



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

VIVIAN DE MELLO CIONEK

**Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso
do solo**

Maringá
2016

VIVIAN DE MELLO CIONEK

Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso do solo

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
Coorientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton
Coorientador: Dr. Fabio Oliveira Nascimento
Fogaça

Maringá
2016

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

C576e Cionek, Vivian de Mello, 1985-
Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso do solo /
Vivian de Mello Cionek. -- Maringá, 2016.
75 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientadora: Prof.ª Dr.ª Evanilde Benedito.
Coorientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton.
Coorientador: Dr. Fábio Oliveira Nascimento Fogaça.

1. Ecologia de riachos - Fluxo de energia - Processamento foliar - Paraná (Estado). 2.
Ecologia de riachos - Cadeia alimentar - Paraná (Estado). 3. Isótopos estáveis - Riachos
Neotropicais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.6413098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

VIVIAN DE MELLO CIONEK

Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso do solo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Yara Moretto
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Prof. Dr. Alexandre Leandro Pereira
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 29 de fevereiro de 2016.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar preciso agradecer todo o apoio e suporte que meus pais, Rosany e Renato, me deram ao longo de toda essa jornada acadêmica. Estão sempre ao meu lado, sempre me acompanhando e aconselhando. Tenho certeza de que sou uma pessoa melhor por ter vocês ao meu lado. E, em especial, minha mãe, minha eterna psicóloga e sem a qual não teria tido toda a paz e calma necessárias à conclusão desta etapa, você foi essencial!!! Amo vocês!

Um agradecimento especial ao meu irmão, que me apoia e torce por minhas conquistas. Sempre me aconselha e me ouve quando tenho dúvidas com relação ao futuro.

Ao meu parceiro, amigo e namorado, Luiz Gustavo. A pessoa que nunca me deixa esquecer que “é preciso sair da sua zona de conforto”. A pessoa com quem divido ideais, que me estimula e torce pelo meu sucesso. Te amo!

À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Evanilde por me deixar livre para buscar novas ideias e acreditar no meu potencial. Somamos 11 anos de parceria e acredito que progredimos juntas. Obrigada!

Ao meu co-orientador, Prof. Tim Moulton por sempre me socorrer nos momentos de dúvidas, me receber em seu laboratório com tanto carinho e atenção, e me orientar com bastante cuidado, mesmo à distância. Devia ter passado mais tempo ai com vocês! Tenho certeza que só aprenderia mais e mais.

Ao amigo e agora, co-orientador, Dr. Fabio Fogaça, pela parceria, compreensão e paciência. Obrigada por me ensinar tantas coisas e aguentar a teimosia.

Um agradecimento especial à Claudia Andrade e Ana, por terem me recebido e feito companhia durante minhas estadias no Rio. E a todos o pessoal do Lab. de Ecologia de Rios e Córregos da UERJ, obrigada pelas gentilezas e por recepcionarem sempre com muito carinho.

Aos meus queridos amigos (antes de tudo) e parceiros de laboratório, Fábio, Patricia, Laryssa, Gustavo e Gislaïne que há muito tempo me incentivam. Com certeza é de vocês que mais sentirei falta!! Um agradecimento especial ao Gustavo pela leitura crítica de todo esse trabalho, por todas as dicas importantes e contribuições efetivas para a melhoria do manuscrito.

Agradeço imensamente a todos os amigos que dedicaram um tempinho para ler e avaliar este trabalho. Suas críticas e sugestões foram essenciais!! Me ajudaram a enxergar muitos errinhos e a melhorar a qualidade do trabalho. Obrigada Gustavo, Fabio, Bruno e Laryssa.

Agradeço a toda a minha família por toda a convivência. Todos meus tios, primos, avós e toda a criançada. Vocês são todos uma inspiração para mim. Principalmente o Miguel Aranha, meu afilhado lindo!

A todos os colegas que contribuíram com os trabalhos de coleta e laboratório, sem a ajuda de vocês seria impossível alcançar qualquer objetivo: Lucas Milani, Laryssa, Bruno, Paulo, Rosana, Beatriz, Érica, Lucas Lolis, Regiane e Leandro. Obrigada!

Aos amigos e colegas mais que especiais, com quem dividi muitos momentos de alegria. Thamís, Vivian (Bibian), Juliana, Paulão, Lidiane, Andressa, Sissi, Milena, Cibely, Natalia Lacerda, Thaisa, Anielly, Thaise, Rafa, Natalia Santana. Espero não ter esquecido de ninguém.

Ao Guilherme Landgraf pelos cálculos de variáveis regionais por geoprocessamento. Este trabalho resultará na publicação em colaboração em virtude desta parceria.

Ao Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Junior e alunos do Laboratório Aquaripária/Limnologia por todas as imensas gentilezas na leitura do delineamento deste trabalho, da ajuda com as dúvidas ao longo dos procedimentos do experimento e pela realização das análises necessárias à conclusão da pesquisa.

À Dr.^a Verónica Ferreira pela ajuda inesperada, pela leitura crítica do projeto ainda em fase de delineamento, por todas as dicas, sugestões e diálogos ao longo da execução deste trabalho.

Ao Celsão, Valdenir e Tuti por nos levarem e acompanharem nas coletas, sempre muito prestativos.

Ao Museu de Ictiologia do Nupélia, em nome de Renata Ota, Vivian Gomes e Weferson, pela identificação dos exemplares coletados, e pelo empréstimo do gerador de energia para a pesca elétrica.

À Aldenir e Jocemara pelo auxílio em todas as etapas dessa jornada acadêmica.

À Salete e João, pela presteza e simpatia no atendimento da biblioteca.

Ao PEA/Nupélia/UEM, pelo apoio logístico e de infraestrutura para toda a realização deste trabalho.

Aos professores do Programa por todos os ensinamentos, pela disponibilidade em atender e contribuir para sanar tantas dúvidas e pela amizade.

Ao CNPq pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso do solo

RESUMO

Riachos de primeira ordem são essenciais para a conservação e equilíbrio das redes de drenagem por contribuírem com a recarga de água e disponibilização de nutrientes. A manutenção do equilíbrio nestes sistemas está intimamente associada à preservação de florestas em suas bacias hidrográficas. Apesar de todos os benefícios e importância destes ecossistemas, sua conservação tem sido historicamente negligenciada. Dentre os principais impactos a que são submetidos destacam-se aqueles associados à substituição de florestas para o cultivo de cana-de-açúcar, pastagens e urbanização. Os efeitos e magnitude dos impactos do uso do solo sobre aspectos ecossistêmicos em riachos foram investigados através de respostas integradas, em nível ecossistêmico, que contribuíram para o melhor entendimento da saúde dos sistemas avaliados. Investigou-se os efeitos do uso do solo sobre a estrutura trófica nestes ambientes. A estrutura das cadeias tróficas dos riachos analisados esteve associada à combinação de fatores locais agindo sobre as comunidades aquáticas, com potencial contribuição de recursos basais provenientes de água subterrânea. Investigou-se se o funcionamento ecossistêmico foi alterado em decorrência do uso do solo, por meio da determinação das taxas de processamento foliar. O tipo de uso do solo afetou o processamento foliar, devido à influência negativa sobre a ocorrência e abundância de *Stenochironomus* sp., que corresponde ao principal responsável pelo processo ecossistêmico nestes riachos. Os resultados obtidos por meio das duas abordagens ecossistêmicas permitiram evidenciar os efeitos e magnitude dos impactos antrópicos infligidos aos riachos, integrando respostas biológicas e ambientais e contribuindo para o entendimento do funcionamento desses sistemas.

Palavras-chave: Processamento foliar. Isótopos estáveis. Riachos Neotropicais. Formação Arenito Caiuá.

Trophic structure and leaf litter breakdown of streams under land use change impacts

ABSTRACT

Headwater streams contribute greatly to the conservation of ecological balance in drainage networks through water recharge and nutrients inputs. The maintenance of ecological balance in these systems is intimately related to forest preservation in their watershed. Despite the benefits and importance of streams, its conservation has been historically neglected. Land use changes such as pasture farming, sugar cane cultivation and urbanization are amongst the main impacts to which streams are subjected. We conducted the present research in order to contribute with the comprehension of the effects and magnitude of land use impacts over integrated ecosystem level responses in streams. We investigated the trophic structure of the aquatic systems. Trophic structure varied accordingly to local influences, rather than land use influences, with the potential contribution of basal resources derived from groundwater. We evaluated if ecosystem functioning was altered due to land use change, through leaf litter breakdown rates. Land use type affected leaf litter breakdown through negative effects over *Stenochironomus* sp., which represents the main actor in the ecosystem process. The results obtained through both approaches evidenced the effects and magnitude of anthropic impacts acting over streams, integrating biological and environmental responses and contributing with further understanding of stream functioning.

Keywords: Leaf litter breakdown. Stable isotopes. Neotropical streams. Caiuá Sandstone.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Limnology and Oceanography*. Disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/\(ISSN\)1939-5590/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/(ISSN)1939-5590/homepage/ForAuthors.html) e *Freshwater Biology*. Disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2427/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2427/homepage/ForAuthors.html)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	11
	REFERÊNCIAS	13
2	EFFECTS OF LANDSCAPE MODIFICATION ON THE FOOD WEB STRUCTURE OF NEOTROPICAL STREAMS UNDERSTANDING THE IMPACTS	
2.1	INTRODUCTION.....	17
2.2	METHODS.....	19
2.2.1	Study sites	19
2.2.2	Sampling	21
2.2.3	Statistical analysis	22
2.3	RESULTS.....	24
2.4	DISCUSSION	28
2.5	CONCLUSIONS	32
	REFERENCES	33
	APPENDIX A - Standard ellipse area and $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopic signatures... ..	39
	APPENDIX B - Mean and standard deviation $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of source groups...40	
3	PROCESSAMENTO FOLIAR EM RIACHOS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL	
3.1	INTRODUÇÃO	43
3.2	MÉTODOS	45
3.2.1	Área de estudo	45
3.2.2	Procedimentos experimentais	47
3.2.3	Análises estatísticas	48
3.3	RESULTADOS	51
3.4	DISCUSSÃO	55
	REFERÊNCIAS	58
	APÊNDICE A - Taxas de processamento foliar e proporção foliar remanescente... ..	64
	APÊNDICE B - Ocorrência relativa de grupos funcionais de invertebrados associados aos <i>packs</i>	65
	APÊNDICE C – Delineamento experimental inicial	66
	APÊNDICE D - Hábitos alimentares e abundância de Famílias de macroinvertebrados...69	
4	CONCLUSÃO GERAL	73
	ANEXO 1 - Environmental variables from nine streams	74
	ANEXO 2 - Fish species trophic guilds... ..	75

1 INTRODUÇÃO GERAL

Riachos de primeira ordem são corpos aquáticos caracterizados pelo pequeno porte, fluxo rápido, unidirecional e apresentam intensa e constante troca de energia com o ambiente adjacente (Vital *et al.*, 2004; Lamberti *et al.*, 2009). Estes ecossistemas podem contribuir com até 70% do volume de água e com 65% do fluxo de nitrogênio em uma bacia de drenagem (Alexander *et al.*, 2007), caracterizando uma importante fonte de recarga de água (Alekseevskii *et al.*, 2003) e fornecimento de energia aos riachos (Vannote *et al.*, 1980). A manutenção de suas propriedades e funcionamento depende da conservação de todos os ecótonos com os quais realiza as trocas de energia e está intimamente associado com a preservação da vegetação natural nas bacias hidrográficas (Corenblit *et al.*, 2015). Por exemplo, o aporte de troncos e galhos da vegetação ripária contribui para a estruturação ambiental ao criar diferentes *mesohabitats* e regimes de velocidade, enquanto o aporte de folhas, frutos e sementes compõe importantes recursos alimentares através da cadeia de detritos (Tank *et al.*, 2010). A vegetação ripária contribui também com a retenção do escoamento superficial e de nutrientes, com o tamponamento da temperatura local e com a estabilidade do solo (Broadmeadow & Nisbet 2004; Looy *et al.*, 2013), proporcionando assim condições ideais à manutenção da biota aquática e do funcionamento dos sistemas aquáticos.

A despeito de todos os benefícios e importância destes ecossistemas, sua conservação tem sido historicamente negligenciada. Dentre os principais impactos à que têm sido submetidos, destaca-se a remoção da vegetação natural para atividades antrópicas tais como cultivo de cana-de-açúcar, pastagens e urbanização (Boëchat *et al.*, 2013; Nordborg *et al.*, 2014; Tatsumi & Yamashiki 2015). Alterações de uso do solo provocam degradação da qualidade da água que impõe condições limitantes à sobrevivência de organismos mais sensíveis (Kamp *et al.*, 2013; Marinho *et al.*, 2014). A remoção da vegetação, ou substituição por florestas secundárias limita a entrada de troncos, galhos e folhas, restringindo a biodiversidade em virtude da simplificação do *habitat* e menor diversificação de folhas e frutos (Nislow, 2005; Mayfield *et al.*, 2010), enquanto o assoreamento causado pela exposição do solo induz a perdas taxonômicas e funcionais do sistema (Clarke *et al.*, 2004; Casatti *et al.*, 2009; Wantzen & Mol 2013).

Neste contexto, esta pesquisa visou contribuir com a compreensão dos efeitos e magnitude dos impactos associados a alterações de uso do solo sobre processos ecossistêmicos

em riachos. Buscou-se, para tanto, respostas que integrassem efeitos de origem abiótica e biológica, que refletissem impactos ao longo do tempo e que fossem independentes de uma determinada composição de espécies (Feio *et al.*, 2010), culminando em respostas integradas que contribuem para o melhor entendimento da saúde dos sistemas avaliados. Investigou-se os efeitos do uso do solo sobre a estrutura trófica nestes ambientes, através da determinação isotópica das fontes que sustentam as cadeias tróficas, da diversidade trófica e da assinatura de nitrogênio isotópico de recursos basais. A estrutura das cadeias tróficas dos riachos analisados esteve associada à combinação de fatores locais agindo sobre as comunidades aquáticas, com potencial contribuição de recursos basais provenientes de água subterrânea. Investigou-se se o processamento foliar foi alterado em decorrência do uso do solo, por meio da determinação das taxas de processamento foliar. O tipo de uso do solo afetou o processamento foliar, devido à influência negativa sobre a ocorrência e abundância de *Stenochironomus* sp., que corresponde ao principal responsável pelo processamento foliar nestes riachos. Os resultados obtidos por meio das duas abordagens ecossistêmicas permitiram evidenciar os efeitos e magnitude dos impactos antrópicos infligidos aos riachos, integrando respostas biológicas e ambientais, e contribuindo para o entendimento do funcionamento desses sistemas.

REFERÊNCIAS

- ALEKSEEVSKII, N. I.; GRINEVSKII, S. O.; EFREMOV, P. V.; ZALAVSKAYA, M. B.; GRIGOR'EVA, I. L. Small Rivers and the ecological State of an Area. **Water Resources**, v. 30, n. 5, p. 540-549, 2003.
- ALEXANDER, R. B.; BOYER, E. W.; SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E.; MOORE, R. B. The role of headwater streams in downstream water quality. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 41-59, 2007.
- BOËCHAT, I. G.; PAIVA, A. B. M.; HILLE, S.; GÜCKER, B. Land-use effects on river habitat quality and sediment granulometry along a 4th-order tropical river. **Revista Ambiente e Água**, v. 8, n. 3, p. 54-64, 2013.
- BROADMEADOW, S.; NISBET, T.R. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. **Hydrology and Earth System Science**, v. 8, n. 3, p. 286-305, 2004.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273-283, 2009.
- CLARKE, A.; LAKE, P.S.; O'DOWD, D.J. Ecological impacts on aquatic macroinvertebrates following upland stream invasion by ponded pasture grass (*Glyceria maxima*) in southern Australis. **Marine and Freshwater Research**, v. 55, n. 7, p. 709-713, 2004.
- CORENBLIT, D.; DAVIES, N.S.; STEIGER, J.; GIBLING, M.R.; BORNETTE, G. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. **Earth Surface Process and Landforms**, v. 40, n. 2, p. 189-207, 2015.
- FEIO, M. J.; ALVES, T.; BOAVIDA, M.; MEDEIROS, A.; GRAÇA, M. A. S. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1050-1065, 2010.
- KAMP, K. V.; RIGGE, M.; TROELSTRUP, N.H.; SMART, A. J.; WYLIE, B. Detecting channel riparian vegetation response to best-management-practices implementation in ephemeral streams with the use of spot high-resolution visible imagery. **Rangeland Ecology and Management**, v. 66, n. 1, p. 63-70, 2013.
- LAMBERTI, G. A.; CHALONER, D. T.; HERSHEY, A. E. Linkages among aquatic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 245-263, 2010.
- LOOY, K. V.; TORMOS, T.; FERRÉOL, M.; VILLENEUVE, B.; VALETTE, L.; CHANDERSIS, A.; BOUGON, N.; ORAISON, F.; SOUCHON, Y. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, v. 408, 06, 2013.

