predadores e filtradores) de acordo com estudos de regiões tropicais (ANDRADE *et al.*, 2012; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; NERES-LIMA, 2013; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-

FONSECA, 2014; RAMOS, 2012; TONELLO *et al.*, 2014). Para a análise da comunidade que colonizaram os pacotes de folhas foram calculados dados de diversidade taxonômica para cada ponto de amostragem com o índice de diversidade Shannon:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$

onde,  $p_i$  = A abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de uma espécie pelo número total dos indivíduos na comunidade.

A diversidade de grupos funcionais de alimentação também foi calculada utilizando o índice Shannon. Calculamos também, riqueza, biomassa e produção secundária instantânea (Total, de fragmentadores e de EPTs), abundância de indivíduos por pacote (densidade), e porcentagem de organismos EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera), uma métrica de avaliação clássica em programas de biomonitoramento (BAPTISTA *et al.*, 2006; JACOBSEN *et al.*, 2008). Organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, são reconhecidamente mais sensíveis à degradação ambiental e à perda da qualidade da água (BENKE *et al.*, 1999; MISERENDINO, 2001).

Para as estimativas de massa corporal, foi obtido o comprimento corporal (excluindo antenas e filamentos caudais) de todos os indivíduos encontrados nos pacotes de folhas. Com isso, foi possível aplicar relações táxon-específicas (família) de massa-comprimento, a fim de estimarmos a massa seca (MS) individual (BENKE *et al.*, 1999; MISERENDINO, 2001). A produção secundária instantânea (PSI) de macroinvertebrados associados ao folhiço (PSI, mg MS pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) foi calculada para cada táxon e ponto de amostragem, como o produto da densidade do táxon (D, n° de indivíduos pack<sup>-1</sup>), biomassa corporal individual média do táxon (BM, mg MS) e taxa de crescimento instantânea (gr, d<sup>-1</sup>) (*equação 1*) (BENKE, 1993; EDGAR, 1990; HURYN; WALLACE, 2000; MORIN, 1997). Para isso, a taxa de crescimento instantânea (gr, d<sup>-1</sup>) foi estimada para cada táxon e amostra a partir da biomassa (BM, mg) e da temperatura da água (T, °C) no momento da amostragem, usando coeficientes específicos (*a*, *b* e *c*) para os grupos através de modelos empíricos para insetos (*equação 5*) (MORIN; DUMONT, 1994), e para moluscos (*equação 6*) (Edgar 1990).

$$\text{PSI} = \text{gr} * \text{BM} * \text{D} \quad (4)$$

$$\text{Log}_{10}(\text{gr}) = a + b \text{Log}_{10}(\text{BM}) + c (\text{T}) \quad (5)$$

$$\text{Log}_{10}(\text{gr}) = a + b \text{Log}_{10}(\text{BM}) + c \text{Log}_{10}(\text{T}) \quad (6)$$

Subsequentemente, somou-se os valores de PSI de cada táxon para obter assim a PSI total do ponto de amostragem.

Figura 10 - Macroinvertebrados dos pacotes de folhas encontrados no experimento de decomposição.



Legenda: Da esquerda para a direita: Trichoptera: 1 - *Calamoceratidae*, 2 - *Polycentropodidae*, 4 - *Limnephilidae*, 5 - *Leptoceridae*. Odonata: 3 - *Anisoptera*. 6 - Lepidoptera: *Pyralidae*.  
Fonte: A autora, 2015.

### 2.2.5 Análises Estatísticas

A associação entre as % de áreas desmatadas calculadas a partir dos diferentes *buffers* (15, 30 e 50 metros de largura) foi testada através da análise de

correlação de Pearson. O efeito do desmatamento sobre cada variável física ou química, cada variável de funcionamento de ecossistema e cada variável de estrutura de comunidade foram analisados por análises de covariância (ANCOVA), com rios sendo considerados fator fixo e desmatamento como covariada. As variáveis físicas ou químicas analisadas foram temperatura, correnteza, sombreamento, largura do rio, profundidade, pH, concentrações de amônio e fósforo. Quatro variáveis de funcionamento foram analisadas, taxa de decomposição (-k) e PSI total, de fragmentadores e de EPTs. As variáveis de estrutura de comunidade que colonizaram os pacotes de folhas analisadas foram riqueza, densidade, biomassa total, de fragmentadores e de EPTs, diversidade taxonômica e funcional. Utilizamos também ANCOVA para testar os efeitos nas taxas de decomposição (variável dependente) entre rios em função da comunidade associada ao folhicho (covariadas: riqueza, densidade, biomassa e PSI total, de fragmentadores e de EPTs, diversidade taxonômica e funcional). Nas ANCOVAs, analisamos se havia efeito interativo entre rios e a covariada na variável dependente (premissa de inclinação paralela). Quando a interação foi significativa o parâmetro não foi considerado indicador de impacto. Nos casos em que a probabilidade do efeito da interação entre rios e a covariada e o efeito de rios eram maiores do que 0,25, esses fatores eram retirados do modelo, mas só se ANCOVA com o modelo completo não tivesse detectado um efeito significativo da covariada (LOGAN, 2010; QUINN, G. P.; KEOUGH, 2002). Desta forma, quando na ANCOVA nem o efeito de rios, nem o efeito da covariada eram significativos, uma regressão simples foi utilizada para aumentar o poder estatístico de detecção do efeito do fator principal em questão, o da covariada. As premissas da análise, normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias, foram avaliadas através de boxplots, plots Q-Q normais e resíduos. Quando necessário, para atender as premissas das análises os dados foram  $\log_{10}$  transformados. As análises estatísticas foram realizadas no Systat 12 e no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

### 2.3 Resultados

### 2.3.1 Efeitos do desmatamento sobre os parâmetros físicos e químicos dos rios

A proporção de área desmatada foi altamente correlacionada entre as três escalas de uso da terra (Correlação de Pearson  $> 0,95$ ;  $P < 0,001$ ) em todos os córregos estudados (Fig. 15). Visto que, o novo código florestal brasileiro estipula a largura de 30 m de mata ciliar para proteger a qualidade da água dos cursos de água de até 10 m de largura, nós utilizamos apenas o buffer de 30 m para todas as análises posteriores. O percentual de desmatamento na escala de 30 m da mata ciliar variou de 0, em pelo menos um local em cada córrego, para no máximo 88% em STM, 47% em MRQ, 49% no ITA e 97% no ANL (Tabela 1). Locais bem preservados, inevitavelmente, foram localizados mais a montante em maiores altitudes, mas com variação de menos de 155 m entre pontos do mesmo rio.

Em relação às variáveis físicas e químicas (Tabela 1), o pH não foi afetado pelo desmatamento (ANCOVA:  $F_{1,21} = 1,323$ ,  $P = 0,263$ ) (Fig. 9a). A temperatura da água aumentou com o desmatamento (ANCOVA:  $F_{1,25} = 11,184$ ,  $P = 0,003$ ) (Fig. 9b). Também houve um aumento com o desmatamento, da vazão (ANCOVA:  $F_{1,22} = 4,268$ ,  $P = 0,050$ ) (Fig. 9c) e das concentrações de amônio (ANCOVA:  $F_{1,25} = 57,673$ ,  $P < 0,01$ ) (Fig. 9e). Já as porcentagens de cobertura de canopia diminuíram com o aumento do desmatamento (ANCOVA  $F_{1,25} = 42,769$ ,  $P < 0,01$ ) (Fig. 9d). A relação das concentrações de  $PO_4$  com desmatamento não foram significativas (ANCOVA:  $F_{1,22} = 0,557$ ,  $P = 0,463$ ) (Fig. 9 f).

Tabela 1- Variáveis físicas e químicas dos pontos amostrais.

PONTOS	DESMATAMENTO (%)	SOMBREAMENTO (%)	TEMPERATURA (°C)	pH	FLUXO (m/s)	VAZÃO (m <sup>3</sup> /s)	PROFUNDIDADE (cm)	LARGURA (cm)	NH4 (µg L <sup>-1</sup> )	PO4 (µg L <sup>-1</sup> )	ALTITUDE (m)	COORDENADAS (S, W)	
STM 1	0	94,4	17,4	5,7	1,5	200,0	23	650	1,3	10,4	184	22 26 671	42 42.352
STM 2	2	91,1	17,7	5,8	0,8	230,9	21	465	1,3	13,1	141	22 26.768	42 42.498
STM 3	0	29,2	18,0	7,2	0,5	246,1	19	700	1,3	18,3	98	22 27.062	42 42 714
STM 4	15	69,1	18,5	6,9	0,3	454,8	40	875	1,6	25,7	86	22 27.349	42 43.053
STM 5	30	57,0	19,5	6,0	0,3	241,8	32	502	1,8	23,7	54	22 27.431	42 43.327
STM 6	80	3,6	19,2	6,5	2,8	339,8	18	420	2,3	24,6	48	22 27.620	42 43.322
STM 7	88	0,0	19,2	6,8	1,3	318,4	35	390	5,9	24,4	39	22 27.822	42 43.480
MRQ1	0	86,8	17,1	6,4	0,0	129,3	26	590	1,2	23,0	194	22 25.874	42 42.899
MRQ2	4	76,7	17,3	6,4	1,3	284,1	28	960	1,3	23,6	147	22 26.098	42 43.098
MRQ3	3	81,1	17,5	6,7	0,3	227,2	29	654	1,4	23,0	121	22 26.265	42 43.434
MRQ4	2	79,6	17,8	6,6	0,0	253,0	42	637	1,8	28,1	85	22 26.204	42 43.744
MRQ5	15	26,8	18,2	6,6	0,3	271,2	31	683	2,2	31,3	70	22 26.098	42 44.050
MRQ6	44	34,3	18,4	6,4	0,5	256,6	21	764	2,5	21,1	65	22 25.943	42 44.256
MRQ8	47	59,3	17,3	6,2	1,3	360,9	25	1065	2,8	14,9	42	22 26.089	42 44.663
ITA1	0	86,6	17,8	6,8	0,0	52,6	17	217	1,5	32,4	182	22 27.400	42 40.910
ITA2	44	16,6	19,5	6,4	1,8	116,6	17	223	1,9	38,8	150	22 27.542	42 41.074
ITA3	43	5,5	19,6	6,4	0,8	97,7	19	287	1,9	36,3	132	22 27.670	42 41.175
ITA4	1	83,3	18,9	7,9	2,0	91,9	20	370	1,7	37,6	106	22 27.851	42 41.311
ITA5	10	87,1	19,2	7,1	0,3	88,3	18	630	1,6	42,4	79	22 28.016	42 41.534
ITA6	49	5,7	19,2	6,6	1,3	112,2	24	288	2,4	45,3	70	22 28.275	42 41.772
ITA7	40	41,3	19,2	6,0	1,5	203,9	20	407	2,0	46,3	62	22 28.485	42 42.038
ANL1	0	91,8	16,6	6,2	0,0	197,5	18	630	2,3	20,2	43	22 29.725	42 51.706
ANL2	43	62,3	17,0	5,9	0,0	156,5	25	507	6,1	25,6	32	22 29.865	42 51.412
ANL3	48	21,8	17,2	5,6	2,5	146,4	28	333	10,7	26,5	26	22 29.986	42 51.086
ANL4	92	14,0	17,8	5,6	4,0	166,6	48	200	11,2	29,9	23	22 30.269	42 50.968
ANL5	40	83,7	18,1	5,5	1,5	148,5	29	500	9,3	30,1	20	22 30.447	42 50.798
ANL6	97	0,0	19,2	5,9	2,0	193,3	36	450	9,3	29,9	20	22 30.829	42 49.988
ANL7	94	8,3	20,1	5,4	1,0	230,1	23	542	9,2	29,6	20	22 31.074	42 49.931