- MARINHO, J. F. U.; CORREIA, J.E.; MARCATO, A. C. C.; PEDRO-ESCHER, J.; FONTANETTI, C. S. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 110, p. 239-245, 2014.
- MAYFIELD, M. M.; BONSER, S.P.; MORGAN, J.W.; AUBIN, I.; MCNAMARA, S.; VESK, P. A. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 423-431, 2010.
- NISLOW, K.H. Forest change and stream fish habitat: lessons from “Olde” and New England. **Journal of Fish Biology**, v. 67, n. B, p. 186-204, 2005.
- NORDBORG, M.; CEDERBERG, C.; BERNDES, G. Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: the cases of maize, rapeseed, *Salix*, soybean, sugar cane, and wheat. **Environmental Science and Technology**, v. 48, p. 11379-11388, 2014.
- TANK, J. L.; ROSI-MARSHALL, E.J.; GRIFFITHS, N.A.; ENTREKIN, S. A.; STEPHEN, M. L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 118-146, 2010.
- TATSUMI, K.; YAMASHIKI, Y. Effect of irrigation water withdrawals on water and energy balance in the Mekong River Basin using an improved VIC land surface model with fewer calibration parameters. **Agricultural Water Management**, v. 159, p. 92-106, 2015.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.
- VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta Estacional Semi-Decidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.
- WANTZEN, K. M.; MOL, J. H. Soil erosion from agriculture and mining: a threat to tropical stream ecosystems. **Agriculture**, v. 3, n. 4, p. 660-683, 2013.

Efeitos das alterações da paisagem sobre a estrutura trófica de riachos Neotropicais: compreendendo os impactos

RESUMO

A estrutura trófica de ambientes aquáticos de pequeno porte está intimamente associada ao aporte de energia de ecótonos adjacentes. Neste estudo, usando isótopos estáveis, investigou-se a diversidade trófica, as assinaturas isotópicas de produtores primários e os recursos basais que sustentam as cadeias tróficas em riachos Neotropicais, em um gradiente de degradação ambiental. Fontes primárias, invertebrados e peixes foram amostrados em dois riachos florestados, três sob cultivo de cana-de-açúcar, dois sob pastagem e dois urbanos. A diversidade trófica foi maior no riacho florestado mais preservado, com consumidores de topo sustentados por matéria orgânica particulada (MOP) de origem alóctone e fontes primárias com sinal de ^{15}N entre 2 e 7‰. O riacho mais degradado (urbano) apresentou diversidade trófica reduzida, fontes primárias mais enriquecidas em ^{15}N (~ 16‰) e consumidores de topo sustentados por MOP de origem autóctone (p. ex. algas). Riachos sob impacto intermediário (cana-de-açúcar e pastagem) apresentaram estrutura da cadeia trófica variável, dentro da amplitude de valores encontrados para os riachos florestados e urbanos. A estrutura trófica dos riachos nos extremos do gradiente de degradação – florestado e urbano, refletiu os efeitos positivos da qualidade ambiental local e os efeitos negativos do enriquecimento de nitrogênio e enxurradas, respectivamente, enquanto em riachos com impactos intermediários refletiu a variabilidade de combinações de características locais, distintas em cada sistema. A estrutura trófica dos riachos de primeira ordem foi alterada por influência dos impactos do uso do solo em suas bacias, e os mecanismos que induzem tais alterações estão relacionados às características físicas locais (p. ex. complexidade do *habitat*).

Palavras-chave: isótopos estáveis, peixes, macroinvertebrados, riachos de primeira ordem

Effects of landscape modification on the food web structure of Neotropical streams: understanding the impacts

ABSTRACT

Headwater streams trophic structure is intimately related to the energy input from adjacent ecotones. In this study, using stable isotope analysis, we investigated trophic diversity, primary producer isotopic signatures and basal resources supporting consumers in Neotropical streams under a degradation gradient of land use change. Primary sources, invertebrates and fishes were sampled in two forested streams, three streams under sugar cane influence, two with pasture and two urban streams. Trophic diversity of fishes and invertebrates was similar and high in the most preserved forested stream, with high trophic level consumers sustained by allochthonous particulate organic matter (POM) and basal resources with ^{15}N signatures between 2 to 7‰. The most degraded stream (i.e. urban) presented low trophic diversity. Primary sources were ^{15}N -enriched (~16‰) and high trophic level consumers were sustained by autochthonous POM (i.e. algae). Intermediary-impacted streams (i.e. sugar cane and pasture) presented variable trophic structure, with values inside the range registered from forested and urban streams. Trophic structure of the extremes of our degradation gradient (i.e. forested and urban) reflected (a) the positive effects of local habitat quality and (b) the negative effect of spates and nutrient enrichment, while food web structure of intermediary-impacted streams reflected the variability of combinations of local factors. Food web structure of the headwater streams was altered by anthropogenic land use in their watershed, and the mechanisms underlying food web structure responses are intrinsically related to local physical habitat features.

Key words: stable isotope, fish, invertebrate, headwater stream

2.1 INTRODUCTION

Landscape modification is one of the most threatening habitat alterations to global freshwater biodiversity (Malmqvist and Rundle 2002; Dudgeon et al. 2006; Gerbens-Leenes et al. 2012; Grudzinski et al. 2015). Urbanization, agriculture and pasture farming are among the main threats to aquatic systems, especially to headwater streams (Boëchat et al. 2013; Nordborg et al. 2014; Tófoli et al. 2013). In tropical regions, few streams remain in relatively pristine states, while the vast majority has been affected by land use that can have important effects on their ecological integrity (Allan 2004). Land use can alter physicochemical habitat features such as nutrient concentration, energy transfer, substrate composition and flow regime (Meador and Goldstein 2003; Spooner et al. 2013; Wahl et al. 2013; Martinez et al. 2016), thus affecting species richness, resource availability and ultimately altering aquatic food webs (Winemiller et al. 2011; Silva-Junior et al. 2014; Augusto et al. 2015).

The structure of aquatic food webs is expected to change due to land use impacts by reducing the number of feeding links (i.e., loss of complexity) (Dunne et al. 2002; Hogsden and Harding 2012), shortening or enlarging food chains (Hoeinghaus et al. 2008; Sagouis et al. 2015), as well as shifting basal resources origin from mainly allochthonous to autochthonous (Milanovich et al. 2014; Augusto et al. 2015). For example, Winemiller et al. (2011), using stable isotope analysis (SIA), verified that water bodies under agriculture influence presented ^{15}N -enriched food webs, an evidence of fertilizer application in the watershed. Likewise, Carvalho et al. (2015) found that some fish assimilate mostly carbon (i.e., $\delta^{13}\text{C}$) derived from the predominant monoculture in the watershed (e.g., sugar cane and pasture) instead of carbon derived from non-anthropogenic sources.

Isotopic signatures are, therefore, ecological tracers, which allows the understanding of trophic structure and diversity (Newsome et al. 2007; Jackson et al. 2011). Altered landscape features, such as riparian vegetation modification, siltation and flow reduction may determine the availability of energy sources and, consequently, narrow the range of carbon sources available to consumers, prompting losses of trophic diversity. On the other hand, nitrogen sources from human, animal waste (i.e., sewage and manure, respectively) and fertilizers are isotopically distinct from those of organic origin (i.e. natural processes) (Chang et al. 2012). Anthropogenic nitrogen is composed of urea. During its conversion to ammonia, which is easily volatilized, ^{14}N is preferentially lost, resulting in ^{15}N enrichment of the remaining

ammonium (Benson et al. 2008). The enriched ammonium is converted to enriched nitrate and thus basal resources and consumers would present higher $\delta^{15}\text{N}$ values than natural landscapes, especially in freshwater ecosystems, in which nitrate is easily soluble (Cabana and Rasmussen 1996; Winemiller et al. 2011; Moore et al. 2014; Hall et al. 2015).

Because animals incorporate diet signatures via consumption and metabolism, we can use isotopes to trace the most important food resources that sustain metazoans and thus quantify elements of their niche and evaluate trophic diversity of food webs (Newsome et al. 2007). In headwater streams there are some major possible sources for aquatic communities, e.g., particulate organic matter, that may derived its composition from allochthonous or autochthonous material (Attermeyer et al. 2013), algae production (Lourenço-Amorim et al. 2014) and bacteria derived from groundwater (Kohzu et al. 2004). The River Continuum Concept (Vannote et al. 1980) predicted allochthonous organic matter as the major resource for temperate headwater streams in pristine environments, while tropical food web research has highlighted the importance of algal production for some stream communities (Brito et al. 2006; Kohler et al. 2012). Nonetheless, land use change induces alterations on watershed activities and riparian vegetation standing stocks (Wahl et al. 2013). It may diminish the energy supply from the riparian ecotone (allochthonous) and prompt higher availability of autochthonous energy sources, contributing to distinct and/or reduced energy supply to headwater food webs (Cenevita-Bastos and Casatti 2014; Moore et al. 2014).

Assuming that land use changes can significantly alter energy flow in aquatic communities and responses may be distinct for each system, we aimed at investigating how food webs are structured in nine headwater streams with contrasting land use scenarios. We tested the following hypotheses: (a) impacted streams shall present diminished trophic diversity; with (b) $\delta^{15}\text{N}$ -enriched basal resources; and (c) impacted streams will present high trophic level consumers sustained by autochthonous energy sources. Whenever particulate organic matter contributed as an energy source to high trophic level consumers, we predicted it would reflected the main energy subsidies to the streams and be mainly composed of autochthonous sources in impacted streams.

2.2 METHODS

2.2.1 Study Sites

The studied region is located in Northwest Paraná State – South Brazil, delimited by rocks from Caiuá Sandstone Geological Formation (Fernandes and Ribeiro 2015). Mean temperature ranges from 18° to 25°C and mean annual precipitation reaches 1.300 mm. This region is under the natural domain of the Semi-Deciduous Forest (Campos et al. 2000). Nowadays forested areas are restricted to small, unevenly distributed fragments (Fig. 1).

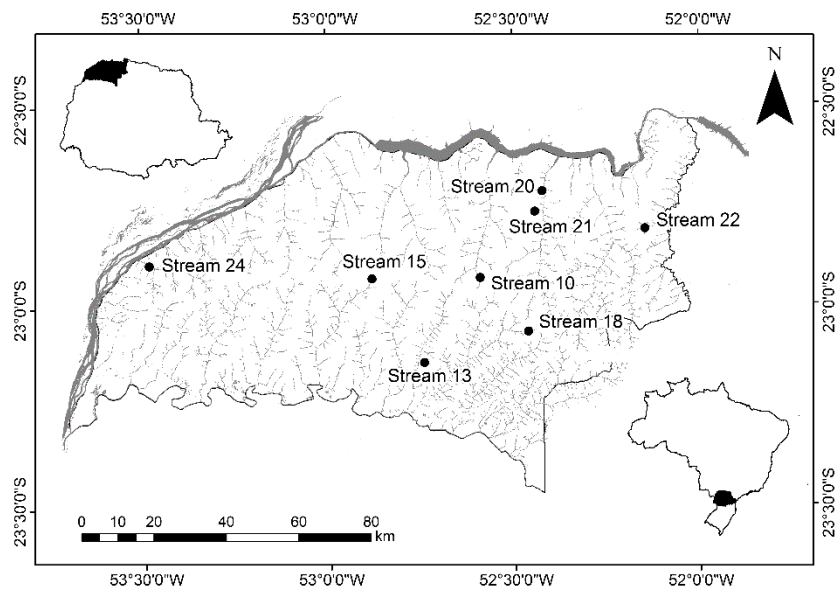


Fig. 1. Sampling sites in Neotropical headwater streams, South Brazil.

The primary selection of the study sites was conducted previously in ArcGis software[®] through the delimitation of headwater watersheds. We used SRTM images to create and Landsat 8 OLI images to verify the streams basins. For each first order watershed, we calculated land-use percentage of sugar cane, pasture, forested and urban areas. After land use classification, 27 streams were locally evaluated to assess in-stream and riparian environmental conditions. For that end, we applied and Rapid Assessment Protocol (RAP) especially designed for the study region (Cionek et al. 2011). It consists of 9 parameters that are visually evaluated and scored from zero (worst condition) to 20 (optimum condition). The mean value of all parameters was used as the stream local condition. The RAP quantifies underwater substrate, underwater

habitat complexity, velocity and depth variety, channel sinuosity, water level amplitude, channel integrity, bank stability, bank riparian protection, vegetation conservation on the surrounding environment. All sites were evaluated and sampled closest to the streams mouth.

Based on regional and local evaluations (Annex 1), we selected eight streams to establish a degradation gradient, which is expected to exert differential impacts over freshwater systems. Streams 20 and 21 are located in a forest fragment, preserved since the 50's. Both presented the highest RAP scores, so they were assumed as references and classified as forest streams (FF). Streams 10, 13 and 22 are under strong influence of cultivation of sugar cane, even though riparian vegetation in the sampled stretches extended up to 20 meters laterally. Siltation, construction wastes, vinasse and sugar cane burning constitutes the most evident impacts on these streams, hereafter referred to as sugar cane streams (SC). The headwaters of streams 15 and 24 are protected by forest fragments, but pasture farming exerts strong influence over the sampled stretches. Riparian removal, siltation and the proliferation of grass banks along stream margins are the most conspicuous impacts in these streams, hereafter addressed as pasture streams (FP). Stream 18 drains entirely inside an urban area. Frequent and strong spates, sparse riparian cover and sewage and garbage inputs were the main features of this stream, which also received the lowest RAP scores, hereafter called urban stream (UR).

We defined a degradation gradient with the forested streams as our upmost environmentally preserved systems, followed by sugar cane and pasture streams as intermediary. At the other end, the urban stream was considered the most degraded one (i.e. forested > sugar cane > pasture > urban). Food web structure was analyzed separately for each stream and the scores of the RAP assessment were used to define the habitat quality and degradation gradient. We assumed that better local conditions are most likely to provide food and structural resources to aquatic communities and, thus, reflect positively in food web structure.

2.2.2 Sampling

Sampling was carried out in July 2014, in stretches comprising all possible mesohabitats such as backwaters, pools and rapids. July correspond to the dry period, in which the streams are at base flow and suffers less impacts of spates. In each stream, we collected samples of potential basal resources and their consumers (i.e. invertebrates and fishes) for SIA. The basal resources were constituted by riparian leaves (C_3), aquatic macrophytes (C_3), grass (C_3 and C_4), algae, bryophytes, drifting organic matter (Drift-OM), and benthic fine particulate organic matter (BFPOM).

Five replicates of riparian vegetation leaves were picked by hand and/or pruning shears directly from the trees,. Macrophytes, grasses (C_3 and C_4) and bryophytes leaves were collected directly in the streams where they occurred, each replicate consisted of a different tree/bush species and depended on the availability of the resources (n range = 2 to 5). All leaves were carefully rinsed with distilled water to prevent contamination from debris, algae or fungus. Filamentous algae were retrieved directly from the sand. Benthic algae were separated from the sand substrate and debris under a stereoscopic microscope, and pooled in equivalent samples. Filamentous and benthic algae replicates corresponded to distinct samples taken in different locations of the sampled site and depended on the availability of the resources (n range = 1 to 5). In each stream, four replicates of Drift-OM was collected directly from the water column with 500-ml plastic bottles previously sterilized (HCl 10%), following an downstream-upstream direction. Four replicates of leaf litter aggregates were randomly retrieved from the bottom of the stream in distinct locations on the sampled site and gently scraped with a paint brush and distilled water to remove associated biofilm and leaf fragments, hereafter identified as BFPOM. Drift-OM, BFPOM and algae aqueous solutions were filtered in pre-ashed glass fiber filters (47 μ m) and immediately frozen at -20°C.

Electrofishing was conducted with three successive catches (constant unit of effort) in 80 m stretches, blocked with 2.5 cm mesh seines. All fishes were identified to species level and counted in the field. Up to 10 individuals per species were kept in plastic bags with stream water and immediately packed in ice coolers. Species with $n > 10$ were counted and individuals were returned to the stream, alive, outside blocking nets range. In the laboratory, confirmatory identification was conducted according to Graça and Pavanelli (2007) and all individuals were

ethanized with a cut into the spine above the head, following all Ethic Committee procedures from Maringá State University.

Benthic macroinvertebrates were sampled with a *Surber* sampler (250 μm mesh) in rapids, backwaters and pools until a 5-litter gallon for each mesohabitat was filled, regardless of stretch length, to prevent selective sampling. Specimens were kept in mild temperature for 48 hours to empty their stomach content and the whole organism was used for SIA. Specimens were pooled together whenever necessary to attain the minimum weight for analysis (0.0012 g). Individuals were identified to the family level under stereoscopic microscope according to specialized literature (Mugnai et al. 2010; Hamada et al. 2014).

Samples of leaves (riparian, grasses, bryophytes, macrophytes and filamentous algae) and consumers (i.e. whole invertebrates and fish muscle) were dried for 72 hours at 45°C, ground to obtain a fine and homogeneous powder and stored in tin capsules. Filters containing samples of Drift-OM, BFPOM and benthic algae were dried for 72 hours at 45°C, cut in half and stored in tin capsules. All tin capsules were sent to the University of California at Davis Stable Isotope Facility for determination of carbon and nitrogen isotope ratios. The determination of isotope ratios was performed on an Isotope Ratio Mass Spectrometer from PDZ Europe ANCA-GSL with a PDC Europe 20-20 interface (Sercon Ltd., Cheshire, UK). The results were expressed in delta notation (parts per thousand deviation from a standard material): $\delta^{13}\text{C}$ or $\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] * 1000$; where $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$. The standard material for carbon was the international Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB) limestone, and the nitrogen standard was atmospheric nitrogen. Standard deviations of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ for five different replicate analyses of internal standards were between 0.04‰ and 0.16‰ and 0.10‰ and 0.21‰, respectively.

2.2.3 Statistical analysis

To determined trophic diversity of fishes and invertebrates we calculated the standard ellipse area (corrected for small sample size; SEAc). This metric represents the isotopic niche width of a community and allows comparisons between communities with different sample sizes (Jackson et al. 2011). Comparisons between-streams were made for each community separately (i.e. first for fishes and then for invertebrates). SEAc was calculated with Stable Isotope Bayesian Ellipses in R (SIBER; Jackson et al. 2011).

With the purpose of examining if impacted streams presented significantly higher ^{15}N signatures and distinct ^{13}C signatures of basal resources, we performed an Analysis of Variance (One-way) to compare mean carbon and nitrogen isotope signatures of basal resources (riparian C_3 plants, drifting organic matter, benthic fine particulate organic matter and algae), among all sites. Bryophytes and grasses (C_3 and C_4) only occurred in two streams and were not tested for difference between streams. When significant differences were observed, pairwise comparisons of energy source means were performed using Tukey's post-hoc procedure.

With the aim of investigating the sources of organic matter fueling heterotrophy we performed a Bayesian mixing model stable-isotope analysis in R (SIAR) to determine the relative contribution of allochthonous and autochthonous carbon sources to the highest trophic level consumers in each food web. The contribution of sources to invertebrate communities could not be calculated due to uncertainties related to mixing models. Therefore, by determining source contribution to the highest trophic level consumers, we evaluate the dominant pathways reaching upper trophic levels (Hoeinghaus et al. 2007). The highest trophic level consumers were defined by means of stomach content analyses (Cionek et al. unpubl; see in Annex 2). Previously to running the models, we performed ANOVAs with basal resources groups (i.e. riparian leaves, algae, bryophytes, macrophytes, grass, Drift-OM and BFPOM), since it is only possible to define relative source contribution when sources are isotopically distinct. Each web-mixing model only received significantly different sources as input. The fractionation values between trophic levels were $0.4\text{‰} \pm 1.3$ for carbon and $3.4\text{‰} \pm 0.98$ for nitrogen (Post 2002). Distinct nitrogen fractionation was used for UR18 ($2.3 \text{‰} \pm 0.18$) because exploratory investigations showed reduced trophic fractionation in this food web (McCutchan 2003). The assumed significance level was $p < 0.05$. Since all fish individual presented $\text{C:N} < 3.5$, no lipid correction was undertaken (Logan et al. 2008).

Detritus may constitute an important food resource for aquatic fauna (Vannote et al. 1980; Wallace et al. 2015). Whenever particulate organic matter constituted an energy source fueling heterotrophy, we used SIAR package in R (SIAR; Parnell et al. 2010) to determine the relative contribution allochthonous (i.e. riparian leaves, grass) and/or autochthonous (i.e. algae, bryophytes, macrophytes) sources to POM composition. Since we expect POM to be a direct component of the assumed sources, no isotopic fractionation (i.e. 0‰) of ^{13}C or ^{15}N was used. With the exception of FP15 and SC22, both forms of particulate organic matter (Drift-OM and BFPOM) did not differ in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures (ANOVA, $p < 0.05$) and were pooled as particulate organic matter (POM).

2.3 RESULTS

Trophic diversity varied between streams, but not strictly following the land use degradation gradient. Overall, almost all streams sustained lower trophic diversity of fishes and higher trophic diversity of invertebrates. This was evidenced by the consistently broader isotopic niches of invertebrates compared to the isotopic niches of fishes for almost all streams, except for FP24 (Fig. 2). One forested stream supported similar and higher trophic diversity for both communities, as wide isotopic niches of fishes and invertebrates were recorded in FF20 (Fig. 2). However, this forested stream did not sustained the highest trophic diversity (from both communities) amongst all streams. Two of the impacted systems – FP24 and SC22, sustained the highest trophic diversity of fishes and invertebrates, respectively (Fig. 2; for isotopes range see Appendix A).

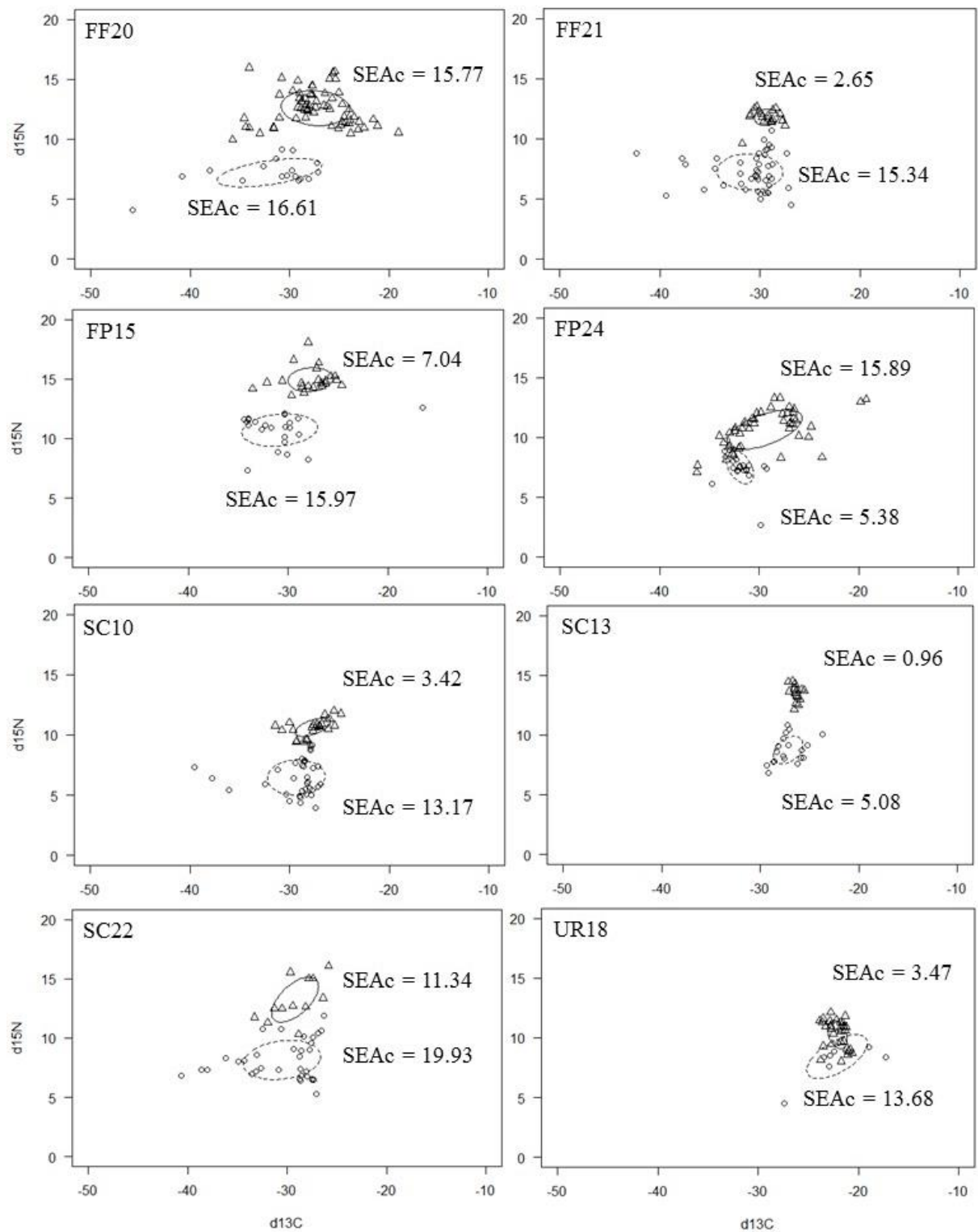


Fig. 2. Standard Ellipse Area corrected for small sample size (SEAc) for fishes and invertebrate communities in Neotropical headwater streams. Open triangles/solid line = fishes; open circles/dashed lines = invertebrates. FF20 and FF21 = forested streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream. For numerical values, see Appendix A.

Basal resources groups (BFPOM, Drift-OM, Riparian Vegetation and Algae) were isotopically different among streams (ANOVA $p < 0.05$, all pairwise comparisons $p < 0.05$) (Fig. 3; Appendix B), indicating distinct carbon and nitrogen composition of basal resources from each stream. $\delta^{13}\text{C}$ signatures varied between streams. Algae was significantly $\delta^{13}\text{C}$ -depleted in both forested streams and became enriched towards impacted streams, while $\delta^{13}\text{C}$ -enriched riparian vegetation and Drift-OM were registered in FP15 and SC22, respectively. Land use impacts influenced primary sources $\delta^{15}\text{N}$ signatures. BFPOM was more $\delta^{15}\text{N}$ -enriched in SC22, FP15 and UR18, while Drift-OM was more enriched in both pasture streams. Algae $\delta^{15}\text{N}$ values increased along our degradation gradient, from the forested to the urban streams, presenting higher values in SC13 and UR18. Riparian vegetation was $\delta^{15}\text{N}$ -enriched in SC22 and UR18 (Fig. 3; Appendix B).

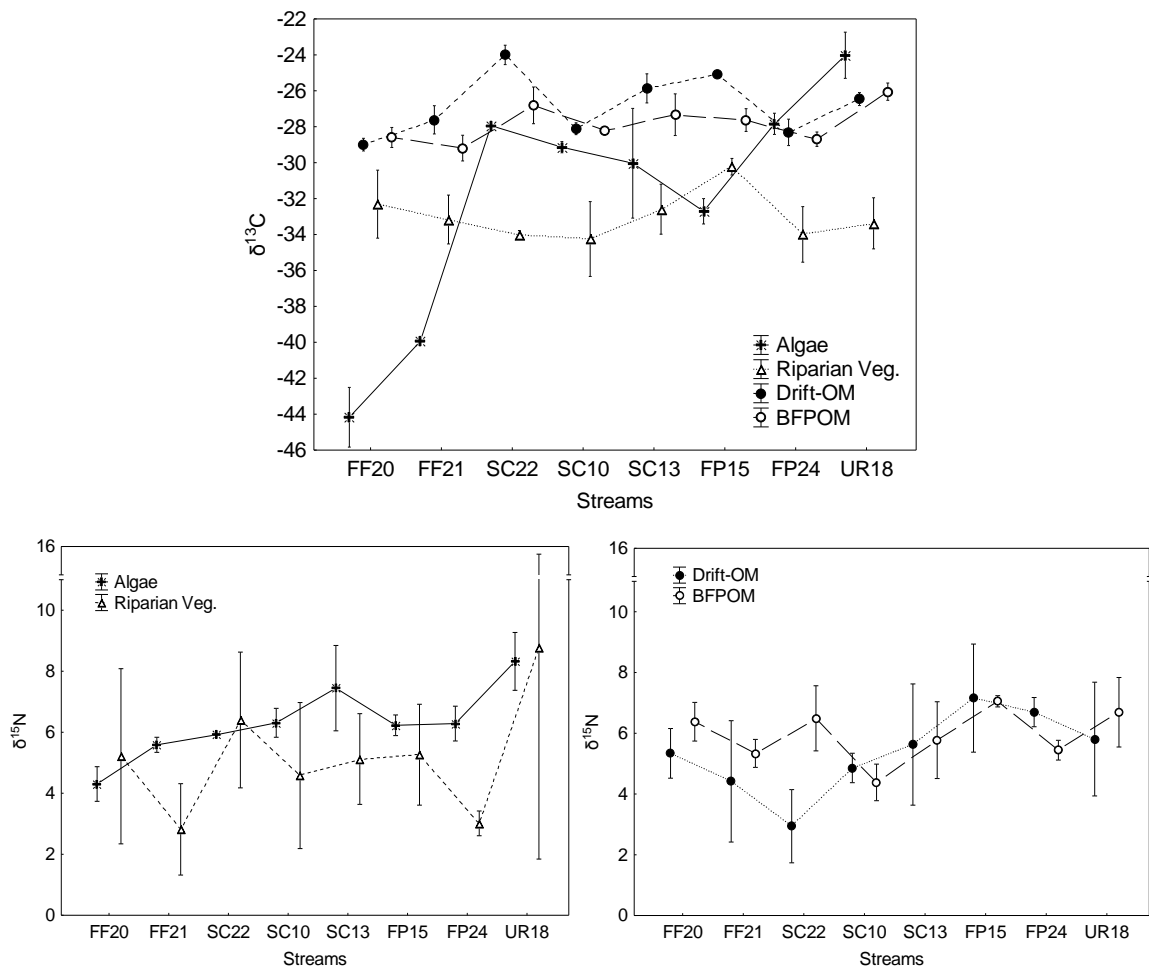


Fig. 3. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of basal resources in Neotropical headwater streams. $\delta^{15}\text{N}$ graphics were separated to improve visualization. FF20 and FF21 = forested streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream.

Invertivorous fishes were positioned in the highest trophic level among consumers in food webs from seven out of eight streams. In SC10 omnivorous fishes occupied the upper trophic level (Annex 2). Land use impacts does not seem to influence the energy sources sustaining heterotrophy in a consistent manner. Allochthonous POM (i.e. derived from riparian vegetation and C₃-grass) was an important energy source for consumers in FF20 (89% of contribution), while autochthonous POM (i.e. derived from algae) composed ~91% of consumers sources in SC10 (Fig. 4). High trophic level consumers derived their energy sources mostly from POM composed of unidentified sources in FF21 (82%) and SC13 (73%) (Fig. 4.A). A balanced mixture of riparian vegetation (i.e. allochthonous) and autochthonous POM/BFPOM (~ 40 / 40%) were important sources for fishes from FP24 and SC22 (Fig. 4.A). Algae had the highest contribution to fishes from UR18, followed by SC13 (~24%). Both Drift-OM and BFPOM composition was derived from unidentified sources in FP15 (Fig. 4.B). They were isotopically distinct, and important sources for high trophic level consumers in this stream (Fig. 4.A).

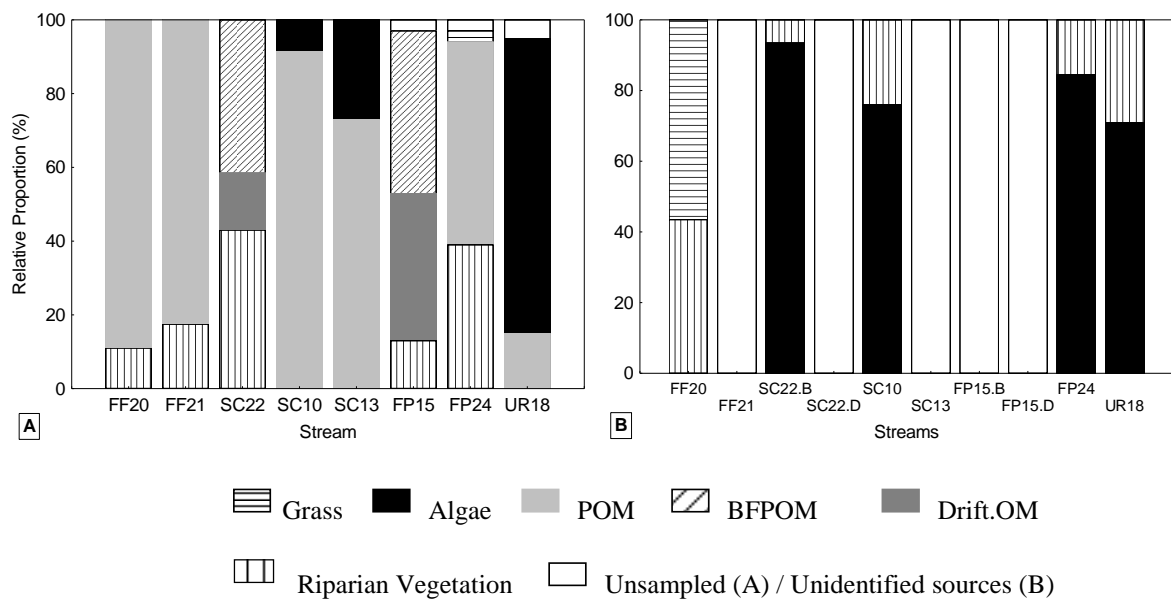


Fig. 4. A. Basal resources mean contribution to highest trophic level consumers – invertivorous/omnivorous fishes. Benthic fine particulate matter (BFPOM) and drifting organic matter (Drift-OM) differed isotopically in FP15 and SC22 and entered the mixing model separately. **B.** Basal resources mean contribution to particulate organic matter forms. Streams FP15 and SC22 organic matter forms were isotopically different and analyzed separately. D = Drift-OM; B = BFPOM. FF20 and FF21 = forested streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream.