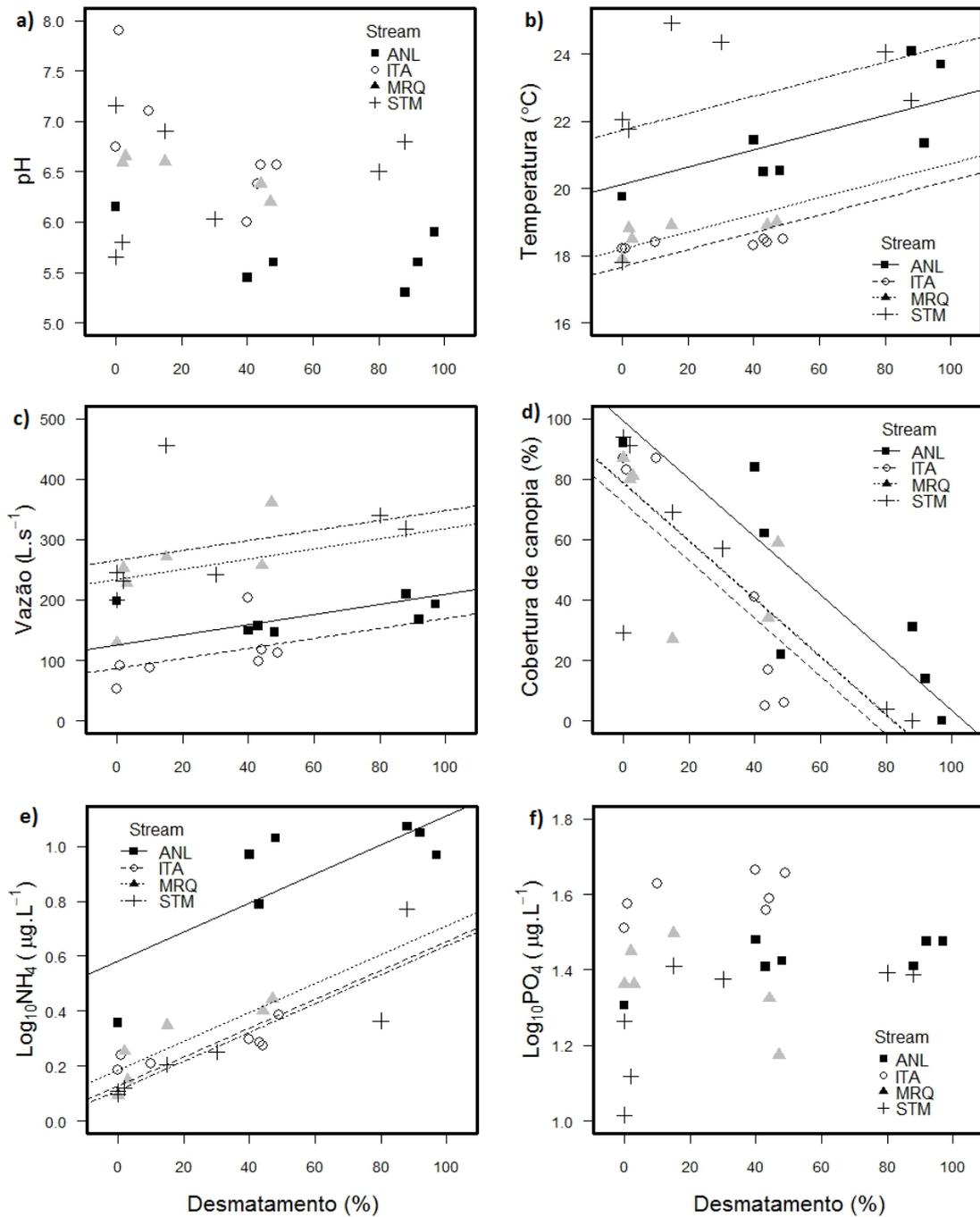
---

ANL8	88	30,8	20,4	5,3	1,5	209,1	18	630	11,8	25,7	19	22 30.568	42 50.136
------	----	------	------	-----	-----	-------	----	-----	------	------	----	-----------	-----------

---

Nota: Os pacotes de folhas do ponto MRQ7 foram perdidos e assim esse ponto não foi representado na tabela.

Figura 11 - Relação dos parâmetros físicos e químicos com o desmatamento.



Legenda: a) pH, b) temperatura (°C), c) vazão L<sup>-1</sup> s, d) cobertura de canopia (%), e) concentrações de amônio (Log<sub>10</sub>, µg L<sup>-1</sup>), f) concentrações de fósforo (Log<sub>10</sub>, µg L<sup>-1</sup>). Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

### 2.3.2 Efeitos do desmatamento sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

No total foram encontrados 3221 indivíduos nos pacotes de folhas (pack), sendo 44 táxon em 39 famílias, que foram classificados dentro de cinco grupos tróficos de alimentação. Os grupos funcionais predominantes foram coletores (2450 indivíduos; 71,61%), predadores (388; 11,34%), fragmentadores (348; 10,17%), raspadores (229; 6,69%) e filtradores (6; 0,17%). Entre estes, 543 indivíduos (15,87%) são EPTs (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Nos rios ITA, STM, MRQ e ANL foram encontrados 925, 896, 844 e 756 indivíduos, respectivamente. Entre estes, 63 (6.81%), 165 (18.41%), 52 (6.16%) e 68 (8.99%) foram classificados como fragmentadores, respectivamente. A biomassa total variou de 3,83 mg pack<sup>-1</sup> no MRQ1 a 40,85 mg pack<sup>-1</sup> no STM4 e a biomassa de fragmentadores variou de 0,56 mg pack<sup>-1</sup> no ANL5 a 28,53 mg pack<sup>-1</sup> no STM4 (Tabela 2). O ponto ANL7 foi excluído das análises, pois foi encontrado apenas um indivíduo na amostra.

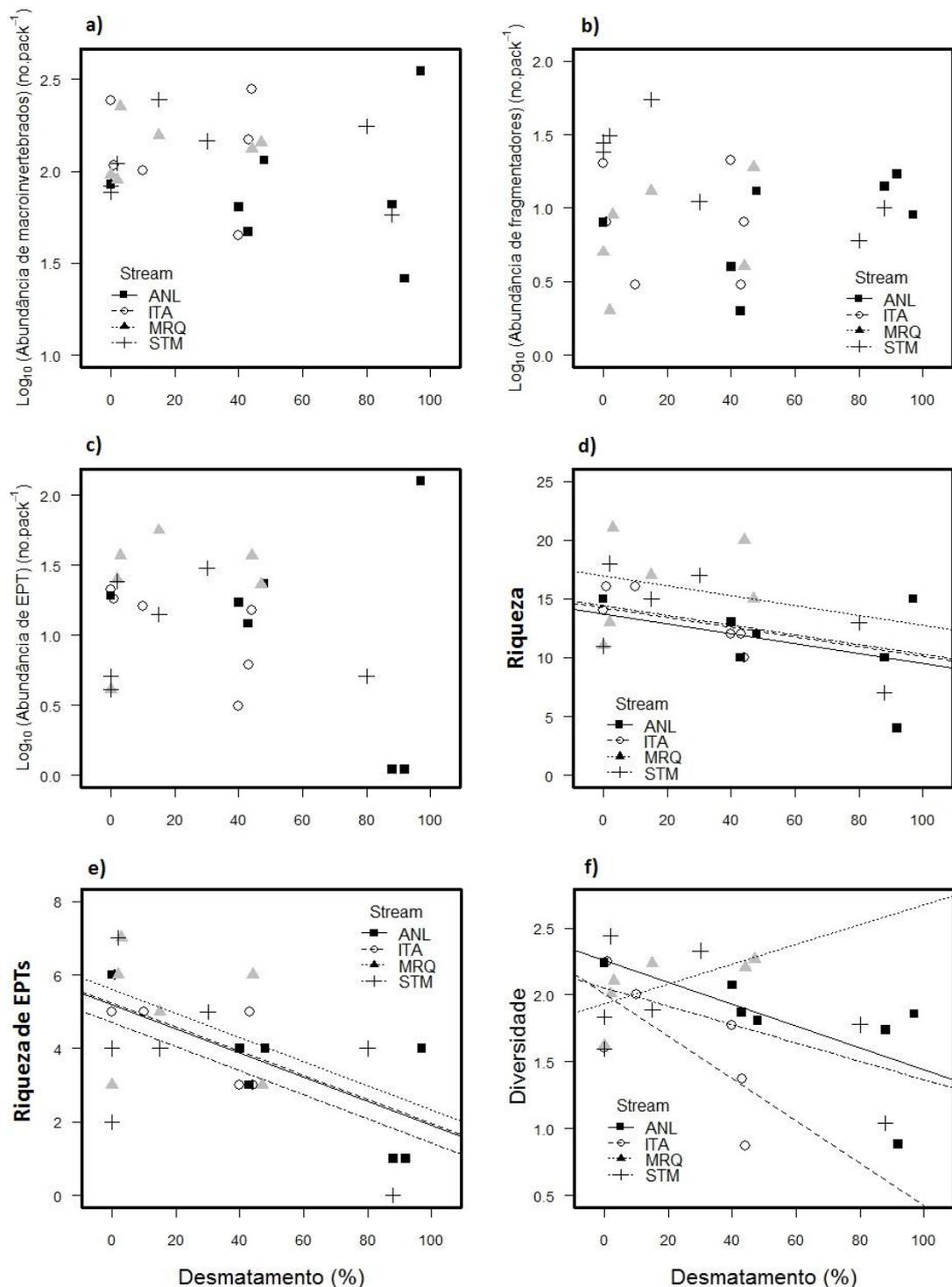
Não foi encontrado efeito do desmatamento sobre a abundância da comunidade de macroinvertebrados (ANCOVA  $F_{1,18} = 0,014$ ,  $P = 0,908$ ) (Fig. 10a), sobre a abundância de fragmentadores (ANCOVA  $F_{1,18} = 0,159$ ,  $P = 0,695$ ) (Fig. 10b) e EPTs (ANCOVA  $F_{1,17} = 0,796$ ,  $P = 0,385$ ) (Fig. 10c). Porém, foi encontrado um efeito marginalmente negativo do desmatamento sobre a riqueza de macroinvertebrados (ANCOVA:  $F_{1,18} = 3,013$ ,  $P = 0,099$ ) (Fig. 10d) e significativo sobre a diversidade de espécies (ANCOVA  $F_{1,18} = 7,581$ ,  $P = 0,013$ ), mas provavelmente a relação não foi negativa para diversidade do ponto MRQ, embora a análise não tenha mostrado um efeito da interação entre rios e desmatamento (ANCOVA:  $F_{3,18} = 1,759$ ,  $P = 0,191$ ) (Fig. 10f). Um efeito negativo do desmatamento sobre a riqueza de organismos EPTs também foi observada (ANCOVA  $F_{1,18} = 8,669$ ,  $P = 0,009$ ) (Fig. 10e). Porém, não houve efeito do desmatamento sobre a diversidade funcional (Diversidade de grupos funcionais de alimentação) (ANCOVA  $F_{1,18} < 0,001$ ,  $P = 0,987$ ) (Fig. 11). A biomassa da comunidade (ANCOVA  $F_{1,18} = 0,277$ ,  $P = 0,605$ ) (Fig. 12a) e de fragmentadores (ANCOVA  $F_{1,18} = 0,182$ ,  $P = 0,675$ ) (Fig. 12b) também não foram afetadas pelo desmatamento, contudo houve efeito na biomassa de EPTs (ANCOVA  $F_{1,18} = 5,171$ ,  $P = 0,035$ ) (Fig. 12c).

Tabela 2 - Porcentagem de desmatamento e variáveis de estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados às folhas.

DESMATAMENTO (%)	PONTO	DIVERSIDADE FUNCIONAL (H')	DIVERSIDADE DE (H')	BIOMASSA TOTAL (mg / pack)	RIQUEZA (sp. / pack)	ABUNDÂNCIA (ind / pack)	BIOMASSA DE FRAGMENTADORES (% / pack)	RIQUEZA DE FRAGMENTADORES (sp. / pack)	ABUNDÂNCIA DE FRAGMENTADORES (% / pack)	BIOMASSA DE EPTs (% / pack)	RIQUEZA DE EPTs (sp. / pack)	EPTs (% / pack)
0	STM 1	0,84	1,60	16,87	11	77	76,05	2	31,17	4,36	4	5,19
0	STM 3	0,85	1,83	22,20	11	83	75,76	1	33,73	2,79	2	6,02
2	STM 2	1,20	2,44	22,63	18	110	73,48	2	28,18	9,10	7	21,82
15	STM 4	1,01	1,89	40,85	15	246	69,85	2	22,36	1,24	4	5,69
30	STM 5	1,01	2,33	15,71	17	146	26,26	2	7,53	25,04	5	20,55
80	STM 6	0,93	1,78	20,36	13	176	47,00	3	3,41	4,30	4	2,84
88	STM 7	0,74	1,04	13,57	7	58	41,05	1	17,24	0,00	0	0,00
0	MRQ1	0,73	1,62	3,84	11	96	55,04	1	5,21	9,15	3	4,17
2	MRQ4	0,72	2,01	16,59	13	90	14,03	2	2,22	71,70	6	27,78
3	MRQ3	0,62	2,11	24,71	21	225	41,87	4	4,00	49,06	7	16,44
15	MRQ5	0,99	2,24	22,81	17	157	22,20	2	8,28	43,86	5	35,67
44	MRQ6	0,98	2,20	7,70	20	133	17,59	1	3,01	39,44	6	27,82
47	MRQ8	1,05	2,26	17,32	15	143	63,81	1	13,29	9,94	3	16,08
0	ITA1	0,60	1,60	26,27	14	242	38,17	3	8,26	7,91	5	8,68
1	ITA4	0,87	2,25	17,06	16	108	30,55	3	7,41	9,49	6	16,67
10	ITA5	0,64	2,01	20,78	16	101	28,31	3	2,97	24,96	5	15,84
40	ITA7	1,12	1,77	14,56	12	45	84,32	1	46,67	3,43	3	6,67
43	ITA3	0,54	1,37	10,31	12	148	26,36	2	2,03	22,70	5	4,05
44	ITA2	0,21	0,87	7,93	10	281	54,81	1	2,85	6,31	3	5,34
0	ANL1	0,93	2,24	7,11	15	85	48,19	3	9,41	25,25	6	22,35
40	ANL5	0,93	2,07	2,11	13	64	26,86	1	6,15	33,11	4	26,56
43	ANL2	0,51	1,87	7,29	10	47	54,19	2	4,26	56,88	3	25,53
48	ANL3	0,85	1,80	9,40	12	115	46,04	1	11,30	10,03	4	20,00
88	ANL8	1,10	1,74	33,15	10	66	13,62	1	21,21	0,09	1	1,52
92	ANL4	0,77	0,88	6,32	4	26	98,73	1	65,38	0,27	1	3,85

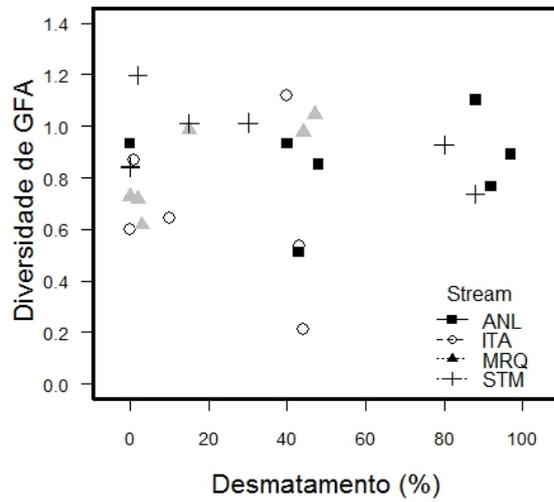
97	ANL6	0,89	1,86	35,10	15	351	9,47	1	2,56	4,49	4	35,90
----	------	------	------	-------	----	-----	------	---	------	------	---	-------

Figura 12 - Relação dos parâmetros da estrutura da comunidade de macroinvertebrados com o desmatamento.