2.4 DISCUSSION

Food web structure varied between streams, but not according to the variety of land uses. Trophic diversity of fishes and invertebrates varied according to local habitat of each system, leading us to reject our first hypothesis. One forested stream (higher local quality – FF20) presented high and similar trophic diversity of fishes and invertebrates (no overlap); while in the second most preserved stream (FF21), trophic diversity of fishes was similar to impacted-systems (even though it did not overlap with invertebrates). The first result suggests wide-ranging energy sources that supports equally trophic-diverse communities. These streams features diversified mesohabitats and high availability of organic resources. This result is supported by several evidences of the inputs of structural (i.e. large wood debris) and food resources (i.e. leaves and terrestrial invertebrates) from riparian vegetation that contributes to the maintenance of high quality habitat and well-structured food webs (Nislow 2005; Ferreira et al. 2011; Small et al. 2012; Van Looy et al. 2013; Ferreira et al. 2015). For instance, high trophic diversity of fishes and invertebrates were associated to riparian condition in tropical stream reaches and related to increased habitat heterogeneity and energy sources to consumers (Zeni and Casatti 2014; Santos et al. 2015). The second forested stream (FF21) features a continuum of small waterfalls along its longitudinal gradient, and fishes are most likely to have been carried by spates, demanding some time to recolonize upstream mesohabitats (Dudgeon 1993; Miranda and Mazzoni 2009). This is the most probable explanation for such narrow fish isotopic niche; because although it presents good in-stream conditions, in subsequent investigations researchers recorded a single fish-species (i.e. *Phalloceros harpagos*) in the same sampled stretch (L. Milani and G. Gonino pers. comm.), while for this study, we have sampled seven species (Annex 1).

The highest trophic diversity of fishes in a pasture stream (FP24) and of invertebrates in a sugar cane stream (SC22) reflects additional array of energy sources availability in each of these two streams (Appendix A). The broader range of energy sources in the pasture stream may arise from the combined inputs of the forested area upstream of the sampled stretch (allochthonous) along with the resources available at the impacted stretch (autochthonous). While studying land use altered streams in Southeast Brazil, Carvalho et al. (2015) reported the introduction of new allochthonous resources (i.e. grass and sugar cane leaves) into the diet of a fish species under pasture and sugar cane impacts, comparatively to natural cover streams. The broader niche of invertebrates in the sugar cane stream may reflect the highest availability of

resources associated to the good local conditions provided by the riparian cover. Additionally, the wide range of carbon signatures included ^{13}C -depleted individuals (Appendix A), suggesting the consumption of biogenic methane derived from groundwater. Biogenic methane is highly depleted due to the large carbon isotope fractionation (Bunn and Boon 1993; Kohzu et al. 2004) and evidences have shown its contribution to streams food webs (Kohzu et al. 2004; Smits et al. 2015). Additionally, ^{13}C -depleted algae from forested streams possibly derived its carbon supply from the sediment in which mineral ^{13}C -depleted might be available. All the studied streams are characterized by the upwelling of groundwater to the main channel and we believe that this dynamic could have provided additional organic carbon sources (i.e. containing biogenic methane) to basal resources and consumers.

Land use altered streams presented consistently wider trophic diversity of invertebrates than fishes. Such result suggests a narrowing of energy sources up to the higher trophic level consumers and reflects altered basal resources supply. Overall reduced trophic diversity was registered in one sugar cane (SC13) and in the urban stream (UR18). Both food webs rely on very strict food resources (i.e. narrow isotopic range of unidentified POM and algae, respectively). Such outcome in the sugar cane stream reflects the constant burial of structures due to siltation, limiting resource availability and emphasizes the impact of substrate homogenization on food web structure. Habitat homogenization (i.e. sandy bottom) have been associated with a decrease in the diversity of trophic guilds and the prevalence of aquatic insectivores fishes in land use-affected streams from South Brazil (Zeni and Casatti 2014). Moreover, the quality and quantity of organic matter is also affected by burial, that suppress the capacity of the stream to retain nitrate and support primary production (Beaulieu et al. 2014), besides being unavailable to consumers (Goss et al. 2014; Lopes et al. 2015).

The urban stream experiences frequent spates, which carries all allochthonous organic matter standing stock (i.e. leaves and branches) periodically. The constant input-output of green leaves limits the time available for microbial conditioning to provide good quality litter (Graça et al. 2015), while deteriorated local habitat quality (i.e. sewage and garbage inputs) selectively eliminates shredders that otherwise would provide POM to the system (Cioneck et al. cap. 2). Instead, algae constitute the most important resource (ca ~ 80%) to urban high trophic level consumers that overlap their isotopic niche with invertebrates. This suggests that energy sources are limited and high trophic level consumers must rely on the same set of resources than lower trophic level consumers (e.g. by either consuming the same basal resources, or consuming the primary consumers). Trophic diversity of invertebrates was comparable to forested systems;

even though collectors and scrapers dominated the community (Cioneck et al. cap 2). Studies have shown that urban streams with moderate wastewater inputs (i.e. small nutrient input relative to stream discharge) can stimulate moderate increases in primary production (Gücker et al. 2011; Prater et al. 2015). Specialized invertebrates can, thus, profit from amplified autochthonous production and nutrient inputs (i.e. nitrogen and phosphorus) by enhancing their production and altering nutrient fluxes (Singer and Battin 2007; Ferreira et al. 2011).

Basal resources from impacted streams were consistently ^{15}N -enriched compared to forested streams. Some of the urban- and sugar cane-riparian leaves and POM had unusually high $\delta^{15}\text{N}$ values ($\sim 16\text{‰}$; $\sim 8\text{‰}$, respectively), which suggests excess of nitrogen input to these ecosystem, and corroborates our second hypothesis. Similarly, Hall et al. (2015) studying riparian vegetation N-isotopes across a land use gradient in the USA (i.e. pristine, urban and agricultural streams) found higher $\delta^{15}\text{N}$ in leaves from sewage-impacted urban catchments, with values that exceeds the ones observed in this study (i.e. 22‰). Likewise, the fact that algae and BFPOM, two important sources to aquatic communities in the urban stream, were also $\delta^{15}\text{N}$ -enriched clearly show that allochthonous nitrogen inputs from urban activities are being incorporated into the base of the food web. The uptake of nitrogen by autotrophs and N-storage in detrital organic matter was also found to be extremely high in urban streams from Oregon – USA (Sobota et al. 2012), due to increased light incidence that favored autotrophic production. Besides, the urban stream presented the shortest range of $\delta^{15}\text{N}$; consistent with the findings that nitrogen fractionation of consumers with diets based on ^{15}N -high sources is lower than the average (Hussey et al. 2013).

We predicted that forested streams high trophic level consumers would rely on allochthonous energy sources, while impacted systems would gradually enhance autochthonous sources relative contribution. The extremes of our degradation gradient (i.e. forested and urban) followed that prediction. Upper trophic level consumers from the most preserved forested stream were sustained by POM derived from riparian vegetation and grass (C_3), suggesting an important terrestrial input of energy, in agreement with the River Continuum Concept (RCC; Vanotte et al. 1980) and with the enhanced trophic diversity in this stream. On the other end, algae was a relevant source to consumers from the urban stream. Greater autochthonous contributions to POM have been registered in land use altered streams, since in these kind of systems autochthonous producers have abundant nutrient availability and light incidence, favoring growth and propagation (Gücker et al. 2011; Sobota et al. 2012; Imberger et al. 2014).

Intermediary-impacted systems showed distinct energy sources sustaining upper trophic level consumers, and did not follow our degradation gradient. Again, it varied according to local combination of factors of each system, leading us to refute our third hypothesis. A mixture of riparian vegetation (allochthonous) and autochthonous POM were the most important resource to sugar cane and pasture streams, suggesting the input of riparian subsidies from the immediate stretch in the sugar cane stream and from the forested headwater from the pasture stream, in accordance with evidences of riparian subsidies to aquatic systems (Nislow 2005; Van Looy et al. 2013). Unidentified POM sustained consumers from forested, pasture and sugar cane streams. In these streams, the origins of POM could not be identified from isotopic ratios alone. This suggests that the POM likely includes signals from nonliving organic matter, possibly derived from groundwater during upwelling dynamic and/or organic matter conditioned by microbial activity. Cloern et al. (2002) associated the dissimilarity between POM isotopic composition and the presumed sources (i.e. aquatic and terrestrial plants, local soil or sediment) with the additional contribution of recalcitrant terrestrial organic matter under multiple cycles of deposition/suspension. Microbial activity is especially relevant to leaf litter processing in tropical aquatic systems. It can be driven by balanced environmental conditions or moderate nutrient enrichment (Gulis et al. 2003). Although highly possible (i.e. microbial activity), we can not assume a single or interacting mechanisms to explain POM composition in our streams. Nonetheless, it may not be associated with specific vegetal sources and constituted an additional carbon source to the food webs.

Overall, the contribution of POM to the highest trophic level consumers reached over 80% in five streams, including the forested, pasture and sugar cane streams. Even though POM presented different origins in each of the streams, these results indicate that detritus play an important role as a basal resource for high trophic level consumers. Classical and novel studies had already highlighted the importance of detritus-based food webs in headwater streams (Vannote et al. 1980; Wallace et al. 2015). Even though food web research in tropical streams have pointed a strong role of algae in supporting aquatic communities (Bunn et al. 1999; March and Pringle 2003; Brito et al. 2006), the sandy bottom dynamics and sparse (or absent) stable substrate availability in the studied streams (i.e. forested and some of the intermediary-impacted) must be unfavorable to substantial algal production. Additionally, high trophic level consumers were mainly invertivorous, and consumed mostly Chironomidae larvae (30-90%) (V. Cionek et al. unpubl.). Chironomidae larvae are specially adapted to POM consumption

(i.e. collector) (Merritt and Cummins 1996; Henriques-Oliveria et al. 2003) and was one of the most abundant invertebrates in the studied streams (Cionek et al. cap.2).

2.5 CONCLUSIONS

Food web structure varied according to stream-specific dynamics, regardless of the land use associated to their watersheds. We believe that the mechanisms underlying such responses were intrinsically related to habitat complexity, substrate composition and food resources origins. The food web of the extremes of our degradation gradient (i.e. forested and urban) reflected (a) the positive effects of good in-stream habitat condition associated with the subsidies provided by the riparian vegetation and (b) the negative effect of spates and nutrient enrichment to aquatic communities. The food web structure of intermediary-impacted systems (i.e. one forested, sugar cane and pasture streams) was not homogenous with respect to impairment level, due to effects of distinct local conditions over abiotic and biotic dynamics.

Our results contributes with further understanding of the energy transfer dynamics in headwater streams. Our evidences highlights the potential contribution of ^{13}C -depleted sources to the food webs and identify the variability of combinations of local conditions in structuring trophic dynamics. Particularly, we identified potentially research for these sandy bottom headwater streams: the need to quantify the isotopic signature of biogenic methane, to detect carbon sources contributing to POM composition and the role of in-stream and local environmental conditions in structuring trophic dynamics in a larger set of intermediary-impacted systems.

REFERENCES

- Allan, D. J. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* **35**: 257-284.
- Attermeyer, K., K. Premke, T. Hornick, S. Hilt, and H. P. Grossart. 2013. Ecosystem-level studies of terrestrial carbon reveal contrasting bacterial metabolism in different aquatic habitats. *Ecology* **94**(12): 2754-2766.
- Augusto, F. G., M. Tassoni-Filho, A. Ferreira, A. L. Pereira, P. B. Camargo, and L. A. Martinelli. 2015. Land use change in the Atlantic Forest affects carbon and nitrogen sources of streams as revealed by the isotopic composition of terrestrial invertebrates. *Biota Neotropica* **15**(2): 1-8.
- Beaulieu, J. J., P. M. Mayer, S. S. Kaushal, M. J. Pennino, C. P. Arango, D. A. Balz, T. J. Canfield, C. M. Elonen, K. M. Fritz, B. H. Hill, H. Ryu, and J. W. S. Domingo. 2014. Effects of urban stream burial on organic matter dynamics and reach scale nitrate retention. *Biogeochemistry* **121**: 107-126.
- Benson, R. E., J. M. O'Neil and W. C. Dennison. 2008. Using the aquatic macrophytes *Vallisneria Americana* (wild celery) as a nutrient bioindicators. *Hydrobiologia* **596**: 187-196.
- Boëchat, I. G., A. B. M. Paiva, S. Hille, and B. Gücker. 2013. Land-use effects on river habitat quality and sediment granulometry along a 4th-order tropical river. *Rev. Amb. Água.* **8**(3): 54-64.
- Brito, E. F., T. P. Moulton, M. L. Souza, and S. E. Bunn. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, South-east Brazil. *Austral Ecol.* **31**: 623-633.
- Bunn, S. E., and P. I. Boon. 1993. What sources of organic carbon drive food webs in Billabongs? A study based on stable isotope analysis. *Oecologia* **96**(1): 85-94.
- Bunn, S. E., P. M. Davies, and T. D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biol.* **41**: 333-345.
- Bunn, S. E., C. Leigh, and T. D. Jardine. 2013. Diet-tissue fractionation of $\delta^{15}\text{N}$ by consumers from streams and rivers. *Limnol. Oceanogr.* **58**(3): 765-773.
- Cabana, G., and J. B. Rasmussen. 1996. Comparing aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **93**: 10844-10847.
- Campos, J. B., M. B. Romagnolo, and M. C. Souza. 2000. Structure, Composition and Spatial Distribution of tree species in a Remnant of the Semi-Deciduous Seasonal Alluvial Forest of the Upper Paraná River Floodplain. *Braz. Arch. Biol. Techn.* **43**(2): 185-194.
- Carvalho, D. R., D. Castro, M. Callisto, M. Z. Moreira, and P. S. Pompeu. 2015. Isotopic variation in five species of stream Fishes under the influence of different land uses. *J. Fish Biol.* **87**(3): 559-578.

- Cenevita-Bastos, M., and L. Casatti. 2014. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. *Limnologia* **46**: 9-21.
- Chang, H. Y., S. Wu, K. Shao, W. Kao, C. W. Maa, R. Jan, L. Liu, C. Tzeng, and others. 2012. Longitudinal variation in food sources and their use by aquatic fauna along a subtropical river in Taiwan. *Freshwater Biol.* **57**: 1839-1853.
- Cionek, V. M., A. C. Beaumord, and E. Benedito. 2011. Protocolo de avaliação rápida do ambiente para riachos inseridos na região do Arenito Caiuá – Noroeste do Paraná, n. 72 ed. EDUEM.
- Cloern, J., Canuel, E., and D. Harris. 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnol. Oceanogr.* **47**(3): 713-729.
- Dudgeon, D. 1993. The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream. *Freshwater Biol.* **30**(2): 189-197.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, and others. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* **81**: 163-182.
- Dunne, J. A., R. J. Williams, and N. D. Martinez. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increase with connectance. *Ecol. Lett.* **5**: 558-567.
- Fernandes, L. A., and C. M. M. Ribeiro. 2015. Evolution and palaeoenvironment of the Bauru Basin (Upper Cretaceous, Brazil). *J. S. Am. Earth Sci.* **61**: 71-90.
- Ferreira, A., F. P. R. Paula, S. F. B. Ferraz, P. Gerhard, E. A. L. Kashiwaqui, J. E. P. Cyrino, and L. A. Martinelli. 2011. Riparian coverage affects diets of characids in Neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**(1): 12-22.
- Ferreira, W. R., R. Ligeiro, D. R. Macedo, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, L. G. Oliveira, and M. Callisto. 2015. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? *Ann. Limnol. – Int. J. Limn.*, **51**: 115-124.
- Gerbens-Leenes, P. W., A. R. Lienden, A. Y. Hoekstra, and T. Van Der Meer. 2012. Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. *Global Environ. Chang.* **22**: 764-775.
- Goss, C. W., P. C. Goebell, and S. M. P. Sullivan. 2014. Shifts in attributes along agriculture-forest transitions of two streams in central Ohio, USA. *Agr. Ecosyst. Environ.* **197**: 106-117.
- Graça, W. J., and C. S. Pavanelli. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Ed. EDUEM.
- Graça, M. A. S., V. Ferreira, C. Canhoto, A. C. Encalada, F. Guerrero-Bolãno, K. M. Wantzen, and L. Boyero. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* **100**: 1-12.