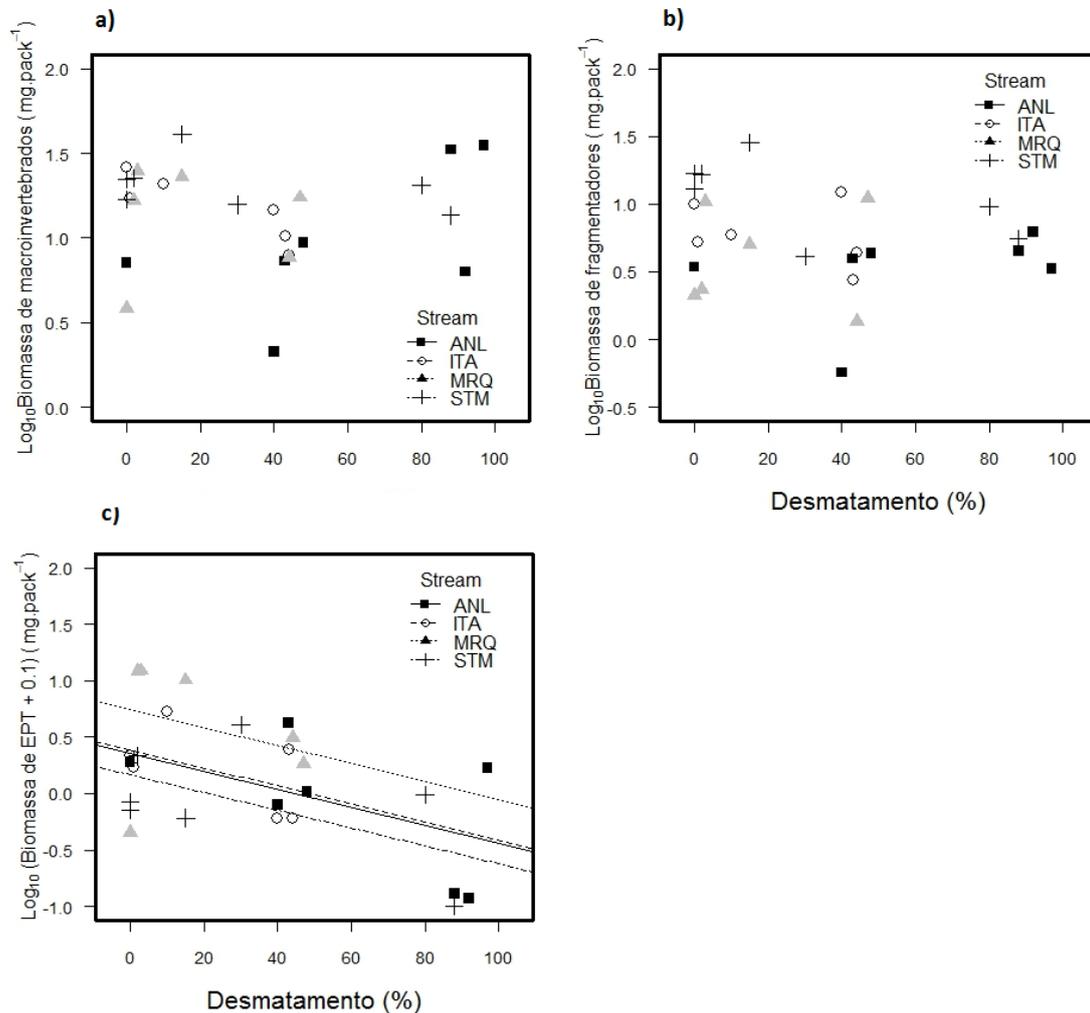
Legenda: a) Abundância de macroinvertebrados (nº. pack<sup>-1</sup>), b) Abundância de fragmentadores (nº. pack<sup>-1</sup>), c) Abundância de EPTs (nº. pack<sup>-1</sup>), d) Riqueza de espécies (nº taxon. pack<sup>-1</sup>), e) Riqueza de EPTs (nº taxon. pack<sup>-1</sup>), f) Diversidade de macroinvertebrados (Shannon, H'). Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

Figura 13 - Relação dos parâmetros da estrutura da comunidade de macroinvertebrados com o desmatamento.



Legenda: Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

Figura 14 - Relação da biomassa da comunidade, de fragmentadores e de EPTs com o desmatamento.



Legenda: a) Biomassa de macroinvertebrados (mg. pack<sup>-1</sup>), b) Biomassa de fragmentadores (mg. pack<sup>-1</sup>), c) Biomassa de EPTs (mg. pack<sup>-1</sup>). Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

### 2.3.3 Efeitos do desmatamento nos processos ecossistêmicos

A porcentagem de massa remanescente de folhas após 28 dias de experimento variou de 51,31% a 73,23% no STM, de 37,49% a 81,90% no MRQ, de 49,72% a 75,22% no ITA e de 34,71% a 68,13% no ANL. As taxas de decomposição foliar ( $-k$ ) variaram de 0,011 d<sup>-1</sup> em ITA2 à 0,034 d<sup>-1</sup> em MRQ4 (Tabela 3). Houve efeito significativo do desmatamento ( $F_{1,22} = 7,928$ ,  $P = 0,010$ ) sobre as taxas de

decomposição, que diminuiram com o aumento do desmatamento em todos os rios estudados (Fig. 13a).

A produção secundária instantânea total variou de 2,06 mg pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no ANL5 a 102,28 mg pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no STM4 e a produção secundária instantânea de fragmentadores variou de 0,6 mg pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no ANL5 a 85,9 mg pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no STM4 (Tabela 3). Não houve efeito na ANCOVA testando o efeito do desmatamento sobre as taxas de produção secundária instantânea dos fragmentadores (ANCOVA:  $F_{1,18} = 0,032$ ,  $P = 0,860$ ) (Fig. 13c). Também não houve efeito do desmatamento sobre a produção total da comunidade (ANCOVA:  $F_{1,18} = 0,227$ ,  $P = 0,639$ ) de macroinvertebrados (Fig. 13b). No entanto, houve efeito do desmatamento sobre as taxas de produção secundária instantânea dos organismos EPTs (Regressão:  $F_{1,24} = 5,46$ ,  $P = 0,028$ ) (Fig. 13d).

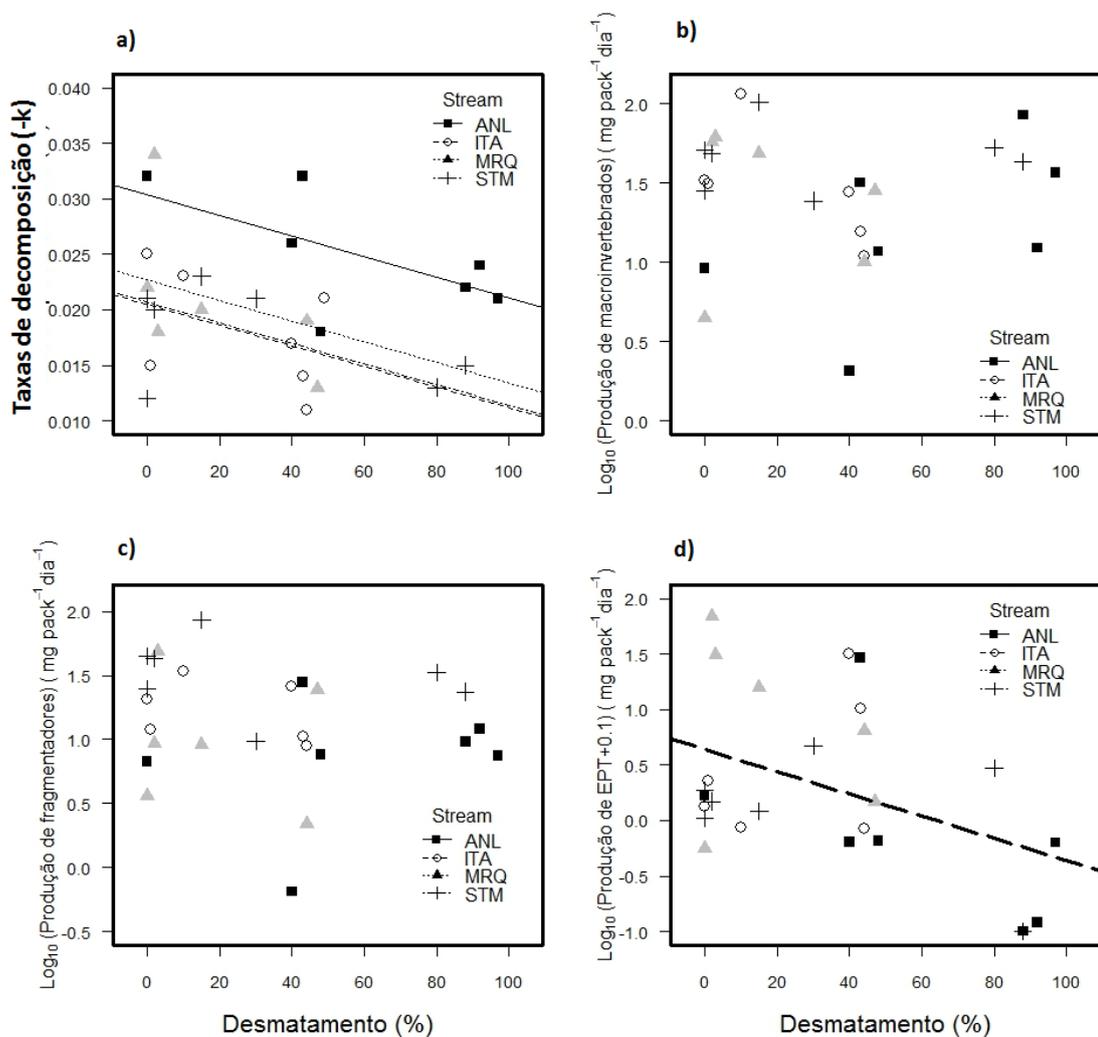
Tabela 3 - Desmatamento, porcentagem remanescente de massa foliar e taxas de decomposição (- k, d<sup>-1</sup>) e produção secundária instantânea (PSI, mg pack<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) total, de fragmentadores e de EPTs nos pontos amostrais.

DESMATAMENTO (%)	PONTO	% MASSA REMANESCENTE	- k	PSI (mg pack <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	PSI DE FRAGMENTADORES (mg pack <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	PSI DE EPTs (mg pack <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
0	STM 1	73,2	0,012	28,4	24,9	1,8
0	STM 3	51,3	0,021	51,0	44,8	1,0
2	STM 2	60,7	0,020	48,8	42,8	1,4
15	STM 4	53,4	0,023	102,3	86,0	1,1
30	STM 5	58,5	0,021	24,4	9,7	4,6
80	STM 6	68,3	0,013	52,6	33,5	2,9
88	STM 7	65,4	0,015	43,0	23,5	0,0
0	MRQ1	53,7	0,022	4,5	3,6	0,5
2	MRQ4	37,5	0,034	57,0	9,3	68,8
3	MRQ3	60,1	0,018	61,2	48,6	30,8
4	MRQ2					
15	MRQ5	55,6	0,020	48,3	9,1	15,6
44	MRQ6	58,5	0,019	10,1	2,2	6,4
44	MRQ7					
47	MRQ8	67,3	0,013	28,1	24,3	1,4
0	ITA1	49,7	0,025	32,9	20,5	1,3
1	ITA4	61,9	0,015	31,3	11,8	2,2
10	ITA5	50,4	0,023	115,0	34,2	0,8
40	ITA7	62,0	0,017	27,8	26,0	31,5
43	ITA3	68,3	0,014	15,6	10,6	10,2
44	ITA2	75,2	0,011	10,9	8,9	0,7

49	ITA6	54,3	0,021			
0	ANL1	34,7	0,032	9,1	6,7	1,6
40	ANL5	49,7	0,026	2,1	0,6	0,5
43	ANL2	37,3	0,032	31,7	27,9	29,3
48	ANL3	65,1	0,018	11,7	7,6	0,6
88	ANL8	55,5	0,022	84,8	9,5	0,0
92	ANL4	59,8	0,024	12,3	12,1	0,0
94	ANL7			0,0	0,0	0,0
97	ANL6	56,7	0,021	36,7	7,4	0,5

Nota: foram perdidas as amostras do dia 28 dos pontos MRQ2, MRQ7, ANL6 e ANL7.