- Grudzinski, B. P., M. D. Daniels, K. Anibas, and D. Spencer. 2015. Bison and cattle grazing management, bare ground coverage, and suspended desiment concentrations in grassland streams. *J. Am. Water Woks Ass.* 1-15, doi: 10.1111/1752-1688.12364
- Gücker, B., M. Brauns, A. G. Solimini, M. Voss, N. Walz, and M. T. Pusch. 2011. Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an agricultural stream. *Can. J. Fish Aquatic. Sci.* **68**: 74-88.
- Gulis, V., and K. Suberkropp. 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biol.* **48**: 123-134.
- Hall, S. J., R. L. Hale, M. A. Baker, D. R. Bowling, and J. R. Ehleringer. 2015. Riparian plant isotopes reflect anthropogenic nitrogen perturbations: robust patterns across land use gradients. *Ecosphere* **6**(10): 200.
- Hamada, N., J. L. Nessimian, and R. B. Querino. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia, ed.INPA.
- Henriques-Oliveira, A. L., J. L. Nessimian, and L. F. M. Dorvillé. 2003. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.* **63**(2): 269-281.
- Hogsdon, K. L., and J. S. Harding. 2012. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. *Environ. Pollut.* **162**: 466-474.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller, and A. A. Agostinho. 2007. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. *Ecosystems* **10**: 1019-1033.
- Hoeinghaus, D. J., K.O. Winemiller, and A. A. Agostinho. 2008. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos* **117**: 984-995.
- Hussey, N. E., M. A. MacNeil, B. C. McMeans, S. F. J. Dudley, G. Cliff, S. P. Wintner, S. T. Fennessy, and A. T. Fisk. 2013. Rescaling the trophic structure of marine food webs. *Ecol. Lett.* **17**: 239-250.
- Imberger, S. J., P. L. M. Cook, M. R. Grace, and R. M. Thompson. 2014. Tracing carbon sources in small urbanizing streams: catchment-scale storm water drainage overwhelms the effects of reach-scale riparian vegetation. *Freshwater Biol.* **59**: 168-186.
- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell, and S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.* **80**: 595-602.
- Kohler, T. J., T. N. Heatherly, R. W. El-Sabaawi, E. Zandonà, M. C. Marshall, A. S. Flecker, C. M. Pringle, D. N. Reznick, and S. A. Thomas. 2012. Flow, nutrients, and light availability influence Neotropical epilithon biomass and stoichiometry. *Freshwater Sci.* **31**(4): 1019-1034.

- Kohzu, A., C. Kato, T. Iwata, D. Kishi, M. Murakami, S. Nakano, and E. Wada. 2004. Stream food web fueled by methane-derived carbon. *Aquat. Microb. Ecol.* **36**: 189-194.
- Logan, J. M., T. D. Jardine, T. J. Miller, S. E. Bunn, R. A. Cunjak, and M. E. Lutcavage. 2008. Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparisons of chemical extraction and modelling methods. *J. Anim. Ecol.* **77**: 838-846.
- Lopes, M. P., R. T. Martins, L. S. Silveira, and R. G. Alves. 2015. The leaf breakdown of *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) as index of anthropic disturbances in tropical streams. *Braz. J. Biol.* **75**(4): 846-853.
- Lourenço-Amorim, C., V. Neres-Lima, T. P. Moulton, C. Y. Sasada-Sato, P. Oliveira-Cunha, and E. Zandoná. 2014. Control of periphyton standing crop in na Atlantic Forest stream: the relative roles of nutrientes, grazers and predators. *Freshwater Biol.* **59**: 2365-2373.
- Malmqvist, B., and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ. Conserv.* **29**(2): 134-153.
- March, J. G., and C. M. Pringle. 2003. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica* **35**(1): 84-93.
- Martínez, A., A. Larrañaga, A. Migélez, G. Yvon-Durocher, and J. Pozo. 2016. Land use change affects macroinvertebrate community size spectrum in streams: the case of *Pinus radiata* plantations. *Freshwater Biol.* **61**: 69-79.
- McCutchan, J. H., W. M. Lewis, C. Kendall, and C. C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos* **102**: 378-390.
- Meador, M. R., and R. M. Goldstein. 2003. Assessing water quality at large Geographic Scales: Relations Among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environ. Manage.* **31**(4): 504-517.
- Merrit, R. W., and K. W. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, ed. Kendall/Hunt.
- Milanovich, J. R., A. Berland, and M. E. Hopton. 2014. Influence of catchment land cover on stoichiometry and stable isotope compositions of basal resources and macroinvertebrate consumers in headwater streams. *J. Freshwater Ecol.* **29**(4): 565-578.
- Miranda, J. C., and R. Mazzoni. 2009. Estrutura e persistência temporal da comunidade de peixes de três riachos do Alto Rio Tocantins, GO. *Biota Neotropica* **9**(2):71-78.
- Moore, J. W., T. D. Lambert, W. N. Heady, S. E. Honing, A. K. Osterback, C. C. Phillips, A. L. Quiros, N. A. Retford, and D. B. Herbst. 2014. Anthropogenic land-use signals propagate through stream food webs in a California, USA, Watershed. *Limnologia* **46**: 124-130.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, and D. Fernandes. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados*, ed. Technical Books.

- Newsome, S. D., C. M. del Rio, S. Bearhop, and D. L. Phillips. 2007. A niche for isotopic ecology. *Front. Ecol. Environ.* **5**(8): 429-436.
- Nislow, K. H. 2005. Forest change and stream fish habitat: lessons from “Olde” and New England. *J Fish Biol.* **67**(B): 186-204.
- Nordborg, M., C. Cederberg, and G. Berndes. 2014. Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: the cases of maize, rapeseed, *Salix*, soybean, sugar cane, and wheat. *Envir. Sci. Tech.* **48**: 11379-11388.
- Parnell, A. C., R. Inger, S. Bearhop, and A. L. 2010. Source Partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One* **5**(3): e9672.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotope to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**(3): 703-718.
- Prater, C., E. J. Norman, and M. A. Evans-White. 2015. Relationships among nutrient enrichment, detritus quality and quantity, and large-bodied shredding insect community structure. *Hydrobiologia* **753**: 219-232.
- Sagouis, A., J. Cucherousset, S. Villéger, F. Santoul, and S. Boulêtreau. 2015. Non-native species modify the isotopic structure of freshwater fish communities across the globe. *Ecography* **38**: 979-985.
- Santos, F. B., F. C. Ferreira, and K. E. Esteves. 2015. Assessing the importance of the riparian zone stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environ. Biol. Fish* **98**: 1895-1912.
- Silva-Junior, E. F., T. P. Moulton, I. G. Boëchat, and B. Gücker. 2014. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecol. Indic.* **36**: 195-204.
- Singer, G. A., and T. J. Battin. 2007. Anthropogenic subsidies alter stream consumer-resource stoichiometry, biodiversity, and food chains. *Ecol. Appl.* **17**(2): 376-389.
- Small, G. E., P. J. Torres, L. M. Schweizer, J. H. Duff, and C. M. Pringle. 2012. Importance of terrestrial arthropods as subsidies in lowland Neotropical Stream Ecosystems. *Biotropica* **45**(1): 80-87.
- Smits, A. P., D. E. Schindler, and M. T. Brett. 2015. Geomorphology controls the trophic base of stream food webs in boreal watershed. *Ecology* **96**(7): 1775-1782.
- Sobota, D. J., S. L. Johnson, S. V. Gregory, and L. R. Ashkenas. 2012. A stable isotope tracer study of the influences of adjacent land use and riparian condition on fates of nitrate in streams. *Ecosystems* **15**: 1-17.
- Spooner, D. E., P. C. Frost, H. Hillebrand, M. T. Arts, O. Puckrin, and M. A. Xenopoulos. 2013. Nutrient loading associated with agriculture land use dampens the importance of consumer-mediated niche construction. *Ecol. Lett.* **16**: 1115-1125.

- Tófoli, R. M., G. H. Z. Alves, J. Higuti, A. M. Cunico, and N. S. Hahn. 2013. Diet and feeding selectivity of a benthivorous fish in streams: responses to the effects of urbanization. *J. Fish Biol.* **83**: 39-51.
- Van Looy, K., T. Tormos, M. Ferréol, B. Villeneuve, L. Valette, A. Chandesris, N. Bougoun, F. Oraison, and Y. Souchon. 2013. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.* **406**: 06.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **37**:130–137.
- Wahl, C. M., A. Neils, and D. Hooper. 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biol.* **58**:2310-2324.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer, and J. R. Webster. 2015. Stream invertebrate productivity linked to forest subsidies: 37 stream-years of reference and experimental data. *Ecology* **96**(5): 1213-1228.
- Winemiller, K. O., D. J. Hoeninghaus, A. A. Pease, P. C. Esselman, R. L. Honeycutt, D. Gbanaador, E. Carrera, and J. Payne. 2011. Stable isotope analysis reveals food web structure and watershed impacts along the fluvial gradient of a Mesoamerican coastal river. *River Res. Appl.* **27**: 791-803.
- Winemiller, K. O., P. B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, and others. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong: basin-scale planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. *Science* **351**(6269): 128-129.
- Zeni, J.O., and L. Casatti. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* **726**: 259-270.

APPENDIX A. Standard Ellipse Area corrected for small sample size (SEAc) and amplitude of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopic signatures (minimum/maximum) of fishes and invertebrates communities in eight headwater streams. FF20 and FF21 = reference streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream.

Stream	Fishes			Invertebrates		
	SEAc	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	SEAc	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
FF20	15.77	-19.1 / -35.7	10 / 16	16.61	-27.1 / -45.8	4.1 / 9.1
FF21	2.65	-27.5 / -31.8	9.6 / 12.7	15.34	-26.9 / -42.3	4.5 / 10.7
FP15	7.04	-24.6 / -33.5	13.6 / 18.1	15.97	-16.5 / -34.4	7.3 / 12.6
FP24	15.89	-19.2 / -36.3	7 / 13.3	5.38	-11.6 / -34.7	1.8 / 9.8
SC10	3.42	-25.6 / -27.1	12.2 / 14.5	13.17	-23.7 / -29.4	6.8 / 10.9
SC13	0.96	-24.8 / -31.4	9.4 / 12	5.08	-26.9 / -39.6	3.9 / 9.2
SC22	11.34	-25.8 / -33.3	10.3 / 16	19.93	-21.7 / -40.6	5.3 / 12.2
UR18	3.47	-20.6 / -23.9	8 / 12.1	13.68	-17.3 / -31.8	4.5 / 16.3

APPENDIX B. Mean \pm SD $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of source groups by stream. BFPOM = benthic fine particulate organic matter; Drift-OM = drifting organic matter. Letters following standard deviation designates the results of the Analysis of Variance (with pair-wise post-hoc Tukey) between streams. Different letters designates significant differences at $p < 0.05$. Equal letters designates no significant differences. Values with no SD means that only one sample were surveyed. FF20 and FF21 = reference streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream.

Stream	BFPOM	Drift-OM	Algae	Riparian Vegetation
$\delta^{13}\text{C}$				
FF20	-28.60 ± 0.59 _a	-29 ± 0.37 _a	-44.17 ± 1.75 _a	-32.57 ± 1.46 _{ab}
FF21	-29.19 ± 0.75 _a	-27.62 ± 0.83 _{ce}	-40.66 ± 1.22 _a	-34.37 ± 2.04 _a
FP15	-27.63 ± 0.67 _{abc}	-25.05 ± 0.05 _{bde}	-32.71 ± 0.74 _b	-30.26 ± 0.41 _b
FP24	-28.69 ± 0.42 _a	-28.31 ± 0.77 _{ac}	-27.84 ± 0.62 _c	-33.68 ± 1.41 _a
SC10	-28.19 ± 0.2 _{ab}	-28.11 ± 0.35 _{ac}	-29.14 ± 0.33 _{bc}	-34.08 ± 1.98 _a
SC13	-27.33 ± 1.22 _{abc}	-25.86 ± 0.85 _{be}	-30.03 ± 3.22 _{bc}	-32.81 ± 1.36 _{ab}
SC22	-26.81 ± 1.08 _{bc}	-24 ± 0.57 _d	-27.94 _{bc}	-34.65 ± 1.12 _a
UR18	-26.05 ± 0.51 _c	-26.46 ± 0.38 _{bce}	-24.02 ± 1.35 _d	-29.64 ± 8.44 _{ab}
$\delta^{15}\text{N}$				
FF20	6.38 ± 0.67 _a	5.34 ± 0.86 _{ab}	4.30 ± 0.60 _a	5.97 ± 2.46 _a
FF21	5.34 ± 0.49 _{ab}	4.42 ± 2.10 _{ab}	6.34 ± 1.31 _{ab}	3.90 ± 1.85 _a
FP15	7.05 ± 0.2 _a	7.16 ± 1.87 _a	6.23 ± 0.36 _b	6.18 ± 6.31 _a
FP24	5.44 ± 0.34 _{ab}	6.70 ± 0.51 _a	6.29 ± 0.60 _b	3.69 ± 1.41 _a
SC10	4.38 ± 0.63 _b	4.86 ± 0.51 _{ab}	6.31 ± 0.50 _b	4.05 ± 1.93 _a
SC13	5.77 ± 1.33 _{ab}	5.63 ± 2.1 _{ab}	7.45 ± 1.47 _{bc}	4.58 ± 1.82 _a
SC22	6.49 ± 1.13 _a	2.94 ± 1.27 _b	5.92 _{ac}	8.48 ± 3.62 _a
UR18	6.69 ± 1.2 _a	5.81 ± 1.97 _{ab}	8.32 ± 0.99 _c	7.59 ± 6.87 _a

Processamento foliar em riachos ao longo de um gradiente de degradação ambiental: alterações no processamento foliar

RESUMO

1. O objetivo deste trabalho foi investigar o funcionamento ecossistêmico de riachos através do processamento foliar, frente a alterações de uso do solo, testando a hipótese de que o processamento foliar será mais rápido, quanto melhor for a qualidade ambiental do sistema. Investigou-se também a contribuição funcional de invertebrados bentônicos para esse processo.
2. Folhas de *Alchornea glandulosa* foram submersas em nove riachos em um gradiente de degradação que incluiu dois riachos florestados, três riachos sob influência de cana-de-açúcar, dois de pastagem e dois urbanos (floresta > cana-de-açúcar > pastagem > urbano). Simultaneamente, foram caracterizadas a abundância e diversidade funcional de invertebrados associados às folhas, e as taxas de processamento foliar.
3. O processamento foliar foi significativamente maior em riachos florestados ($k = -0,0648 \pm 0,114 \text{ d}^{-1}$) e decresceu seguindo o gradiente de degradação, assumindo as menores taxas nos riachos urbanos ($k = -0,0113 \pm 0,006 \text{ d}^{-1}$). Maiores taxas de processamento foliar ocorreram em riachos com maior diversidade funcional, que refletiu a ocorrência e maior abundância de invertebrados processadores (principalmente *Stenochironomus* sp.: Chironomidae).
4. A interpretação dos resultados fornece evidências de que mudanças no processamento foliar, em função dos impactos gerados por usos antrópicos na qualidade ambiental, pode ser decorrente da menor abundância e atuação de organismos adaptados a este processo ecossistêmico. As alterações do funcionamento ecossistêmico, nos riachos avaliados, refletiram efeitos integrados das condições ambientais (p. ex. complexidade ambiental) e da estrutura das comunidades biológicas ao longo do tempo.

Palavras-chave: decomposição foliar, invertebrados, fragmentadores, riachos de primeira ordem, uso do solo

Leaf litter breakdown of streams along an environmental degradation gradient

SUMMARY

1. We investigated ecosystem functioning of streams through leaf litter breakdown under the effects of land use changes and the functional contribution of benthic invertebrates to this process. We tested the hypothesis that leaf litter breakdown would be faster in streams with better local habitat quality.
2. We submerged *Alchornea glandulosa* leaves in nine streams under a land use degradation gradient that includes two forested streams, three streams under sugar cane influence, two under pasture influence and two urban streams (forested > sugar cane > pasture > urban). At the same time, the abundance and functional diversity of invertebrates, and leaf litter breakdown rates were characterized for each of the streams.
3. Leaf litter breakdown was significantly higher in forested streams ($k = -0.0648 \pm 0.114 \text{ d}^{-1}$) and decreased along the degradation gradient, assuming the lowest processing rates in urban streams ($k = -0.0113 \pm 0.006 \text{ d}^{-1}$). Higher leaf litter processing rates occurred in streams with higher functional diversity of invertebrates. Such outcome reflected the occurrence and abundance of shredders (mainly *Stenochironomus* sp.: Chironomidae).
4. Our results suggests that alterations of leaf litter breakdown under land use changes are associated to deteriorated environmental quality, which may cause the scarcity of functionally adapted invertebrates (shredders). The impacts of land use changes over ecosystem functioning were accordingly identified through leaf litter breakdown rates and integrated the effects of environmental quality (i.e. underwater complexity) and of the community structure of invertebrates through time.