Figura 15 - Relação dos processos ecossistêmicos com o desmatamento.



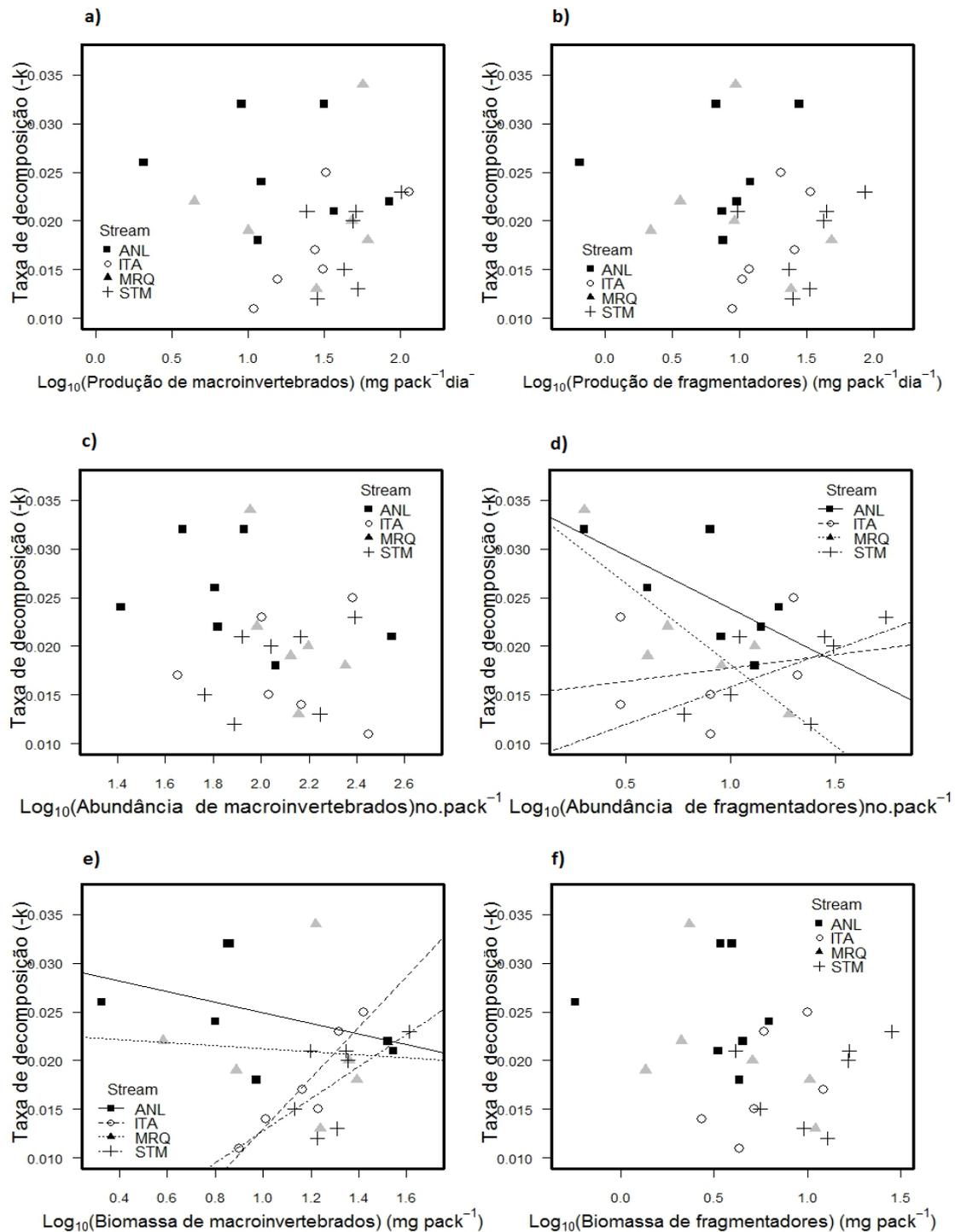
Legenda: (a) - Taxas de decomposição ( $-k$ ,  $d^{-1}$ ) em relação ao gradiente de desmatamento (%); (b) Produção secundária instantânea da comunidade ( $mg\ pack^{-1}\ d^{-1}$ ); (c) - Produção secundária instantânea de fragmentadores ( $mg\ pack^{-1}\ d^{-1}$ ); (d) - Produção secundária instantânea de EPTs ( $mg\ pack^{-1}\ d^{-1}$ ). Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

#### 2.3.4 Relações da produção secundária instantânea, biomassa e abundância com decomposição

Não houve efeito da produção secundária instantânea de fragmentadores (ANCOVA  $F_{1,21} = 0,207$ ,  $P = 0,655$ ) nas taxas de decomposição (Fig. 15b). Bem como, não houve efeito da produção secundária instantânea da comunidade (ANCOVA  $F_{1,18} = 0,754$ ,  $P = 0,397$ ) nas taxas de decomposição (Fig. 15a).

Foi encontrado efeito de interação de rios com a abundância de fragmentadores ( $F_{3,18} = 4,111$ ,  $P = 0,021$ ) na decomposição (Fig. 15d). Também não foi encontrado efeito da abundância da comunidade ( $F_{1,18} = 2,128$ ,  $P = 0,132$ ) (Fig. 15c) sobre a decomposição. Houve efeito marginal da interação da biomassa da comunidade de macroinvertebrados com rios (ANCOVA:  $F_{3,18} = 2,466$ ,  $P = 0,095$ ) (Fig. 15e) sobre as taxas de decomposição, e não houve efeito da biomassa de fragmentadores (ANCOVA:  $F_{1,18} = 0,103$ ,  $P = 0,752$ ) sobre as taxas de decomposição (Fig. 15f).

Figura 16 - Taxas de decomposição em relação à produção secundária, abundância e biomassa de macroinvertebrados.



Legenda: (a) - Taxas de decomposição em relação à produção secundária instantânea da comunidade; (b) - Taxas de decomposição em relação à produção secundária instantânea de fragmentadores; (c) - Taxas de decomposição em relação à abundância da comunidade; (d) - taxas de decomposição em relação à abundância de fragmentadores; (e) Taxas de decomposição em relação à biomassa da comunidade; (f) Taxas de decomposição em relação à biomassa de fragmentadores. Rio Santa Maria (STM), Rio Mariquita (MRQ), Rio Itaperiti (ITA) e Rio Anil (ANL).

## 2.4 Discussão

O uso da terra e em particular o grau de desmatamento causou mudanças no processamento de folhas. Trechos de rios mais florestados tenderam a ter maior biodiversidade, riqueza total e de EPTs. A análise das escalas de uso do solo escolhidas neste estudo demonstrou que o desmatamento foi similar entre as diferentes larguras de *buffers* (15, 30 e 50 m). Levando em consideração que a medida de 30 m de largura de mata ciliar é utilizada nas leis do código florestal brasileiro, foi escolhido utilizar os dados de cobertura do solo do *buffer* de 30 metros. Além disso, alguns estudos mencionam que esta largura de mata ripária é suficiente para manter a integridade e o funcionamento de rios de pequeno porte (ALLAN, 2004; WENGER, 1999). Este estudo mostrou como aspectos do funcionamento do ecossistema e da estrutura da comunidade são alterados quando ocorre a retirada da mata ciliar dentro da área de 30 metros imediatamente ao lado do rio. Embora tenham sido encontradas relações entre estrutura e funcionamento de rios com a largura de mata ciliar utilizada, mais estudos são necessários para avaliar outras questões, como por exemplo, qual tempo necessário para a normalização dos processos e da comunidade após a restauração da mata ripária.

### 2.4.1 Efeitos do desmatamento sobre os parâmetros físicos e químicos dos rios

A perda da vegetação ripária teve influencia direta sobre alguns parâmetros físicos e químicos dos rios estudados, como a temperatura, vazão, sombreamento e concentrações de nutrientes (amônio). O presente trabalho não abordou amplos gradientes de concentrações de nutrientes, mas mostrou a relação do aumento nas concentrações de amônio provenientes de agricultura e pasto com o desmatamento.

Devido à alta intensidade de luz, a temperatura da água tende a aumentar quando a floresta ripária é perdida (ALLAN, 2004). Esta variável seguiu a tendência esperada, sendo maior em ambientes mais desmatados. A vazão ( $L^{-1} s$ ) da água do fluxo também aumentou com o aumento do desmatamento. Isto foi devido aos

pontos impactados estarem sempre à jusante, tendo mais afluentes entrando no riacho. O sombreamento (cobertura da canopia) também variou positivamente em relação ao desmatamento de acordo com o esperado, visto que a cobertura vegetal local foi compatível com a porcentagem de área florestada no trecho. Todos os rios apresentaram um leve estreitamento do rio à jusante, em trechos mais impactados, porém apenas no MRQ o desmatamento teve efeito positivo sobre a largura do rio.

O aumento de nutrientes tem sido considerado uma fonte de modificação dos sistemas de água doce durante as últimas décadas (PÉREZ *et al.*, 2013), visto que muitos rios são naturalmente pobres em nutrientes e isso pode limitar o crescimento dos produtores primários (LOURENÇO-AMORIM *et al.*, 2014). Nos rios estudados, mesmo existindo pouca variação das concentrações de amônio do ponto mais prístino para o ponto mais perturbado ( $1,3 - 11,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) comparado a estudos com impacto do uso do solo (e.g.  $10,9 - 211 \mu\text{g L}^{-1}$ ) (HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006), as concentrações de amônio aumentaram com o gradiente de desmatamento, tendo alguns estudos encontrado essa mesma tendência (HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006; HURYN *et al.*, 2002; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014). As concentrações de fósforo foram relacionadas com o gradiente de desmatamento apenas nos rios MRQ e ANL, e teve uma variação ( $14,9 - 31,3$  no MRQ e  $20,2 - 30,1 \mu\text{g L}^{-1}$  no ANL) similar às encontradas em outros estudos sobre cobertura do solo ( $< 1 - 35 \mu\text{g L}^{-1}$ , HURYN *et al.*, 2002), ( $1,6 - 4,0 \mu\text{g L}^{-1}$ , HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006), porém essa variação não seguiu o gradiente de perturbação da cobertura do solo nos outros rios estudados ( $10,3 - 25,7 \mu\text{g L}^{-1}$  no STM e  $32,4 - 46,3 \mu\text{g L}^{-1}$  no ITA). Maiores concentrações de nutrientes,  $\text{NH}_4$  e  $\text{PO}_4$ , ocorreram onde a mata ciliar foi retirada, isto evidencia o efeito de tamponamento (*buffer*) fornecido pela vegetação ripária.

#### 2.4.1 Efeitos do desmatamento sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Foram encontradas relações da estrutura da comunidade com o desmatamento neste estudo, porém em ambientes com diferentes níveis de perturbações, essa mudança na estrutura da comunidade poderia não ser detectada

(STATZNER; HIGLER, 1985). Em ambientes mais desmatados, foi encontrada menor riqueza e diversidade de macroinvertebrados associados às folhas. Nossos resultados corroboram com a diretiva de utilizar a estrutura da comunidade como um parâmetro de saúde de rios, pois encontramos evidências que a diversidade e riqueza de macroinvertebrados responderam ao impacto gerado pelo desmatamento. Embora não tenha relacionamento significativo da abundância de fragmentadores com o desmatamento, ela foi maior em ambientes mais florestados que em ambientes sem mata ciliar. A baixa densidade de fragmentadores encontrada neste e em outros estudos em áreas de agricultura pode ter sido resposta à redução na quantidade e diversidade de vegetação ripária (LECERF *et al.*, 2005; ZWEIG; RABENI, 2001). Diferentemente de como acontece em ambientes florestados, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos fragmentadores, tem seus recursos limitados e pouco diversos nos ambientes de agricultura, até que chegue uma nova remessa de folhiço advindos de trechos à montante. O baixo fornecimento de alimento ou sua baixa qualidade pode limitar o número de indivíduos fragmentadores de folhas em determinados períodos (Lecerf *et al.* 2005). Alternativamente, alguns pacotes de folhas foram encontrados um pouco sedimentados, corroborando com a hipótese de que baixas densidades podem ser devidas às altas taxas de sedimentação desses locais perturbados, que podem causar detrimento da biota aquática e podem desacelerar o fracionamento biológico do folhiço (ZWEIG; RABENI, 2001).