Key words: decomposition, invertebrates, shredders, headwater streams, land use

3.1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas aquáticos são sistemas dinâmicos, cujo funcionamento está intimamente associado à troca de energia e matéria com o ambiente adjacente (Ward, 1989; Lamberti, Chaloner & Hershey, 2009). A matéria orgânica (MO) sintetizada no ambiente terrestre pode ser carregada aos sistemas aquáticos por meio da atuação do vento e do escoamento superficial ou da queda direta de folhas e galhos da vegetação ripária (Vannote *et al.*, 1980; Lisboa *et al.*, 2015; Fiori *et al.*, 2016). A entrada da produção primária terrestre na cadeia de detritos de riachos preservados (Abelho, 2001; Cebrian & Lartigue, 2004) contribui para que o metabolismo destes sistemas seja dominado pela respiração de carbono alóctone (Webster & Meyer, 1997). As folhas constituem os componentes mais relevantes nessa troca, podendo perfazer até 75% de toda a MO incorporada ao sistema aquático (Gonçalves, França & Callisto, 2006; Fiori *et al.*, 2016).

Uma vez incorporadas ao sistema aquático, as folhas passam a ser processadas por mecanismos abióticos e/ou biológicos, caracterizando um processo biogeoquímico essencial para ciclagem de nutrientes e carbono (Feio *et al.*, 2010; Compson *et al.*, 2015; Keiluweit *et al.*, 2015). Estudos desenvolvidos nas últimas décadas têm evidenciado que as taxas de processos ecossistêmicos estão associadas à biodiversidade dos sistemas (Naeem *et al.*, 1994; Ball *et al.*, 2008; Reiss *et al.*, 2009). No entanto, a relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico tem se mostrado diversificada nos trópicos, uma vez que essa relação nem sempre ocorre (McKie & Malmqvist, 2009; Vaughn, 2010). Investigações mais recentes, no entanto, têm atribuído aumento das taxas de processos ecossistêmicos à atuação e diversidade de grupos funcionais, especialmente adaptados ao processo, em detrimento da diversidade ou riqueza de espécies (Duffy *et al.*, 2007; Mouillot *et al.*, 2013; Frainer, McKie & Malmqvist, 2014).

Os principais agentes biológicos que atuam sobre o processamento foliar em riachos são invertebrados fragmentadores e microrganismos (decompositores) (Findlay 2010; Chará-Serna *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2012), sendo os primeiros responsáveis por partes significativas da perda de biomassa foliar em riachos (Cheshire, Boyero & Pearson, 2005; Chará-Serna *et al.*, 2012; Domingos *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2015). A atuação de fragmentadores típicos (p.ex. aqueles definidos para ambientes temperados), no entanto, não é tão conspícua em ambientes tropicais, devido à escassez de espécies de insetos associadas a este grupo funcional (Boyero *et al.*, 2012). Contudo, cabe destacar que em ambientes tropicais, a riqueza e diversidade de

fragmentadores é muito variável (Boyero *et al.*, 2015) e diferentes espécies de invertebrados podem assumir esta função, como caranguejos, lagostins e camarões, além de insetos das famílias Ephemeroptera e Chironomidae, comumente classificadas em diferentes grupos funcionais em ambientes temperados (Dobson, 2004; Boyero *et al.*, 2007; Greathouse & Pringle, 2006; Cheshire *et al.*, 2005; Yule *et al.*, 2009; Tanaka *et al.*, 2015). Ademais, sistemas com maior diversidade de fragmentadores apresentam maiores taxas de processamento foliar (Srivastava *et al.*, 2009), resultado este, possivelmente associado à facilitação entre estes organismos (Jonsson & Malmqvist, 2003).

Mudanças no processamento foliar, por sua vez, podem indicar alterações na estrutura das comunidades aquáticas e da qualidade da água (Encalada *et al.*, 2010; Tank *et al.*, 2010; Tanaka *et al.*, 2015), que estão associadas à preservação das características naturais dos ecótonos adjacentes aos sistemas aquáticos (Gerbens-Leenes *et al.*, 2012). Por exemplo, taxas de processamento foliar podem ser menores em riachos sob influência de agricultura e, por consequência, do efeito negativo de compostos tóxicos e simplificação do *habitat* (Gessner *et al.*, 2010), que refletem negativamente sobre a ocorrência e abundância de invertebrados que fragmentam a MO (Ferreira *et al.*, 2015). Mudanças na composição de espécies arbóreas, decorrentes de alterações do uso do solo, podem afetar a estrutura e funcionamento de riachos devido a variações de qualidade e fenologia dos subsídios terrestres (Richardson, Shaughnessy, Harrison, 2004; Kominoski, Marczak & Richardson, 2011). Reduções no aporte de folhas podem resultar em declínio na abundância e biomassa de invertebrados devido à redução de recursos alimentares (Wallace *et al.*, 1997; Wallace *et al.*, 2015), selecionando grupos funcionais adaptados a explorar novas fontes de recurso, tais como algas (Dunck *et al.*, 2015). Ainda, o soterramento da MO, provocado pelo carreamento de sedimentos finos, em decorrência do uso do solo, inviabiliza o uso do recurso por microrganismos e invertebrados, empobrecendo ainda mais a diversidade funcional dos sistemas (Benfield *et al.*, 2001; Lopes *et al.*, 2015).

Considerando o exposto, o objetivo deste trabalho foi investigar o funcionamento ecossistêmico de riachos, através do processamento foliar, frente a alterações de uso do solo. Testamos a hipótese de que o processamento foliar será mais rápido, quanto melhor for a qualidade ambiental do sistema. Assumindo que a manutenção de processos ecossistêmicos depende da diversidade e atuação de agentes biológicos, buscou-se investigar se as taxas de processamento foliar estão associadas à diversidade funcional de invertebrados ou se dependem da abundância de indivíduos funcionalmente adaptados ao processo.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na região Neotropical, mais especificamente ao Sul do Brasil, delimitada pelas rochas da Formação Arenito Caiuá (Fernandes & Ribeiro, 2015). A temperatura média da região varia de 18° a 25°C, com precipitação média anual de 1300 mm. A região encontra-se nos domínios da Floresta Estacional Semi-Decidual (Campos, Romagnolo & Souza, 2000), no entanto, atualmente é restrita a pequenos fragmentos distribuídos aleatoriamente (Fig.1).

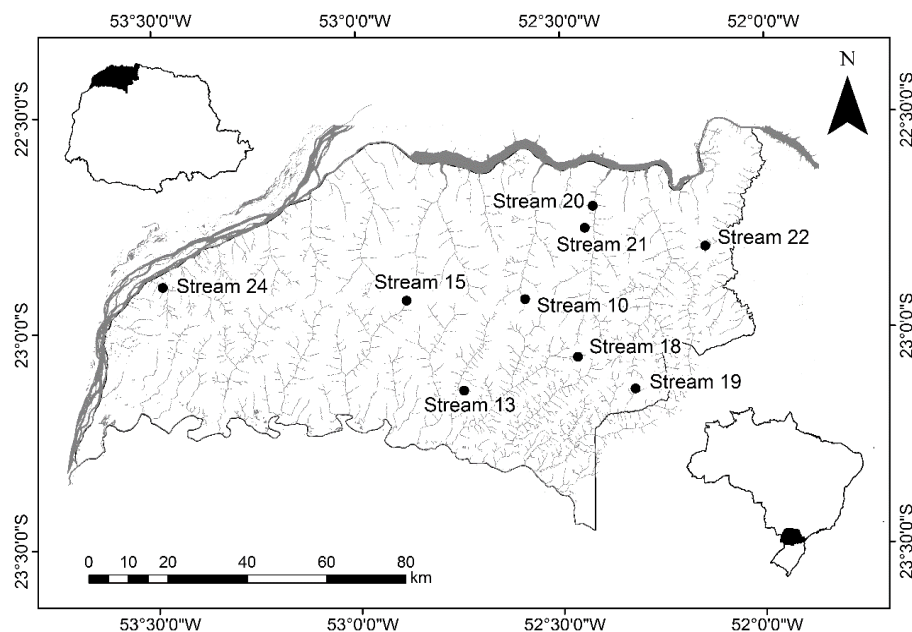


Fig 1 Localização dos riachos Neotropicais amostrados. Streams 20 e 21 = riachos florestados; Streams 22, 10 e 13 = riachos de cana-de-açúcar; Streams 15 e 24 = riachos de pastagem; Streams 18 e 19 = riachos urbanos.

A seleção primária dos trechos de amostragem foi realizada previamente no Programa ArcGis®, através da delimitação de bacias hidrográficas de riachos de primeira ordem, utilizando imagens SRTM para geração da rede hídrica e imagens Landsat 8 OLI para conferência. Para cada bacia de riachos de primeira ordem foram calculadas as proporções de uso do solo por áreas de floresta, pasto, cana-de-açúcar e urbanas. Após a classificação por uso do solo, 27 riachos foram localmente avaliados para classificação da qualidade ambiental do canal e da vegetação ripária (Anexo 1). Para tanto foi utilizado um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) desenvolvido para a região de estudo (Cionek, Beaumord & Benedito, 2011). A

aplicação do PAR consiste na avaliação visual de 9 parâmetros e varia de zero (condição de conservação péssima) até 20 (condição de conservação ótima). Os parâmetros quantificam o substrato de fundo, complexidade do habitat submerso, variação de velocidade e profundidade, sinuosidade do canal, flutuação de nível do canal, alterações antrópicas no canal, estabilidade dos barrancos, proteção vegetal das margens e cobertura vegetal original das margens. Todos os trechos avaliados e amostrados encontravam-se o mais próximo possível da foz de cada riacho.

Considerando as condições físicas e químicas da água, geomorfológicas e de uso do solo (Anexo 1), foram selecionados nove riachos que contemplassem um gradiente de degradação, com base nas atividades predominantes na região. Os riachos (streams) 20 e 21 localizam-se em um fragmento florestal preservado desde a década de 1950. Apresentam maior diversidade e complexidade de mesohabitats e aporte de material orgânico da vegetação ripária, portanto, foram considerados como referência e classificados como florestados (FF). Os riachos (streams) 10, 13 e 22 encontram-se sob influência do cultivo de cana-de-açúcar (SC). Os impactos mais conspícuos a estes sistemas são o assoreamento, deposição de rejeitos de construção civil, aplicação de vinhoto e queimadas das plantações. No entanto, os trechos amostrados encontram-se protegidos por vegetação ripária com até 20 metros de largura, o que culminou em escores de avaliação local próximos à referência. As nascentes dos riachos 15 e 24 (streams) encontram-se protegidas por fragmentos florestais, contudo, ao longo do gradiente longitudinal e nos locais de amostragem, a influência da pastagem é intensa, razão pela qual foram classificados como riachos de pastagem (FP). Os impactos mais marcantes nestes trechos são a remoção da vegetação ripária, assoreamento e a proliferação de gramíneas nas margens. Os riachos (streams) 18 e 19 foram classificados como urbanos por drenarem áreas com predomínio de cidades (UR). Enxurradas frequentes, vegetação ripária esparsa e aporte de esgoto doméstico e lixo de escoamento superficial caracterizam os impactos destes riachos. Ao UR19 são ainda despejados resíduos de feculárias e de um depósito ilegal de lixo. Ambos receberam os menores escores de avaliação do PAR.

Com o intuito de avaliar as alterações dos processos ecossistêmicos nestes riachos, foi assumido um gradiente de degradação em que os riachos florestados foram considerados aqueles com a melhor qualidade ambiental. Riachos sob influência do cultivo de cana-de-açúcar e de pastagens foram considerados como intermediários, enquanto os riachos urbanos foram

considerados os mais degradados (floresta > cana-de-açúcar > pastagem > urbano). Assumiu-se para tanto as classificações obtidas através do escores do PAR.

3.2.2 Procedimentos experimentais

O experimento foi realizado de agosto a outubro de 2014. Este período corresponde à época seca na região de estudo, evitando assim os efeitos de enxurradas provocadas por chuvas. A escolha da espécie vegetal utilizada no experimento foi baseada em um experimento piloto em que folhas de *Alchornea glandulosa* Poepp. & Endl. (Euphorbiaceae) foram incubadas em diferentes riachos da região. Esta espécie foi então selecionada para determinação das taxas de processamento foliar devido ao processamento rápido e à ocorrência frequente e abundante nos riachos selecionados. A espécie ocorre em florestas ripárias do Sul e Sudeste do Brasil (Rodrigues & Nave, 2001) e apresenta perda acentuada de folhas durante épocas secas, frequentemente se acumulando no leito dos riachos. Folhas maduras foram retiradas de uma única árvore (para evitar variações químicas individuais associadas à diferenças edáficas e hidrológicas), acondicionadas em caixas de papelão para secar ao ar livre por uma semana, pesadas em balança de precisão e $3 \pm 0,1$ g foram unidas com barbante fino, adiante denominados “*packs*”.

Cada *pack* foi acondicionado em um saco ecológico (20 x 30 cm; Fleming LTDA) com três malhas de exclusão (0,2; 2 e 10 mm). A malha de 0,2 mm exclui todos os organismos, com exceção dos microrganismos; a malha de 2 mm exclui peixes maiores e a malha de 10 mm não exclui nenhum organismo. As taxas de processamento foliar e estrutura da fauna de invertebrados não variou significativamente entre as malhas (Apêndice C), razão pela qual todos os sacos de decomposição de um mesmo riacho foram agrupados. Em cada riacho, 27 sacos de decomposição foram inicialmente ancorados aleatoriamente em áreas de remanso a fim de diminuir a potencial influência da velocidade da água sobre o processamento. Dez sacos de decomposição adicionais foram transportados até os riachos e trazidos de volta ao laboratório para correção da massa perdida durante o transporte e manipulação dos sacos. De cada riacho foram recolhidos nove sacos de decomposição após 15, 31 e 63 dias de submersão, totalizando ao final, 27 sacos de decomposição. Em laboratório, os sacos foram cuidadosamente lavados sobre uma peneira de 250 μ m a fim de remover detritos e reter invertebrados aderidos. Larvas de *Stenochironomus* sp. (Chironomidae; Diptera) se alojam no parênquima das folhas e foram removidas com auxílio de pinça sob microscópio estereoscópio. Os invertebrados foram

mantidos em álcool 70% para identificação sob microscópio estereoscópio (Mugnai, Nessimian & Fernandes, 2010; Hamada, Nessimian & Querino, 2014).

Assumindo que o processamento foliar é desempenhado por organismos funcionalmente adaptados a esse papel (em detrimento de sua identidade taxonômica), procedeu-se a classificação dos indivíduos em coletores, filtradores, fragmentadores, raspadores, predadores ou minadores, conforme proposto por Merrit & Cummins (1996), Baptista et al. (2006), Tomanova, Goitia & Helesic (2006) e Hamada et al. (2014) (Apêndice D). A diversidade de grupos funcionais associadas aos *packs* foi calculada através do Índice α (alfa) de Fisher. Este índice compara a distribuição de indivíduos na amostra com a série logarítmica (Fisher et al. 1943). Apresenta baixa sensibilidade ao tamanho amostral e aos extremos de distribuição (altas e baixas abundâncias) (Kempton & Taylor 1974; Magurran 1988).

As folhas remanescentes (*A. glandulosa*), em cada intervalo de remoção dos sacos de decomposição, foram secas em estufa de ventilação forçada à 60°C por 48h e pesadas para determinação da massa seca remanescente. Foram então calcinadas em forno mufla à 550°C por 4h para posterior obtenção do peso das cinzas. A partir da massa remanescente foi subtraída a massa das cinzas para determinação da massa seca livre de cinzas (MSLC), considerada como o peso seco final. Correções de umidade e massa de cinzas iniciais foram conduzidas com 20 folhas separadas do grupo inicial, seguindo os mesmos procedimentos de secagem e queima adotados para as amostras utilizadas no experimento.

3.2.3 Análises Estatísticas

A taxa de processamento foliar, obtida através do coeficiente de processamento foliar (k) foi calculada usando um modelo de decaimento exponencial, que assume que a perda de massa ao longo do tempo é uma fração constante da quantidade de material remanescente, de acordo com a equação:

$$M_t = M_0 e^{-kt}$$

Onde M_t = massa (g) no tempo t (dias), M_0 = massa inicial, e = base do logaritmo Neperiano. Neste modelo, k corresponde ao ângulo da reta da regressão linear passando pela origem de $\log_e (M_t/M_0)$ no tempo.

O processamento foliar entre riachos de uma mesma categoria de uso do solo não diferiu significativamente, sendo, portanto, utilizados como réplicas de cada categoria (Ancova; $p > 0,05$). Com o intuito de avaliar se as taxas de processamento foliar diferiram em função do uso do solo (p.ex. florestados $n = 2$, de cana-de-açúcar $n = 3$, de pastagem $n = 2$ e urbanos $n = 2$) foi empregada uma Análise de Covariância, assumindo a proporção foliar remanescente (log-transformada - $\log_e (M_t/M_0)$) como variável resposta, os riachos como categorias e os dias de submersão (tempo) como co-variável. A correlação de Spearman foi utilizada a fim de investigar se o processamento foliar (k) variou de acordo com os diferentes usos do solo, no gradiente de degradação ambiental estabelecido neste estudo com auxílio do Protocolo de Avaliação Rápida.

Com o objetivo de determinar se maiores taxas de processamento foliar (k) correspondem à maior diversidade funcional de invertebrados (α -Fisher) utilizou-se uma correlação de Spearman (Quinn & Keough, 2002). A fim de testar se a estrutura funcional da comunidade difere em função do uso do solo, foi aplicada aos dados de abundância de indivíduos por grupo funcional, a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001). Para execução da análise as abundâncias de invertebrados dos três períodos de submersão (15, 31 e 63 dias) foram agrupadas.

Assumindo que existe um gradiente de substituição de grupos funcionais ao longo do processamento foliar, buscou-se testar se a estrutura funcional difere entre riachos nos intervalos de 15, 31 e 63 dias de submersão, separadamente. Esta investigação foi conduzida com auxílio de uma PERMANOVA. Quando diferenças significativas foram encontradas ($p < 0,05$), foram realizados testes permutacionais par-a-par e a análise de Percentual de Similaridade (SIMPER, Clarke & Warwick, 2001) foi utilizada para identificar quais grupos funcionais mais contribuíram para a dissimilaridade entre riachos.

Durante as análises observou-se que a fauna de invertebrados de todos os riachos é dominada (abundância) por coletores da família Chironomidae (79% em riachos florestados,

63% em cana-de-açúcar, 72% em pastagem e 38% em urbanos). Apesar de existirem diferenças significativas na abundância da família entre os grupos de riachos (Kruskall-Wallis, $H_{3,212} = 39,8$; $p < 0,001$), a abundância alta de indivíduos impede a identificação da distribuição dos demais grupos funcionais nas representações gráficas (Apêndice B), razão pela qual optou-se pela avaliação adicional das proporções de grupos funcionais sem a ocorrência de Chironomidae. Esta avaliação só foi realizada graficamente. Todas as análises de estrutura e diversidade de invertebrados incluíram os indivíduos de Chironomidae. As análises estatísticas foram conduzidas nos programas PRIMER 6 + PERMANOVA (Plymouth Marine Laboratory) e R (R Core Team, 2015), assumindo o nível de significância em $p < 0,05$.

3.3 RESULTADOS

Alterações de uso do solo impactaram o processamento foliar de *A. glandulosa*, uma vez que foi significativamente diferente entre riachos, ao longo do tempo (Tabela 1). As taxas de processamento foram mais rápidas nos riachos florestados ($k = -0,0648 \pm 0,114 \text{ d}^{-1}$, $n=2$) quando comparados com aqueles sob influência de cana-de-açúcar ($k = -0,0257 \pm 0,041 \text{ d}^{-1}$, $n=3$), pastagem ($k = -0,0154 \pm 0,007 \text{ d}^{-1}$, $n=2$) e urbanos ($k = -0,0113 \pm 0,006 \text{ d}^{-1}$, $n=2$) (Apêndice A).

Tabela 1 Análise de Covariância das diferenças da massa remanescente (log-transformada) entre os grupos de riachos ao longo do período de submersão dos *packs*. GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio. Uso do solo = Floresta, Cana-de-açúcar, Pastagem e Urbano.

Fatores	GL	SQ	QM	F	p
Uso do solo	3	5,72	1,91	17,72	< 0,001
Dias de submersão	1	23,37	23,37	217,02	< 0,001
Uso x Dias de submersão	3	1,76	0,58	5,45	0,001
Resíduos	211	22,72	0,11		

O processamento foliar esteve positivamente associado à qualidade ambiental local (Spearman $r = 0,91$, $p < 0,001$), sendo mais acentuado nos riachos com maior qualidade ambiental e decrescendo de acordo com o gradiente de degradação assumido previamente (Fig. 2). Ao final dos 63 dias de experimento as folhas incubadas nos riachos florestados apresentaram em média apenas 15% de massa remanescente, seguido de 32% em riachos de cana, 44% naqueles de pasto, enquanto 56% da matéria orgânica não foi processada nos riachos urbanos (Fig. 2; Apêndice A).

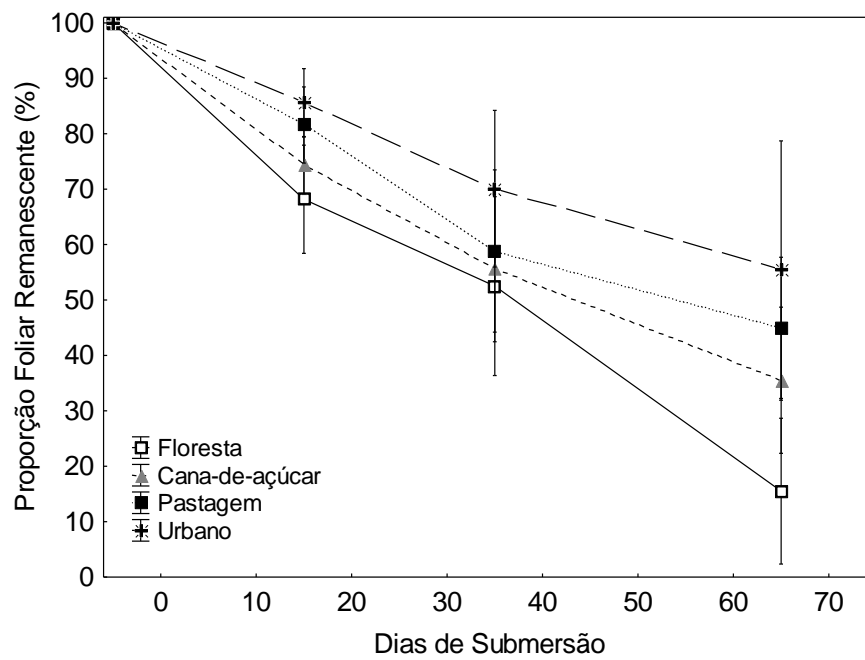


Fig 2 Proporção foliar remanescente (média \pm desvio padrão) de *A. glandulosa* em riachos sob diferentes usos do solo ao longo dos intervalos de submersão – 15, 30 e 63 dias. Floresta n = 2, Cana-de-açúcar n = 3, Pastagem n = 2, Urbano n = 2.

Maiores taxas de processamento foliar ocorreram em riachos com maior diversidade funcional (Spearman $r = 0,73$; $p = 0,020$). A diversidade funcional foi maior nos riachos de cana-de-açúcar (α -Fisher = 0,698), seguido dos riachos florestados (α -Fisher = 0,686), de pastagem (α -Fisher = 0,661) e, por fim, riachos urbanos (α -Fisher = 0,589) (Fig. 3).

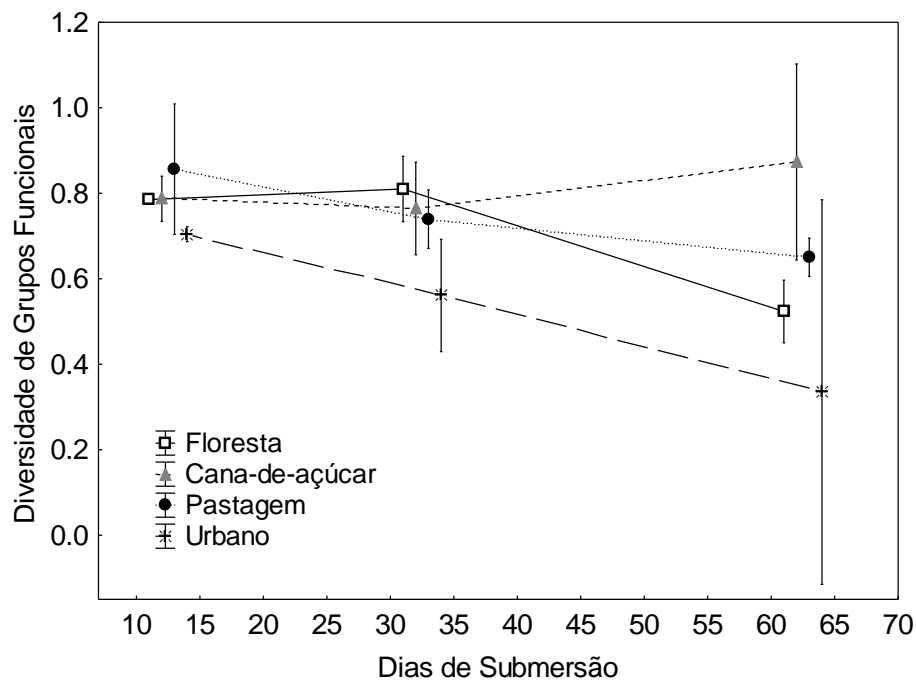


Fig 3 Diversidade de grupos funcionais (média \pm desvio padrão) em riachos sob diferentes usos do solo ao longo dos três intervalos de submersão – 15, 30 e 63 dias. Floresta $n = 2$, Cana-de-açúcar $n = 3$, Pastagem $n = 2$, Urbano $n = 2$.

A estrutura funcional da comunidade variou em função do uso do solo, uma vez que diferiu significativamente entre riachos (PERMANOVA, $F = 3,73$; $p < 0,001$). Da mesma forma, foram verificadas variações na sucessão de grupos funcionais ao longo do processamento foliar. A estrutura funcional da comunidade foi significativamente diferente entre riachos aos 15 (PERMANOVA, $F = 6,19$; $p < 0,001$) e 31 dias (PERMANOVA, $F = 6,99$; $p < 0,001$). Apenas riachos de cana-de-açúcar e florestados (Teste par-a-par, $t_{15\text{dias}} = 1,53$; $p = 0,068$ / $t_{31\text{dias}} = 1,12$; $p = 0,284$) apresentaram estrutura funcional similar entre riachos em ambos os intervalos.

Aos 63 dias de submersão a estrutura funcional da comunidade continuou variando diante as influências do uso do solo. Foram verificadas diferenças significativas entre riachos (PERMANOVA, $F = 2,50$; $p = 0,008$), com exceção dentre riachos de cana-de-açúcar e pastagem (Teste par-a-par, $t = 1,46$; $p = 0,087$), cana-de-açúcar e urbanos (Teste par-a-par, $t = 1,12$; $p = 0,307$) e entre riachos florestados e de pastagem (Teste par-a-par, $t = 1,04$; $p = 0,333$).

Os grupos funcionais que mais contribuíram com as dissimilaridades entre os riachos, no primeiro intervalo de submersão (15 dias) foram minadores (25% a 44%) e coletores (29%).

Minadores foram mais representativos nos *packs* de riachos florestados e de cana-de-açúcar, enquanto coletores dominaram a fauna nos riachos urbanos, nos primeiros 15 dias de submersão (Apêndice B e Fig. 4). Coletores, incluindo Chironomidae, representaram de 60% (15 dias) a 97% (63 dias) da fauna dos *packs* ao longo de todos os intervalos de submersão (Apêndice B).

Excluindo, graficamente, a ocorrência de Chironomidae, a tendência geral foi de substituição de minadores por raspadores aos 31 dias de submersão, os quais passaram a contribuir de 25% a 33% da dissimilaridade entre grupos de riachos, uma vez que sua ocorrência foi marcadamente maior nos riachos de pastagem e urbanos. Aos 63 dias de submersão os coletores contribuíram de 28% a 46% da dissimilaridade entre grupos de riachos, possivelmente associada à menor ocorrência de coletores e incremento de predadores nos riachos de pastagem (Fig. 4).

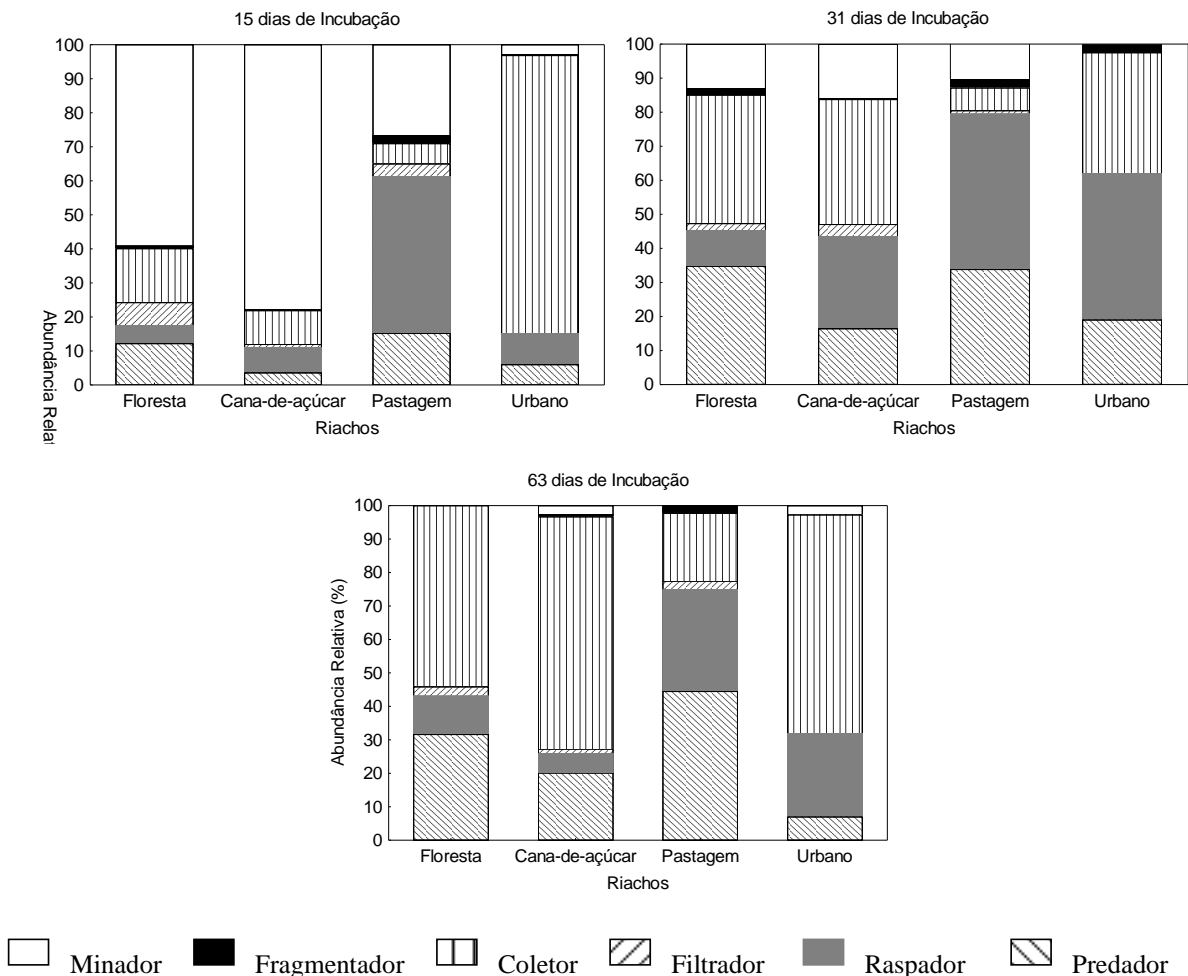


Fig 4 Abundância relativa dos grupos funcionais de invertebrados associados aos *packs* em riachos florestados, de cana-de-açúcar, de pastagem e urbanos. A contribuição de Chironomidae para o grupo Coletores foi excluída.

3.4 DISCUSSÃO

O funcionamento ecossistêmico dos riachos foi afetado pelo uso do solo, que apresentou decréscimo gradual das taxas de processamento foliar ao longo do gradiente de degradação proposto, corroborando a hipótese deste estudo. A redução significativa das taxas de processamento foliar em riachos impactados foi acompanhada por redução na diversidade funcional, que refletiu a ausência de representantes de grupos funcionais, em especial, de invertebrados processadores (fragmentadores e minadores). Estes resultados sugerem que mudanças no processamento foliar em decorrência dos impactos gerados por usos antrópicos pode ser decorrente de menores abundâncias de organismos adaptados a este processo ecossistêmico. Do mesmo modo, o decréscimo da taxa de processamento foliar, em riachos do Sudeste do Brasil, foi associado à ausência de invertebrados fragmentadores frente ao aumento de temperatura e entrada de sedimentos decorrentes de impactos urbanos (Lopes *et al.*, 2015), enquanto diferenças na abundância relativa de uma espécie de fragmentador foi acompanhada pela redução significativa das taxas de processamento foliar em riachos tropicais influenciados por pastagem, no Equador (Encalada *et al.*, 2010).