Entre outros efeitos na biota, existiu uma redução na riqueza de EPTs com o impacto. Provavelmente devido à sua sensibilidade às alterações das condições do rio, seu metabolismo, alimentação, crescimento, emergência e fecundidade podem ser reduzidos em ambientes perturbados (BENKE *et al.*, 1999; MISERENDINO, 2001). Sobretudo, o efeito criado pela combinação da variação no gradiente ambiental e na química da água levou a uma redução na riqueza e abundância por exclusão de espécies sensíveis (BUSS *et al.*, 2002), porém também houve um declínio na abundância de táxons considerados tolerantes, resultando em um declínio acentuado na diversidade total da comunidade desse estudo, padrão encontrado em outros trabalhos em rios tropicais (BOYERO *et al.*, 2011), tornando possível a detecção das perturbações através da estrutura da comunidade. Era esperado que a diversidade funcional trófica dos organismos respondesse ao impacto do uso do solo, mas como apenas a comunidade de folhiço foi analisada,

ela pode não ter refletido a diversidade funcional total dos ambientes, e portanto, não teve relação significativa com o desmatamento. Embora a biomassa da comunidade e de fragmentadores não tenha sido afetada pelo desmatamento, a biomassa de EPTs foi afetada, corroborando com o potencial bioindicador deste grupo de organismos sensíveis às perturbações causadas pelo aumento do desmatamento. Embora áreas desmatadas tenham maiores temperaturas, encontramos maior diversidade nos trechos florestados, contrastando com estudos comparando zonas temperadas e tropicais, onde o principal parâmetro foi a temperatura (REED; CAMPBELL; BAILEY, 1994). Isto provavelmente foi devido ao fato que com o impacto, além da temperatura, outras variáveis importantes para as comunidades de macroinvertebrados mudaram (e.g. concentrações de  $\text{NH}_4$ , velocidade da água e etc.). Além disso, o tipo de habitat pode interagir com a vazão, gerando condições de fluxo particulares ou instabilidade do substrato que podem resultar em efeitos diversos sobre os invertebrados (DANG *et al.*, 2009; DANGER; ROBSON, 2004; HAGEN; WEBSTER; BENFIELD, 2006), contribuindo para tais resultados.

O gradiente de desmatamento explicou os padrões na estrutura da comunidade de invertebrados deste trabalho, no entanto são necessárias maiores investigações em outros parâmetros que podem estar influenciando os resultados. Muitos estudos sugerem que grandes diferenças na comunidade de invertebrados entre diferentes coberturas do solo poderiam não ser esperadas, e que os processos respondessem melhor ao gradiente de perturbação e impacto, como foi encontrado em outros estudos na mesma bacia hidrográfica deste estudo (SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011), e em outros rios tropicais (SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; WANTZEN; WAGNER, 2006). Porém, isso ressalta a necessidade de estudar parâmetros funcionais associados aos parâmetros estruturais, visto que alguns sistemas impactados podem ter o funcionamento do ecossistema prejudicado, mas não a estrutura da comunidade, ou vice-versa.

#### 2.4.3 Efeitos do desmatamento nos processos ecossistêmicos

Um dos processos ecossistêmicos analisados neste trabalho foi impactado pelo desmatamento. As taxas de decomposição foram afetadas por mudanças no uso do solo, sendo mais rápidas em trechos florestados, assim como mostrado em outros estudos em rios tropicais que também encontraram taxas de processamento foliar mais rápidas em rios prístinos (ENCALADA *et al.*, 2010; MCKIE; MALMQVIST, 2009; PAUL; MEYER; COUCH, 2006). Vários fatores influenciam o processamento foliar, no entanto, as variáveis investigadas neste trabalho, não parecem ter influencia nas taxas de decomposição.

A maior luminosidade de locais abertos (sem mata ciliar), geralmente aumenta a temperatura, acelera a produção fotossintética e o metabolismo autotrófico (FLEITUCH, 2013; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014), acelerando a decomposição foliar. No entanto, encontramos menores taxas de decomposição em áreas desmatadas, onde, por sua vez, a temperatura, a velocidade do fluxo de água e a concentração de amônio foram maiores. A velocidade também não interferiu positivamente na decomposição em outro estudo realizado na mesma bacia hidrográfica do presente estudo (SILVA-JUNIOR; MOULTON, 2011). Assim, não foi possível inferir que houve efeito de parâmetros físicos e químicos como o aumento da temperatura, velocidade da água, e concentrações de amônio sobre as taxas de decomposição.

Trechos de rios de pasto ou agricultura tenderam a ter mais nutrientes dissolvidos que trechos florestados. Recentemente, estudos tem avaliado a influência de fatores químicos (nutrientes) nos processos ecossistêmicos (GULIS *et al.*, 2004; WOODWARD *et al.*, 2012). A literatura diz que as folhas de ambientes tropicais geralmente são pouco nutritivas e que nossos rios são no geral oligotróficos. Um aumento na concentração de nutrientes dissolvido na água pode favorecer a atividade de microorganismos, principalmente, hifomicetos. A colonização por hifomicetos tornam as folhas mais nutritivas e palatáveis para os insetos (GRAÇA *et al.*, 2015). Assim, uma maior entrada desses nutrientes pode alterar a estrutura e aumentar abundância da comunidade microbiana (ALLAN, 2004; DELONG; BRUSVEN, 1998), afetando positivamente as taxas de decomposição (ROBINSON; GESSNER, 2000). Porém, neste estudo nós encontramos menores taxas de decomposição onde ocorreram maiores concentrações de  $\text{NH}_4$ , o que contraria alguns estudos (GREENWOOD *et al.*, 2007; GULIS; SUBERKROPP, 2003a; PASCOAL *et al.*, 2003). A maioria dos estudos não

tem medidas individuais de amônio ( $\text{NH}_4$ ), mas reportam altas taxas de nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato + amônio) (GREENWOOD *et al.*, 2007), simulando quantidades encontradas em ambientes perturbados por alterações no uso do solo. Outros estudos não encontraram relação entre nutrientes e processos em ambientes impactados por desmatamento (PÉREZ *et al.*, 2013; POZO *et al.*, 2011), sendo necessários mais estudos avaliando se há efeito de concentrações de amônio separadamente, bem como outros nutrientes, sobre os processos ecossistêmicos como a decomposição foliar.

Embora a decomposição foliar seja considerada um bom indicador de mudanças no uso e cobertura do solo, alguns trabalhos não encontraram uma resposta clara do processamento foliar entre categorias de uso do solo naturais e agrícolas, ao passo que diversas variáveis ambientais, como a concentração de nutrientes, temperatura e composição da comunidade de invertebrados diferiu (GULIS; SUBERKROPP, 2003b). Devido a respostas contrastantes da decomposição às mudanças do uso do solo, recentemente tem sido proposto que, se pelo menos um fator que influencia a decomposição for inferior ou superior aos limites ótimos, o processamento poderá ser retardado apesar de todos os outros fatores serem ótimos (GRAÇA *et al.*, 2015).

Visto que nenhum fator físico ou químico avaliado pode ter contribuído com a diminuição nas taxas de decomposição ao longo do gradiente de desmatamento, é possível inferir que a comunidade bentônica mais diversa e adaptada ao processamento foliar ocorrendo em trechos mais florestados, foi responsável pela aceleração da decomposição foliar em relação às áreas desmatadas. Normalmente, comunidades mais diversas são mais eficientes no uso dos recursos. Por exemplo, organismos com aparelhos bucais diferentes, podem processar diferentes partes do mesmo recurso, mesmo desempenhando o mesmo papel funcional. Estudos têm demonstrado que as taxas de processamento foliar são mediadas pela influencia de muitas variáveis (e.g. estrutura física, nutrientes, micróbios, macroinvertebrados, etc.) (GRAÇA *et al.*, 2015), porém existem diferenças associadas ao clima, geologia, etc. Por isso, mais estudos são necessários para avaliar quais mecanismos específicos que estão interagindo para gerar o impacto da diminuição nas taxas de decomposição causadas pelo desmatamento nesses rios tropicais.

Posto que, apenas a comunidade de folhiço foi analisada neste estudo, não foi encontrada relação da produção secundária da comunidade de folhiço, e de

fragmentadores com o desmatamento, porém a produção secundária de organismos EPTs respondeu ao gradiente de impacto. Levando em consideração que a porcentagem desses organismos é utilizada como ferramenta bioindicadora de impacto (BAPTISTA *et al.*, 2006), e EPTs são organismos sensíveis à qualidade da água, este estudo integrou uma ferramenta estrutural a uma ferramenta funcional bioindicadora da saúde de rios. Portanto, a produção secundária instantânea de EPTs pode ser utilizada como medida funcional da integridade de rios na presente bacia hidrográfica. Porém, serão necessários mais estudos para verificar se essa ferramenta pode ser extrapolada e aplicada a uma ampla gama de rios tropicais. Em cada rio, pode-se observar valores de produção secundária instantânea com variação similar a de outros estudos (AGUIAR *et al.*, 2015). No entanto, em trechos com desmatamento intermediário, a produção secundária de fragmentadores teve valores relativamente mais altos do que nos trechos completamente florestados ou muito degradados. Assim que, não foi possível afirmar que a produção de fragmentadores foi impactada por alterações da cobertura do solo neste estudo. É possível que, a produção deste grupo não tenha apresentado diferenças detectáveis, devido ao fato que os organismos fragmentadores dos trópicos estão sendo mais generalistas que fragmentadores de regiões temperadas, e se alimentam de outros recursos na ausência de folhas das áreas que foram desmatadas. Já nos trechos de impacto intermediário, além da contínua entrada do material alóctone, há maior incidência de luz, aumentando a quantidade de recursos (algas e perífiton) e a sua qualidade (folhas mais palatáveis). Porém, esta tendência não é clara. Visto que a produção secundária é considerada uma boa ferramenta bioindicadora (AGUIAR *et al.*, 2015), outras escalas de cobertura vegetal poderiam refletir mais claramente alterações na produção de macroinvertebrados causadas pelo desmatamento.

#### 2.4.4 Relações entre processos ecossistêmicos

Foi analisada a produção secundária instantânea da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhiço, bem como foram calculadas as taxas de

decomposição foliar nos mesmos pontos de amostragem. Portanto, era esperado que esses processos estivessem fortemente relacionados. Macroinvertebrados fragmentadores de folhas podem contribuir para o processamento foliar por atividade trófica ou por uso da folha como substrato e refúgio. No entanto, não foi encontrada relação da produção secundária da comunidade de folhiço, bem como a de fragmentadores com as taxas de decomposição. Apesar disso, serão necessários mais estudos abordando a comunidade bentônica completamente, bem como mais estudos sobre grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados tropicais, o que ainda hoje é uma lacuna de conhecimento para ecologistas de rios tropicais.

É conhecido que as temperaturas mais quentes em riachos tropicais podem resultar em maior produção secundária (BENKE *et al.*, 1984). No entanto, ambientes desmatados não tiveram altos valores de produção, portanto o efeito da temperatura mencionado na literatura (HURYN; WALLACE, 2000), não foi observado nesse sistema. Algum fator mais importante para o crescimento dos organismos pode ter balanceado o efeito das alterações da cobertura do solo sobre os invertebrados de folhiço.

#### 2.4.5 Efeitos da estrutura da comunidade sobre os processos ecossistêmicos

Embora seja de extrema importância analisar conjuntamente estrutura e funcionamento de ecossistemas, mudanças na estrutura podem estar interagindo com o impacto, provocando ainda mais alterações no funcionamento de rios. Em rios tropicais os maiores responsáveis pelo processamento foliar são macroconsumidores (e.g. camarões) (GREENWOOD *et al.*, 2007; LI; DUDGEON, 2009; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; MOULTON *et al.*, 2010; RAMÍREZ; PRINGLE, 1998; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; WALLACE; EGGERT, 2009), contudo durante o período do presente experimento, poucos camarões foram avistados e nenhum foi achado nos pacotes de folhas no momento da coleta. Portanto, a ação de macroconsumidores não pode ser relacionada às taxas de decomposição nesses córregos, como encontrado em outros estudos (CASTELA; FERREIRA; GRAÇA, 2008; RUEDA-DELGADO; WANTZEN; TOLOSA, 2006). A densidade de

fragmentadores nas amostras foi baixa (~10%), como encontrado em outros estudos em rios tropicais (GREENWOOD *et al.*, 2007; MOULTON; MAGALHÃES, 2003; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014), mas a biomassa média de fragmentadores foi de 44,76%. Isto sugere que mesmo em pequenas quantidades esses organismos podem ter grande importância no processamento foliar nesses córregos. A biomassa média de EPTs foi de 20,53%, com densidade de 15,87%.

Estudos focando grupos funcionais de insetos aquáticos tropicais são muito necessários, dentre outros motivos, porque alguns autores têm sugerido que fragmentadores neotropicais podem ser mais generalistas do que espécies de áreas temperadas (WANTZEN; WAGNER, 2006). Estudos abordando grupos funcionais tróficos tropicais têm encontrado divergências que podem fornecer resultados limitados ou controversos no contexto do funcionamento dos ecossistemas. Por exemplo, um estudo classificou uma espécie da família *Leptophlebiidae* como fragmentador (CASTELA; FERREIRA; GRAÇA, 2008), geralmente eles são considerados raspadores e coletores. Outro estudo encontrou alguns *Chironominae* atuando como fragmentadores (SILVA *et al.*, 2009), comumente esses táxons são considerados coletores.

Neste estudo, a densidade, biomassa e produção de macroinvertebrados não foram relacionadas às taxas de decomposição e tiveram resultados muito diferentes quando se considera a importância de grupos funcionais em todos os sites. Esta informação pode revelar uma importância subjacente de grupo funcional em particular, por exemplo, organismos predadores apresentaram alta produção secundária instantânea e relativamente baixa densidade. E são, portanto, um grupo que deve ser considerado na produção de biomassa, mesmo se forem pouco numerosos.

Nós não encontramos relação entre a riqueza, diversidade taxonômica e funcional com a decomposição. Isto poderia ser explicado pelo fato que foram utilizadas apenas as comunidades presentes nos pacotes de folhas e não a comunidade inteira, o que pode ter causado sub ou superestimação da densidade de alguns grupos funcionais de alimentação.

#### 2.4.1 Os processos escolhidos são bons indicadores de impacto?

Estudos que analisam simultaneamente estrutura e função do ecossistema podem melhorar a nossa compreensão de como as atividades humanas afetam os ecossistemas lóticos. Neste caso, o tipo e a intensidade do impacto medido neste estudo foram suficientemente detectáveis tanto pela estrutura quanto pelo funcionamento do ecossistema. A decomposição foliar respondeu ao gradiente de impacto estudado no presente trabalho, bem como alguns parâmetros da estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Este processo ecossistêmico refletiu a interação dos processos com a estrutura da comunidade. Assim, a decomposição pode ser considerada um bom bioindicador funcional de impacto ambiental, pois seguiu os critérios necessários, sendo econômico para medir, fornecendo resultados facilmente interpretáveis, tendo relação com a escala proposta no estudo e atingindo a meta de resposta. Desta forma, podendo ser utilizada para a gestão de projetos de monitoramento, recuperação, e avaliação de impacto ambiental (NORRIS; HAWKINS, 2000; YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008).

Entretanto, a produção secundária, apesar de ser considerada um bom indicador de mudanças no uso do solo (SHIEH; WARD; KONDRATIEFF, 2003), não foi suficientemente capaz de responder às mudanças ocorridas na escala e intensidade de desmatamento da bacia hidrográfica estudada. A análise simultânea da estrutura da comunidade bentônica de macroinvertebrados, sua produção e das taxas de processamento da matéria orgânica, juntamente com os principais parâmetros ambientais, é fundamental para desenvolver ainda mais a nossa compreensão da dinâmica de córregos tropicais.

#### 2.4.7 Qual é o parâmetro mais sensível à perturbação: a diversidade da comunidade bentônica ou o funcionamento do ecossistema?

O funcionamento do ecossistema engloba um conjunto de parâmetros (propriedades estruturais e emergentes). O uso da estrutura da comunidade, apesar de dar informações sobre aspectos importantes da conservação de ecossistemas (e.g. biodiversidade) muitas vezes não é suficiente para avaliar o estado ecológico de um sistema. Medindo também os processos, será possível verificar se a perturbação ambiental (e.g. desmatamento) está alterando o funcionamento do

ecossistema, mesmo que a estrutura da comunidade (e.g. diversidade) não mude, causando, assim impacto ambiental. A diversidade tem sua importância intrínseca e deve ser levada em consideração, contudo a perda do fornecimento de algum serviço ecossistêmico pode gerar prejuízos imediatos. Portanto, esses parâmetros devem ser utilizados juntos para uma resposta mais completa de como o ecossistema está sendo afetado por impactos ambientais. Neste estudo, tanto a diversidade quanto a função ecossistêmica responderam ao impacto estudado. No entanto, não foi possível diferenciar qual dos aspectos do sistema foi mais sensível na detecção do impacto. Porém para responder a essa questão, seria necessário um monitoramento completo, onde o aumento do impacto possa ser medido não só espacialmente, como ao longo do tempo. Ao passo que, à mínima mudança sendo detectada, seja possível dizer que um aspecto ou outro foi capaz de detectar a perturbação para aquele determinado sistema. Se sensibilidade pode ser definida como o inverso da resistência, também será necessário incluir a resiliência nessa contabilidade.

Algumas variáveis não tiveram relações significativas com o desmatamento, porém elas devem ser avaliadas com mais rigor, pois elas podem estar agindo na estrutura e no funcionamento do ecossistema, como por exemplo: (i) o estreitamento do canal, podendo reduzir a quantidade e heterogeneidade de habitats de fundo, bem como a profundidade do canal; (ii) maior velocidade do fluxo de água associada com o estreitamento do canal causando menor ancoramento dos invertebrados menores e das células microbianas que são levadas para áreas desmatadas, diminuindo assim a colonização e aumentando a renovação das comunidades microbiana e de invertebrados constantemente e reduzindo assim a velocidade do processamento foliar; (iii) aumento das concentrações de nutrientes, alterando os ciclos bioquímicos e influenciando por meio de mecanismos não conhecidos na biodiversidade, na densidade de invertebrados fragmentadores, e na produção secundária de invertebrados aquáticos.

## CONCLUSÃO

Com o exposto acima, propomos que a restauração e preservação de ecossistemas de rios deve ser um foco central das estratégias de gestão para assegurar que os processos ecossistêmicos em bacias hidrográficas estejam agindo como provedores dos serviços ambientais esperados. Nossos resultados refletiram os impactos das perturbações geradas por alterações no uso e cobertura do solo no entorno do rio. As consequências da perda da vegetação ripária ainda não são explicitamente conhecidas nos trópicos, mas o conhecimento dos seus efeitos sobre aspectos físicos, químicos, biológicos e processuais podem contribuir para o desenvolvimento de melhores práticas de manejo do ecossistema e do uso e cobertura do solo de seu entorno (MOULTON, 2012). Portanto, este estudo visa contribuir para a discussão sobre a largura de mata ciliar suficiente para manter a integridade de rios de pequeno porte, também como alterações da vegetação ripária afetam processos ecossistêmicos importantes para o fluxo de energia nos ecossistemas de rios (produção e decomposição) e a estrutura da comunidade associada a eles, e como se dá a relação da produção secundária da comunidade de folhivo e de organismos fragmentadores com o processamento foliar. Estudos que examinam múltiplos estressores e uma variedade de medidas das condições dos rios em relação aos processos ecossistêmicos são necessários para a visualização do cenário atual e para sua recuperação, manejo e conservação futuros (DANG *et al.*, 2009; FOLEY *et al.*, 2005; MOULTON; WANTZEN, 2006; MOULTON, 2012; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010).

Nossos dados sugerem que nesses rios tropicais, a perda de cobertura florestal ripária teve um impacto significativo nos componentes do ecossistema, tais como nas taxas de processos ecossistêmicos, e na estrutura da comunidade de macroinvertebrados, e variáveis físicas e químicas. No entanto, não foi possível inferir quais mecanismos estão agindo ou interagindo para gerar tais resultados.

Para entender a extensão na qual esses padrões afetam a longo prazo e em larga escala o funcionamento de ecossistemas de rios, necessitamos de mais pesquisas, assim como precisamos dar continuidade às pesquisas existentes em regiões tropicais. Essas pesquisas se tornarão cada vez mais importantes em

termos de manejo de ecossistemas lóticos no contexto de mudanças climáticas, intensificadas por alterações no uso e cobertura do solo nos trópicos (ENCALADA *et al.*, 2010; MOULTON; WANTZEN, 2006).

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. C. F. *et al.* Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental science and pollution research international*, 4 fev. 2015.
- AGUIAR, A. C. F. Produção Secundária Instantânea das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos no Rio das Mortes, MG. *Universidade Federal de São João Del Rei*, p. A282p – 96f.;il, 2012.
- ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, n. 1, p. 257–284, 15 dez. 2004.
- ANDERSON, N. H.; SEDELL, J. R. Detritus Processing by Macroinvertebrates in Stream Ecosystem. *Annual Review of Entomology*, v. 24, p. 351–77, 1979.
- ANDRADE, C.. M. *et al.* Densidade de Macroinvertebrados em Diferentes Substratos em Córregos de Mata Atlântica. *Monografia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro*, p. 1–37, 2012.
- ARISTI, I. *et al.* Assessing the Effects of Multiple Stressors on the Functioning of Mediterranean Rivers Using Poplar Wood Breakdown. *The Science of the total environment*, v. 440, p. 272–9, 1 dez. 2012.
- BAPTISTA, D. F. *et al.* A Multimetric Index Based on Benthic Macroinvertebrates for Evaluation of Atlantic Forest Streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 575, n. 1, p. 83–94, 4 out. 2006.
- BARLING, R. D.; MOORE, I. D. Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. *Environmental Management*, v. 18, n. 4, p. 543–558, jul. 1994.
- BARLOCHER, F. Pitfalls of Traditional Techniques When Studying Decomposition of Vascular Plant Remains in aquatic habitats. *Proceedings of the European Meeting on Litter Breakdown in Rivers and Streams*, v. 13, n. 2, p. 1–11, 1997.
- BENKE, A. C. Concepts and Patterns of Invertebrate Production in Running Waters. *Vereinigung Verhandlungen International Limnologie*, p. 25: 15–38, 1993.
- BENKE, A. C. *et al.* Invertebrate Productivity in a Subtropical Blackwater River : The Importance of Habitat and Life History. *Ecological Monographs*, v. 54, n. 1, p. 25–63, 1984.
- BENKE, A. C. *et al.* Length-Mass Relationships for Freshwater Macroinvertebrates in North America with Particular Reference to the Southeastern United States. *Journal of North American Benthological Society*, v. 18, n. 3, p. 308–343, 1999.

- BENKE, A. C. Secondary Production as Part of Bioenergetic Theory - Contributions From Freshwater Benthic Science. *River Research and Applications*, v. 44, p. 36–44, 2010.
- BENKE, A. C.; HURYN, A. D. Secondary Production of macroinvertebrates. *Methods in stream ecology*. 2. ed. [S.l: s.n.], 2007. p. 691–707.
- BENKE, A. C.; WALLACE, J. B. Trophic Basis of Production Among Riverine Caddisflies: Implications for Food Web Analysis. *Ecology*, v. 78, n. 4, p. 1132–1145, 1997.
- BOULTON, A. J.; BOON, P. I. A Review of Methodology Used to Measure Leaf Litter Decomposition in Lotic Environments: Time to Turn Over an Old Leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 42, n. 1, p. 1–43, 1991.
- BOYERO, L. *et al.* Are tropical streams really different? *Journal of North American Benthological Society*, v. 28, n. April, p. 397–403, 2009.
- BOYERO, L. *et al.* Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, v. 92, n. 9, p. 1839–48, set. 2011.
- BUFFAGNI, A.; COMIN, E. Secondary Production of Benthic Communities at the Habitat Scale as a Tool to Assess Ecological Integrity in Mountain Streams. *Hydrobiologia*, p. 183–195, 2000.
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, p. 61–70, 2000.
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, v. 41, n. 2, p. 333–345, mar. 1999.
- BURNS, A.; RYDER, D. S. Response of bacterial extracellular enzymes to inundation of floodplain sediments. *Freshwater Biology*, v. 46, n. 10, p. 1299–1307, 2001.
- BUSS, D. F. *et al.* Influence of Water Chemistry and Environmental Degradation on Macroinvertebrate Assemblages in a River Basin in South-East Brazil. *Hydrobiologia*, n. 481, p. 125–136, 2002.
- BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates in Brazil: Comparison Between Sampling Techniques and Mesh Sizes. *Neotropical entomology*, v. 37, n. 3, p. 288–95, 2008.
- CARLISLE, D. M.; CLEMENTS, W. H. Growth and Secondary Production of Aquatic Insects Along a gradient of Zn Contamination in Rocky Mountain Streams. *Journal of North American Benthological Society*, v. 22, n. 4, p. 582–597, 2003.
- CARLISLE, D. M.; CLEMENTS, W. H. Leaf Litter Breakdown, Microbial Respiration and Shredder Production in Metal-Polluted Streams. *Freshwater Biology*, v. 50, n. 2, p. 380–390, 2005.

CASTELA, J.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S. Evaluation of Stream Ecological Integrity Using Litter Decomposition and Benthic Invertebrates. *Environmental pollution*, v. 153, n. 2, p. 440–9, maio 2008.

CLAPCOTT, J. E. *et al.* Quantifying Relationships Between Land-Use Gradients and Structural and Functional Indicators of Stream Ecological Integrity. *Freshwater Biology*, v. 57, n. 1, p. 74–90, 2012.

COVICH, A. P. *et al.* The Role of Biodiversity in the Functioning of Freshwater and Marine Benthic Ecosystems. *BioScience*, v. 54, n. 8, p. 767, 2004.

CUMMINS, K. W. *et al.* Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience*, v. 39, n. 1, p. 24–30, 1989.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The Use of Invertebrate Functional Groups to Characterize Ecosystem Attributes in Selected Streams and Rivers in South Brazil. *Studies on neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n. 1, p. 69–89, 2005.

DANG, C. K. *et al.* Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology*, v. 90, n. 1, p. 122–131, 2009.

DANGER, A. R.; ROBSON, B. J. The Effects of Land Use on Leaf-Litter Processing by Macroinvertebrates in an Australian Temperate Coastal Stream. *Aquatic Sciences*, v. 66, n. 3, p. 1–9, ago. 2004.

DANGLES, O.; MALMQVIST, B. Species Richness-Decomposition Relationships Depend on Species Dominance. *Ecology Letters*, v. 7, n. 5, p. 395–402, 1 abr. 2004.

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Macroinvertebrate Community Structure Along the Longitudinal Gradient of an Agriculturally Impacted Stream. *Environmental management*, v. 22, n. 3, p. 445–57, maio 1998.

DOBSON, M.; HILDREW, A. G. A Test of Resource Limitation Among Shredding Detritivores in Low Order Streams in Southern England. *Journal of Animal Ecology*, v. 61, n. 1, p. 69–77, 1992.

DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Responses of Freshwater Biota to Human Disturbances: Contribution of J-NABS to Developments in Ecological Integrity Assessments. *Journal of North American Benthological Society*, v. 29, n. 1, p. 286–311, 2010.

DUDGEON, D. Life histories, secondary production and microdistribution of hydropsychid caddisflies (trichoptera) in a tropical forest stream. *Journal of Zoology*, v. 243, n. 1, p. 191–210, 1997.

DUDGEON, D. Life history, secondary production and microdistribution of stenopsyche angustata (trichoptera: stenopsycheidae) in a tropical forest stream. *Journal of Zoology*, v. 238, p. 679–691, 1996a.

DUDGEON, D. Life-histories, secondary production and microdistribution of psephenidae (coleoptera, insecta) in a tropical forest stream. *Journal of Zoology*, v. 236, n. 3, p. 465–481, 1995.

DUDGEON, D. Patterns of variation in secondary production in a tropical stream. *Archiv fur Hydrobiologie*, v. 144, n. 3, p. 271–281, 1999.

DUDGEON, D. The life history, secondary production and microdistribution of ephemera spp.(ephemeroptera: ephemeridae) in a tropical forest stream. *Archiv fur Hydrobiologie*, p. 135: 473–483, 1996b.

DUDGEON, D.; CHEUNG, F. K. W.; MANTEL, S. K. Foodweb structure in small streams: Do we need different models for the tropics? *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, n. 2, p. 395–412, jun. 2010.

EDGAR, G. J. The Use of the Size Structure of Benthic Macrofaunal Communities to Estimate Fauna Biomass and Secondary Production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 137, p. 195–214, 1990.

ENCALADA, A. C. *et al.* Riparian Land Use and the Relationship Between the Benthos and Litter Decomposition in Tropical Montane Streams. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 8, p. 1719–1733, abr. 2010.

FEIO, M. J. *et al.* Functional Indicators of Stream Health: A River-Basin Approach. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 5, p. 1050–1065, 2010.

FERNANDES, M. R.; AGUIAR, F. C.; FERREIRA, M. T. Assessing Riparian Vegetation Structure and the Influence of Land Use Using Landscape Metrics and Geostatistical Tools. *Landscape and Urban Planning*, v. 99, n. 2, p. 166–177, fev. 2011.

FLEITUCH, T. Effects of Nutrient Enrichment and Activity of Invertebrate Shredders on Leaf Litter Breakdown in Low Order Streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 98, n. 4, p. 191–198, 24 ago. 2013.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–4, 22 jul. 2005.

FRIBERG, N. *et al.* Relationships Between Structure and Function in Streams Contrasting in Temperature. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2051–2068, out. 2009.

FU, G.; BUTLER, D.; KHU, S. The Impact of New Developments on River Water Quality from an Integrated System Modelling Perspective. *The Science of the total environment*, v. 407, n. 4, p. 1257–67, 1 fev. 2009.

GESSNER, M. O. Differences in Processing Dynamics of Fresh and Dried Leaf Litter in a Stream Ecosystem. *Freshwater Biology*, v. 26, n. 3, p. 387–398, 1991.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. a Case for Using Litter Breakdown To Assess Functional Stream Integrity. *Ecological Applications*, v. 12, n. 2, p. 498–510, abr. 2002.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, n. 85, p. 2, 1999.

GILLER, P. S. *et al.* Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning : Emerging Issues and Their Experimental Test in Aquatic Environments. *Oikos*, v. 104, p. 423–436, 2004.

GILLER, P. S. River Restoration: Seeking Ecological Standards. Editor's Introduction. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, p. 201–207, 18 abr. 2005.

GONÇALVES JR., J. F. *et al.* Invertebrate Colonisation During Leaf Processing of Native, Exotic and Artificial Detritus in a Tropical Stream. *Marine and Freshwater Research*, n. 63, p. 428–439, 2012.

GONÇALVES JR., J. F. *et al.* Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, v. 91, n. 2, p. 164–177, maio 2006.

GRAÇA, M. A. S. *et al.* A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 100, n. 1, p. 1–12, 12 fev. 2015.

GREENWOOD, J. L. *et al.* Nutrients Stimulate Leaf Breakdown Rates and Detritivore Biomass: Bottom-up Effects via Heterotrophic Pathways. *Oecologia*, v. 151, n. 4, p. 637–49, abr. 2007.

GÜCKER, B. *et al.* Urban Stressors Alter the Trophic Basis of Secondary Production in an Agricultural Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 68, n. 1, p. 74–88, jan. 2011.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of Agricultural Land Use on Ecosystem Structure and Whole-Stream Metabolism of Tropical Cerrado Streams. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2069–2085, out. 2009.

GÜCKER, B.; BRAUNS, M.; PUSCH, M. T. Effects of Wastewater Treatment Plant Discharge on Ecosystem Structure and Function of Lowland Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 2, p. 313–329, 2006.

GULIS, V. *et al.* Effects of Nutrient Enrichment on the Decomposition of Wood and Associated Microbial Activity in Streams. *Freshwater Biology*, v. 49, n. 11, p. 1437–1447, nov. 2004.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Effect of Inorganic Nutrients on Relative Contributions of Fungi and Bacteria to Carbon Flow from Submerged Decomposing Leaf Litter. *Microbial ecology*, v. 45, n. 1, p. 11–9, jan. 2003a.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Interactions Between Stream Fungi and Bacteria Associated with Decomposing Leaf Litter at Different Levels of Nutrient Availability. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 30, p. 149–157, 2003b.

HAGEN, E. M.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Are Leaf Breakdown Rates a Useful Measure of Stream Integrity Along an Agricultural Landuse Gradient? *Journal of the North American Benthological Society*, Não lembro se inclui na planilha de frases, v. 25, n. 2, p. 330–343, jun. 2006.

HALL, Jr. Robert O.; WALLACE, J. B.; EGGERT, Susan L. Organic Matter Flow in Stream Food Webs with Reduced Detrital Resource Base. *Ecology*, v. 81, n. 12, p. 3445–3463, 2000.

HASSETT, Brooke *et al.* Restoring watersheds project by project: Trends in Chesapeake Bay tributary restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 3, p. 259–267, 2005.

HLADYZ, S. *et al.* Leaf-litter Breakdown in Pasture and Deciduous Woodland Streams: a Comparison Among Three European Regions. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 9, p. 1916–1929, 10 set. 2010.

HUNTER, M. D.; PRICE, P. W. Playing Chutes and Ladders: Heterogeneity and the Relative Roles of Bottom-up and Top-down Forces in Natural Communities. *Ecology*, v. 73, n. 3, p. 724–732, 1992.

HURYN, A. D. *et al.* Catchment Land-use, Macroinvertebrates and Detritus Processing in Headwater Streams: Taxonomic Richness versus Function. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 3, p. 401–415, mar. 2002.

HURYN, A. D.; WALLACE, J. B. Life History and Production of Stream Insects. *Annual Review of Entomology*, n. 107, p. 83–110, 2000.

IPCC. Climate Change 2007, the Fourth Assessment Report (AR4). *Intergovernmental Panel on Climate Change*, p. 1–73, 2007.

JACOBSEN, D. *et al.* Macroinvertebrates. composition, life histories and production. *Tropical Stream Ecology*. [S.l: s.n.], 2008. p. 65–105.

KARR, J. R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, v. 1, n. 1, p. 66–84, fev. 1991.

KRATZER, E. B. *et al.* Macroinvertebrate distribution in relation to land use and water chemistry in New York City drinking-water-supply watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 4, p. 954–976, dez. 2006.

LECERF, A. *et al.* Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia*, v. 146, n. 3, p. 432–42, dez. 2005.

LEPORI, F.; PALM, D.; MALMQVIST, B. Effects of Stream Restoration on Ecosystem Functioning: Detritus Retentiveness and Decomposition. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 2, p. 228–238, 2005.

LI, A. O. Y.; DUDGEON, D. Shredders: species richness, abundance, and role in litter breakdown in tropical Hong Kong streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 28, n. 1, p. 167–180, mar. 2009.

LOGAN, M. *Biostatistical Design and Analysis Using R*. [S.l.]: Wiley-Blackwell., 2010. p. 546

LOURENÇO-AMORIM, C. *et al.* Control of Periphyton Standing Crop in an Atlantic Forest Stream: the Relative Roles of Nutrients, Grazers and Predators. *Freshwater Biology*, v. 59, n. 11, p. 2365–2373, 8 nov. 2014.

LOWRANCE, R. *et al.* Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental management*, v. 21, n. 5, p. 687–712, set. 1997.

LUGTHART, G. J.; WALLACE, J. B.; HURYIN, A. D. Secondary Production of Chironomid Communities in Insecticide-Treated and Untreated Headwater Streams. *Freshwater Biology*, v. 24, p. 417–427, 1990.

MALMQVIST, B.; RUNDLE, S. Threats to the Running Water Ecosystems of the World. *Environmental Conservation*, v. 29, n. 02, p. 134–153, 2002.

MCKIE, B. G.; MALMQVIST, B. Assessing Ecosystem Functioning in Streams Affected by Forest Management: Increased Leaf Decomposition Occurs Without Changes to the Composition of Benthic Assemblages. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2086–2100, out. 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being: Wetland and Water Synthesis*. ECOSYSTEMS ed. [S.l.]: World Resources Institute, 2005. p. ISBN 1–56973–597–2: 1–67

MISERENDINO, M. L. Length-mass Relationships for Macroinvertebrates in Freshwater Environments of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral*, v. 11, p. 3–8, 2001.

MORIN, A. Empirical Models Predicting Population Abundance and Productivity in Lotic Systems. *Journal of North American Benthological Society*, v. 16, n. 2, p. 319–337, 1997.

MORIN, A.; DUMONT, P. A Simple Model to Estimate Growth Rate of Lotic Insect Larvae and its Value for Estimating Population and Community Production. *Journal of North American Benthological Society*, v. 13, n. 3, p. 357–367, 1994.

MOSS, M. Effects of Nutrient Enrichment on Yellow Poplar and White Oak Leaf Decomposition and Fungal Activity in a Southeastern Stream. *Journal of science & health at the university of Alabama*, v. 1, p. 17–20, 2002.

MOULTON, T. P. Ecosystem Theory and Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 22, n. 4, p. 423–426, 3 jun. 2012.

MOULTON, T. P. *et al.* Macroconsumers are More Important Than Specialist Macroinvertebrate Shredders in Leaf Processing in Urban Forest Streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 638, p. 55–66, 2010.

MOULTON, T. P.; MAGALHÃES, S. A. P. Responses of Leaf Processing to Impacts in Streams in Atlantic Rain Forest, Rio de Janeiro, Brazil - a Test of the Biodiversity-Ecosystem Functioning Relationship? *Brazilian journal of biology*, v. 63, n. 1, p. 87–95, mar. 2003.

MOULTON, T. P.; WANTZEN, K. M. Conservation of Tropical Streams Special Questions or Conventional Paradigms? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 16, p. 659–663, 2006.

MULLER, R. *et al.* Rapid Exposure Assessment of PSII Herbicides in Surface Water Using a Novel Chlorophyll a Fluorescence Imaging Assay. *Science of the Total Environment*, v. 401, n. 1-3, p. 51–59, 2008.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. *Analytica Chimica Acta*, v. 27, p. 31–36, 1962.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–8, 2000.

NERES-LIMA, Vinicius. Fluxo de Carbono em Teias Tróficas e Métricas de Estrutura Trófica da Comunidade de Rios Florestados e Impactados da Bacia do Rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro. *Universidade do Estado do Rio de Janeiro*, v. L732, n. 118 f., p. CDU 574.5, 2013.

NORRIS, R. H; HAWKINS, C. P. Monitoring River Health. *Hydrobiologia*, n. 435, p. 5–17, 2000.

OLIVEIRA, R. B. S. *et al.* Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macacu Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 6, p. 1584–1593, 2011.

OLSON, J. S . Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecological Society of America*, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.

PASCOAL, C. *et al.* Assessing Structural and Functional Ecosystem Condition using Leaf Breakdown: Studies on a Polluted River. *Freshwater Biology*, v. 48, n. 11, p. 2033–2044, 2003.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L.; COUCH, C. A. Leaf Breakdown in Streams Differing in Catchment Land Use. *Freshwater Biology*, v. 51, n. 9, p. 1684–1695, set. 2006.

- PÉREZ, J. *et al.* Inter- and Intra-Regional Variability of Leaf Litter Breakdown in Reference Headwater Streams of Northern Spain: Atlantic versus Mediterranean Streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 96, n. 1, p. 105–117, 18 fev. 2011.
- PÉREZ, J. *et al.* Leaf-litter Processing in Headwater Streams of Northern Iberian Peninsula: Moderate Levels of Eutrophication do not Explain Breakdown Rates. *Hydrobiologia*, v. 718, n. 1, p. 41–57, 27 jun. 2013.
- PISCART, C. *et al.* Effects of Intense Agricultural Practices on Heterotrophic Processes in Streams. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, v. 157, n. 3, p. 1011–8, mar. 2009.
- PISCART, C. *et al.* Leaf Litter Recycling in Benthic and Hyporheic Layers in Agricultural Streams with Different Types of Land Use. *The Science of the total environment*, v. 409, n. 20, p. 4373–80, 15 set. 2011.
- POLIS, G. A. Food webs , trophic cascades and community structure. *Australian Journal of Ecology*, v. 19, p. 121–136, 1994.
- POWER, M. *et al.* Algal Mats and Insect Emergence in Rivers Under Mediterranean Climates: Towards Photogrammetric Surveillance. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2101–2115, out. 2009.
- POZO, J. *et al.* Leaf-litter Decomposition in Headwater Streams: a Comparison of the Process Among Four Climatic Regions. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 30, n. 4, p. 935–950, 2011.
- QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. Experimental design and data analysis for biologist. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 277, n. 2, p. 537, 2002.
- QUINN, J. M. *et al.* Shade Effects on Stream Periphyton and Invertebrates: An Experiment in Streamside Channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 31, n. 5, p. 665–683, dez. 1997.
- QUINN, J. M.; PHILLIPS, N. R.; PARKYN, S. M. Factors Influencing Retention of Coarse Particulate Organic Matter in Streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 32, n. 8, p. 1186–1203, 2007.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, R. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. (R Development Core Team, Org.) *R Foundation for Statistical Computing*. [S.l.]: R Foundation for Statistical Computing. , 2011
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional Feeding Groups of Aquatic Insect Families in Latin America : a Critical Analysis and Review of Existing Literature. *Revista de Biología Tropical*, v. 62, n. April, p. 155–167, 2014.
- RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C. M. Structure and Production of a Benthic Insect Assemblage in a Neotropical Stream. *Journal of North American Benthological Society*, v. 17, n. 4, p. 443–463, 1998.

RAMOS, S. M. Efeito do Percentual Florestal Sobre a Macrofauna Bentônica em Riachos no Oeste do Paraná. *Universidade Federal do Paraná*, p. 1–82, 2012.

RASMUSSEN, J. J. *et al.* Impacts of Pesticides and Natural Stressors on Leaf Litter Decomposition in Agricultural Streams. *Science of the Total Environment*, v. 416, p. 148–155, 2012.

REED, J. L.; CAMPBELL, I. C.; BAILEY, P. C. E. The Relationship Between Invertebrate Assemblages and Available Food at Forest and Pasture Sites in Three Southeastern Australian Streams. *Freshwater Biology*, v. 32, p. 641–650, 1994.

RICHARDSON, J. S. Seasonal Food Limitation of Detritivores in a Montane Stream: an Experimental Test. *Ecology*, v. 72, n. 3, p. 873–887, 1991.

RIIPINEN, M. P. *et al.* Invertebrate Community Structure and Ecosystem Functioning in European Conifer Plantation Streams. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 2, p. 346–359, fev. 2010.

RIIPINEN, M. P.; DAVY-BOWKER, J.; DOBSON, M. Comparison of structural and functional stream assessment methods to detect changes in riparian vegetation and water pH. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2127–2138, out. 2008.

ROBINSON, C. T.; GESSNER, M. O. Nutrient Addition Accelerates Leaf Breakdown in an Alpine Springbrook. *Oecologia*, v. 122, n. 2, p. 258–263, 2000.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. [S.l.: s.n.], 1993. p. 1–9.

RUEDA-DELGADO, G.; WANTZEN, K. M.; TOLOSA, M. B. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream : effects of seasonal hydrological changes. *Journal of North American Benthological Society*, v. 25, n. 1, p. 233–249, 2006.

SANDIN, L.; SOLIMINI, A. G. Freshwater Ecosystem Structure-Function Relationships: from Theory to Application. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2017–2024, out. 2009.

SHIEH, S.; WARD, J. V.; KONDRATIEFF, B. C. Longitudinal Changes in Macroinvertebrate Production in a Stream Affected by Urban and Agricultural Activities. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 157, n. 4, p. 483–503, 15 jul. 2003.

SILVA, F. L. *et al.* Categorização Funcional Trófica das Comunidades de Macroinvertebrados de Dois Reservatórios na Região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 31, n. 1, p. 73–78, 16 abr. 2009.

SILVA-JUNIOR, E. F. *et al.* Leaf Decomposition and Ecosystem Metabolism as Functional Indicators of Land Use Impacts on Tropical Streams. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 195–204, jan. 2014.

SILVA-JUNIOR, E. F.; MOULTON, T. P. Ecosystem Functioning and Community Structure as Indicators for Assessing Environmental Impacts: Leaf Processing and Macroinvertebrates in Atlantic Forest Streams. *International Review of Hydrobiology*, v. 96, n. 6, p. 656–666, 5 dez. 2011.

SIROMBRA, M. G.; MESA, L. M. A Method for Assessing the Ecological Quality of Riparian Forests in Subtropical Andean Streams: QBRy Index. *Ecological Indicators*, v. 20, p. 324–331, set. 2012.

SNYDER, C. D. *et al.* Influences of Upland and Riparian Land Use Patterns on Stream Biotic Integrity. *Landscape Ecology*, v. 18, n. 7, p. 647–664, 2003.

SOBOTA, D. J. *et al.* A Stable Isotope Tracer Study of the Influences of Adjacent Land Use and Riparian Condition on Fates of Nitrate in Streams. *Ecosystems*, v. 15, p. 1–17, 2012.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams : a multiple-scale analysis Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams : a multiple-scale analysis. *Journal of North American Benthological Society*, v. 20, n. 1, p. 44–59, 2001.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, n. 46, p. 1409–1424, 2001.

STATZNER, B.; HIGLER, B. Questions and Comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 42, p. 1038–1044, 1985.

STEPHENSON, J. M.; MORIN, A. Covariation of Stream Community Structure and Biomass of Algae, Invertebrates and Fish with Forest Cover at Multiple Spatial Scales. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2139–2154, 2009.

STRAYER, David L *et al.* Challenges for Freshwater Invertebrate Conservation. *Journal of North American Benthological Society*, v. 25, n. 2, p. 271–287, 2006.

SWEENEY, B. W. *et al.* Riparian Deforestation, Stream Narrowing, and Loss of Stream Ecosystem Services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 39, p. 14132–7, 28 set. 2004.

TAYLOR, B. W. *et al.* Improving the fluorometric ammonium method: matrix effects, background fluorescence, and standard additions. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 26, n. 2, p. 167–177, 2007.

TONELLO, G. *et al.* Colonização de Invertebrados Durante a Decomposição de Diferentes Detritos Vegetais em um Riacho Subtropical. *Brazilian journal of Biosciences*, v. 12, n. 2, p. 98–105, 2014.

- TONIN, A. M. *et al.* Understanding of Colonization and Breakdown of Leaves by Invertebrates in a Tropical Stream is Enhanced by Using Biomass as Well as Count Data. *Hydrobiologia*, v. 740, n. 1, p. 79–88, 15 jun. 2014.
- VITOUSEK, P. M. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, v. 75, n. 7, p. 1861–1876, out. 1994.
- VÖRÖSMARTY, C. J. *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v. 467, p. 555–561, 30 set. 2010.
- WAHL, C. M.; NEILS, A.; HOOPER, D. Impacts of Land Use at the Catchment Scale Constrain the Habitat Benefits of Stream Riparian Buffers. *Freshwater Biology*, v. 58, p. 2310–2324, 19 ago. 2013.
- WALLACE, J. B. *et al.* Effects of Resource Limitation on a Detrital-Based Ecosystem. *Ecological Monographs*, v. 69, n. 4, p. 409–442, 1999.
- WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L. Benthic Invertebrate Fauna, Small Streams. *Encyclopedia of Inland Waters*, v. 2, p. 173–190, 2009.
- WALLACE, J. B.; GRUBAUGH, J. W.; WHILES, M. R. Biotic Indices and Stream Ecosystem Processes: Results from an Experimental Study. *Ecological Applications*, v. 6, n. 1, p. 140, fev. 1996.
- WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus Processing by Invertebrate Shredders: a Neotropical–Temperate Comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 1, p. 216–232, 2006.
- WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 17, n. 1, p. 567–594, nov. 1986.
- WENGER, S. *A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation*. [S.l: s.n.], 1999. p. 1–59
- WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf Litter Decomposition and Macroinvertebrate Communities in Headwater Streams Draining Pine and Hardwood Catchments. *Hydrobiologia*, v. 353, p. 107–119, 1997.
- WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Macroinvertebrate Production in a Headwater Stream During Recovery from Anthropogenic Disturbance and Hydrologic Extremes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 2402–2422, 1995.
- WOODWARD, G. Biodiversity, Ecosystem Functioning and Food Webs in Fresh Waters: Assembling the Jigsaw Puzzle. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2171–2187, out. 2009.
- WOODWARD, G. *et al.* Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science*, v. 336, n. 6087, p. 1438–40, 15 jun. 2012.

WOODWARD, G.; SPEIRS, D. C.; HILDREW, A. G. Quantification and Resolution of a Complex , Size-Structured Food Web. *Advances in Ecologica Research*. [S.l: s.n.], 2005. v. 36. p. (36) 85–135.

YOUNG, R. G.; COLLIER, K. J. Contrasting Responses to Catchment Modification Among a Range of Functional and Structural Indicators of River Ecosystem Health. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2155–2170, out. 2009.

YOUNG, R. G.; HURYN, A. D. Effects of Land Use on Stream Metabolism and Organic Matter Turnover. *Ecological Applications*, v. 9, n. 4, p. 1359–1376, nov. 1999.

YOUNG, R. G.; MATTHAEI, C. D.; TOWNSEND, C. R. Organic Matter Breakdown and Ecosystem Metabolism: Functional Indicators for Assessing River Ecosystem Health. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 27, n. 3, p. 605–625, set. 2008.

ZWEIG, L. D.; RABENI, C. F. Biomonitoring for Deposited Sediment Using Benthic Invertebrates : aTest on 4 Missouri Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 20, n. 4, p. 643–657, 2001.

**APÊNDICE A - Táxons encontrados nos rios da bacia Guapiçu e seus grupos funcionais tróficos.**

ORDEM	FAMÍLIA	SUBFAMÍLIA/GÊNERO	SIGLA	GRUPO FUNCIONAL TRÓFICO
ACARI	ACARI		Pr	PREDADOR
COLEOPTERA	ELMIDAE		Sc	RASPADOR
CRUSTACEA	COPÉPODE		Cg	COLETOR
	CRUSTACEA		Sc	RASPADOR
	OSTRACODA		Cf	FILTRADOR
DIPTERA	ADULTO		Cg	COLETOR
	CHIRONOMIDAE			
		CHIRONOMINAE	Cg	COLETOR
		ORTOCLADINAE	Sc	RASPADOR
		STENOCHIRONOMUS	Sh	FRAGMENTADOR
		TANYPODINAE	Pr	PREDADOR
	CERATOPOGONIDAE		Pr	PREDADOR
	EMPIDIDAE		Pr	PREDADOR
	PUPA		Cg	COLETOR
	TIPULIDAE		Sh	FRAGMENTADOR
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE		Sc	RASPADOR
	LEPTOHYPHIIDAE		Cg	COLETOR
	LEPTOPHLEBIIDAE		Cg	COLETOR
HEMIPTERA	VELIIDAE		Pr	PREDADOR
HIRUDINEA	HIRUDINEA		Pr	PREDADOR
LEPIDOPTERA	LEPIDOPTERA		Sh	FRAGMENTADOR
MOLLUSCA	AMPULARIDAE		Sc	RASPADOR
	ANCILIDAE		Sc	RASPADOR
	PHYSIDAE		Sc	RASPADOR
	PLANORBIDAE		Sc	RASPADOR
ODONATA	AESHNIDAE		Pr	PREDADOR
	ANISOPTERA		Pr	PREDADOR
	CALOPTERIGIDAE_S_RABO		Pr	PREDADOR
	CORDULIIDAE		Pr	PREDADOR
	GOMPHIDAE		Pr	PREDADOR
	LIBELLULIDAE		Pr	PREDADOR
	MEGAPODAGRIONIDAE		Pr	PREDADOR
	PERILESTIDAE		Pr	PREDADOR
PLECOPTERA	GRIOPTERYGIDAE		Sc	RASPADOR
	PERLIDAE		Pr	PREDADOR
TRICHOPTERA	CALAMORERATIDAE		Sh	FRAGMENTADOR
	GLOSSOMATIDAE		Sc	RASPADOR
	HELICOPSICHIDAE		Sc	RASPADOR
	HYDROPSYCHIDAE		Cf	FILTRADOR

ORDEM	FAMÍLIA	SUBFAMÍLIA/GÊNERO	SIGLA	GRUPO FUNCIONAL TRÓFICO
	HYDROPTILIDAE		Sc	RASPADOR
	LEPTOCERIDAE		Sh	FRAGMENTADOR
	LIMNEPHILIDAE		Cg	COLETOR
	ODONTOCERIDAE		Sh	FRAGMENTADOR