Os invertebrados processadores foram basicamente representados por integrantes da família Chironomidae, mais especificamente, *Stenochironomus* sp. (representou aproximadamente 94% do total), o que sugere que o processamento foliar nos riachos avaliados decorre da atuação de uma espécie-chave. Os riachos avaliados apresentam dominância natural de substrato arenoso, em decorrência da formação geológica por onde drenam. Este tipo de substrato é mais favorável à ocorrência e sobrevivência de larvas de insetos da ordem Diptera (Hamada *et al.*, 2014), o que pode explicar a maior abundância e atuação destes organismos para o funcionamento dos riachos investigados. Estudos em riachos Neotropicais têm relatado a atuação de *Stenochironomus* sp. como fragmentadores da matéria orgânica, uma vez que promovem o consumo direto da folha, contribuindo para sua quebra (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Chará-Serna *et al.*, 2012; Tanaka *et al.*, 2015). Essa atuação pode facilitar o processamento adicional por meio da ação da água (Fonseca *et al.*, 2013) e também atrair consumidores que contribuem indiretamente com a quebra foliar enquanto buscam minadores como recurso (Henderson & Wlaker, 1986). Acredita-se que o segundo mecanismo contribua efetivamente com o processamento foliar nos riachos investigados, uma vez que a entrada de peixes invertívoros, tais como *Phalloceros harpagos* e *Gymnotus inaequilabiatus* (Anexo 2) foi constatada nos sacos de decomposição ao longo do experimento. Ademais, diferentes

investigações dos efeitos de alterações antrópicas sobre o funcionamento ecossistêmico em riachos tropicais relatam que maior abundância e/ou biomassa de fragmentadores (ou de um táxon-chave) seja o mecanismo norteador das variações no processamento foliar, em detrimento da diversidade de espécies ou grupos funcionais (Piscart *et al.*, 2009; Encalada *et al.*, 2010).

Os melhores indicadores funcionais (processamento foliar e diversidade funcional) estiveram associados à maior diversificação de mesohabitats (poções, remansos e corredeiras), complexidade do habitat e contenção do solo pela vegetação (PAR), característicos dos riachos florestados. As melhores condições ambientais podem ser associadas aos subsídios estruturadores e alimentares fornecidos pela vegetação ripária, que são especialmente importantes para os sistemas avaliados, uma vez que o substrato dominante é composto basicamente por areia fina (Cionek *et al.*, 2011). Nestes ambientes, fragmentadores e minadores consomem a MO grossa (folhas) e acabam acelerando a produção de MO particulada (Boyero *et al.*, 2015), que é a principal fonte de energia para os demais detritívoros, como coletores e filtradores (Merrit & Cummins, 1996; Hamada *et al.*, 2014), de forma a contribuir com a diversidade funcional e manutenção do funcionamento ecossistêmico. Evidências apontam para a contribuição efetiva da conservação das florestas, em especial da vegetação ripária, na melhoria das funções ecossistêmicas em riachos, mesmo que em pequenos fragmentos (Arnaiz *et al.*, 2011; Silva-Junior *et al.*, 2014). Por exemplo, maiores taxas de processamento foliar foram registradas em trechos florestados, em detrimento de trechos sob cultivo de cana-de-açúcar, devido à melhor qualidade da água, que favoreceu a atuação de fragmentadores, que foram mais abundantes nos trechos protegidos pela vegetação, em riachos do Sudeste do Brasil (Tanaka *et al.*, 2015).

A relação do funcionamento ecossistêmico e da qualidade ambiental nos riachos avaliados parece estar associada à atuação de invertebrados (Castela, Ferreira & Graça, 2008), uma vez que esses organismos apresentam sensibilidade a alterações ambientais, em especial associadas à remoção ou alteração da estrutura da vegetação (Voelz & McArthur, 2000; Wooster & DeBano, 2006). A redução do processo ecossistêmico ocorreu em ambientes com habitats simplificados em virtude do assoreamento e escassez de matéria orgânica alóctone (troncos, galhos e folhas) proveniente da vegetação ripária, reduzida e constituída de poucas espécies dominantes. Mesmo com o aumento das concentrações de nutrientes (Anexo 1) que poderiam favorecer a decomposição da matéria orgânica por microrganismos, a simplificação do habitat e escassez de recursos, características de riachos urbanos e de pastagem, promoveram a carência de estruturação ambiental e reduziram drasticamente a disponibilidade de recursos

alimentares para os fragmentadores. Por outro lado, favoreceram a abundância de raspadores e coletores nestes ambientes. Raspadores e coletores se alimentam preferencialmente de matéria orgânica particulada (MOP) e algas (Merritt & Cummins, 1996; Hamada *et al.*, 2014), portanto, sua presença e abundância não contribuem diretamente para o processamento da matéria orgânica, culminando em redução da função ecossistêmica, como o processamento foliar. Em estudo desenvolvido nos mesmos riachos, Cionek *et al.* (Cap. 1) encontraram MOP e algas como fontes de energia que mais contribuíram para sustentar peixes invertívoros (que consomem diretamente os invertebrados raspadores e coletores) em riachos de pastagem e urbanos, corroborando a exploração de recursos disponíveis nos sistemas impactados. Alta abundância de invertebrados pertencentes à Oligochaeta e Chironomidae, por exemplo, tem sido descrita como comum em riachos tropicais impactados (Henriques-Oliveira *et al.*, 2007; Lopes *et al.*, 2015), e apesar da dominância registrada não assumem papel central no processamento foliar.

Considerando o exposto, este trabalho permitiu evidenciar que o funcionamento ecossistêmico e a diversidade funcional de invertebrados são perturbadas em virtude do tipo de uso do solo, refletindo assim na alteração das taxas de processamento foliar. De maneira geral, as mudanças provocadas nas características ambientais locais, tais como na complexidade do hábitat, diversidade de *mesohabitats* e na conservação da vegetação ripária podem contribuir com a capacidade do sistema em receber e reter matéria orgânica de origem alóctone e principalmente, afetar a estruturação da fauna que atua sobre o processo ecossistêmico. Evidenciou-se por meio desta investigação que os organismos que contribuem com a transferência de energia do ambiente terrestre para o sistema aquático nos riachos avaliados correspondem a larvas de *Stenochironomus* sp., em detrimento de espécies/famílias de insetos mais comumente associadas à essa função em outras regiões tropicais, tais como Trichoptera (Encalada *et al.*, 2010). Destaca-se que estudos futuros devem considerar a atuação complementar de microrganismos a fim de elucidar a contribuição proporcional de fragmentadores e microrganismos sobre o processo ecossistêmico. Com base nestes resultados foi possível verificar que o processamento foliar constitui um indicador funcional que integra respostas das condições ambientais e da estrutura das comunidades biológicas ao longo do tempo, favorecendo a avaliação da integridade de sistemas aquáticos Neotropicais de primeira ordem e podendo, inclusive, ser utilizado como ferramenta de avaliação de impacto ambiental nestes sistemas.

REFERÊNCIAS

- Abelho M. (2001) From litter fall to breakdown in streams: a review. *The Scientific Word*, **1**, 656-680.
- Anderson M. J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**, 32–46.
- Arnaiz O. L., Wilson A. L., Watts R. J. & Stevens M. M. (2011) Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in South-Eastern Australia. *Ecological Research*, **26**, 123-131.
- Ball B. A., Hunter M. D., Kominoski J. S., Swan C. M. & Bradford M. A. (2008) Consequences of non-random species loss for decomposition dynamics: experimental evidence for additive and non-additive effects. *Journal of Ecology*, **96**, 303–313.
- Baptista D. F., Buss D. F., Dias L. G., Nessimian J. L., Silva E. R., Moraes Neto A. H. A., Carvalho S. N., Oliveira M. A. & Andrade L. R. (2006) Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, **42**, 87-96.
- Benfield E. F., Webster J. R., Tank J. L. & Hutchens, J.J. (2001) Long-term patterns in leaf breakdown in streams in response to watershed logging. *International Reviews in Hydrobiology*, **86**, 467-474.
- Boyero L., Pearson R.G. & Bastian M. (2007) How biological diversity influences ecosystem function: a test with a tropical stream detritivore guild. *Ecological Research*, **22**, 551–558.
- Boyero L., Pearson R. G., Dudgeon D., Ferreira V., Graça M. A. S., Gessner M. O et al. (2012) Global patterns of streams detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 134-141.
- Boyero L., Pearson R. G., Gessner M. O., Dudgeon D., Ramírez A. & Yule C. M. (2015) Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm?. *Freshwater Science*, **34**, 759-769.
- Campos J. B., Romagnolo M. B. & Souza M. C. (2000) Structure, Composition and Spatial Distribution of tree species in a Remnant of the Semi-Deciduous Seasonal Alluvial Forest of the Upper Paraná River Floodplain. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **43**, 185-194.
- Castela J., Ferreira V. & Graça M. A. S. (2008) Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, **153**, 440-449.
- Cebrian J. & Lartigue J. (2004) Patterns of herbivory and decomposition in aquatic and terrestrial systems. *Ecological Monographs*, **74**, 237–259.
- Chará-Serna A. M., Chará J. D., Zúñiga M. C., Pearson R. G. & Boyero L. (2012) Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, **48**, 139-144.

- Cheshire K., Boyero L. & Pearson R.G. (2005) Food webs in tropical Australian streams: Shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, **50**, 748-769.
- Cionek V. M., Beaumord A. C. & Benedito E. (2011) *Protocolo de avaliação rápida do ambiente para riachos inseridos na região do Arenito Caiuá – Noroeste do Paraná*. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Clarke K. R. & Warwick R. M. (2001) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd ed. PRIMER-E, Plymouth.
- Compson Z. G., Hungate B. A., Koch G. hH., Hart S. C., Maestas J. M., Adams K. J. et al. (2015) Closely related tree species differentially influence the transfer of carbon and nitrogen from leaf litter up to aquatic food web. *Ecosystems*, **18**, 186-201.
- Dobson M. (2004) Freshwater crabs in Africa. *Freshwater Forum*, **21**, 3-26.
- Domingos C., Ferreira V., Canhoto C. & Swan C. (2015) Warming, and the presence of a dominant shredder, drive variation in decomposer communities in a mountain stream. *Aquatic Sciences*, **77**, 129-140.
- Duffy J. E., Cardinale, B. J., France K. E., McIntyre P. B., Thébault E. & Loreau M. (2007) The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*, **10**, 522-538.
- Dunck B., Lima-Fernandes E., Cássio F., Cunha A., Rodrigues L. & Pascoal C. (2015) Responses of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream eutrophication. *Environmental Pollution*, **202**, 32-40.
- Encalada A. C., Calles J., Ferreira V., Canhoto C. M. & Graça M. A. S. (2010) Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, **55**, 1719-1733.
- Feio M. J., Alves T., Boavida M., Medeiros A. & Graça, M. A. S. (2010) Functional indicators of stream health: a river-basin approach. *Freshwater Biology*, **55**, 1050-1065.
- Fernandes L. A. & Ribeiro C. M. M. (2015) Evolution and palaeoenvironment of the Bauru Basin (Upper Cretaceous, Brazil). *Journal of South American Earth Sciences*, **61**, 71-90.
- Ferreira V., Larrañaga A., Gulis V., Basaguren A., Elozegi A., Graça M. A. S. & Pozo J. (2015) The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management*, **335**, 129-138.
- Findlay, S. (2010) Stream microbial ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 170-181.
- Fiori L., Cionek V. M., Sacramento P. A. & Benedito E. (2016) Dynamics of leaf fall from riparian vegetation and the accumulation in benthic stock in Neotropical Streams. *Revista Árvore*, **40**, *accepted*.

- Fisher R. A., Corbet A. S. & Williams C. B. (1943) The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, **12**, 42-58.
- Fonseca A. L. S., Bianchini Jr I., Pimenta C. M. M., Soares C. B. P. & Mangiavacchi N. (2013) The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia*, **703**, 59-67.
- Frainer A., McKie B. G. & Malmqvist B. (2014) When does diversity matter? Species functional diversity and ecosystem functioning across habitats and seasons in a field experiment. *Journal of Animal Ecology*, **83**, 460-469.
- Gerbens-Leenes P. W., Lienden A. R., Hoekstra A. Y. & Van Der Meer ThH. (2012) Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. *Global Environmental Change*, **22**, 764-775.
- Gessner M. O., Swan C. M., Dang C. K., McKie B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H., Hättenschwiler S. (2010) Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, **25**, 372-380.
- Gonçalves Junior J. F., França J. S. & Callisto M. (2006) Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **49**, 967-973.
- Gonçalves Junior, J.F.; Rezende, R.S.; França, J. & Callisto, M. (2012) Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritos in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*, **63**, 428-439.
- Graça M. A. S., Ferreira V., Canhoto C., Encalada A. C., Guerrero-Bolaño F., Wantzen K. M. & Boyero L. (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, **100**, 1-12.
- Greathouse E. A. & Pringle C. M. (2006) Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 134-152.
- Hamada N., Nessimian J. L. & Querino R. B. (2014) *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA.
- Henderson P. A. & Walker, L. (1986) On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumãzinho. *Journal of Tropical Ecology*, **2**, 1-17.
- Henriques-Oliveira A. L., Nessimian J. L. & Dorvillé L. F. M. (2003) Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **63**, 269-281.
- Jonsson M. & Malmqvist B. (2003) Mechanisms behind positive diversity effects on ecosystem functioning: testing the facilitation and interference hypotheses. *Oecologia*, **134**, 554-559.

- Keiluweit M., Nico P., Harmon M. E., Mao J., Pett-Ridge J. & Kleber M. (2015) Long-term litter decomposition controlled by manganese redox cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **112**, E5253-E5260.
- Kempton R. A. & Taylor L. R. 1974. Log-series and log-normal parameters as diversity determinants for the Lepidoptera. *Journal of Animal Ecology*, **43**, 381-399.
- Kominoski J. S., Marczak L. B. & Richardson J. S. (2011) Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology*, **92**, 151-159.
- Lamberti G. A., Chaloner D. T. & Hershey A. E. (2010) Linkages among aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 245-263.
- Lisboa L. K., Silva A. L. L., Siegloch A. E., Gonçalves Junior J. F. & Petrucio M. M. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic rainforest Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, **66**, 674-680.
- Lopes M. P., Martins R. T., Silveira L. S. & Alves R. G. (2015) The leaf breakdown of *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) as index of anthropogenic disturbances in tropical streams. *Brazilian Journal of Biology*, **75**, 846-853.
- Magurran A. E. (1988) Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London.
- McKie B. G. & Malmqvist B. (2009) Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology*, **54**, 2086-2100.
- Merritt R. W. & Cummins K. W. (1996) *An introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3th ed. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Mouillot D., Graham N. A. J., Villéger S., Mason N. W. H. & Bellwood D. R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, **28**, 167-177.
- Mugnai R, Nessimian JL & Fernandes D. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados*. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Naeem S., Thompson L. J., Lawler S. P., Lawton J. H. & Woodfin R. M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, **368**, 734-737.
- Piscart C., Genoel R., Doledec S., Chauvet E. & Marmonier P. (2009) Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environmental Pollution*, **157**, 1011-1018.
- Quinn G. P. & Keough M. J. (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
- R Core Team. 2015. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: <http://www.R-project.org/>.

- Reis J., Bridle J. R., Montoya J. M. & Woodward G. (2009) Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 505-514.
- Richardson J. S., Shaughnessy C. R., & Harrison P. G. (2004) Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. *Archiv für Hydrobiologie*, **159**, 309-325.
- Rodrigues R. R. & Nave A. G. (2001) Heterogeneidade florística das Matas Ciliares. In: *Matas Ciliares: conservação e recuperação* (Eds R. R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho), pp. 45-71. 2nd ed. FAPESP, São Paulo.
- Silva-Junior E. F., Moulton T. P., Boëchat I. G. & Gücker B. (2014) Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, **36**, 195-204.
- Srivastava D. S., Cardinale B. J., Downing A. L., Duffy J. E., Jouseau C., Sankaran M. & Wright J. P. (2009) Diversity has stronger top-down than bottom-up effects on decomposition. *Ecology*, **90**, 1073-1083.
- Tanaka M. O., Fernandes J. F., Suga C. M., Hanai F. Y. & Souza A. L. T. (2015) Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **207**, 171-177.
- Tank J. L., Rosi-Marshall E. J., Griffiths N. A., Entekin S. A., Stephen M. L. (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 118-146.
- Tomanova S., Goitia E. & Helesic J. (2006) Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, **556**, 251-264.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Vaughn C. C. (2010) Biodiversity losses and Ecosystem function in Freshwaters: Emerging conclusions and research directions. *BioScience*, **60**, 25-35.
- Voelz N. J. & McArthur J. V. (2000) An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation*, **9**, 1543-1570.
- Wallace J. B., Eggert S. L., Meyer J. L. & Webster J. R. (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, **277**, 102-104.
- Wallace J. B., Eggert S. L., Meyer J. L. & Webster J. R. (2015) Stream invertebrate productivity linked to forest subsidies: 37 stream-years of reference and experimental data. *Ecology*, **96**, 1213-1228.
- Ward J. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**, 2-8.

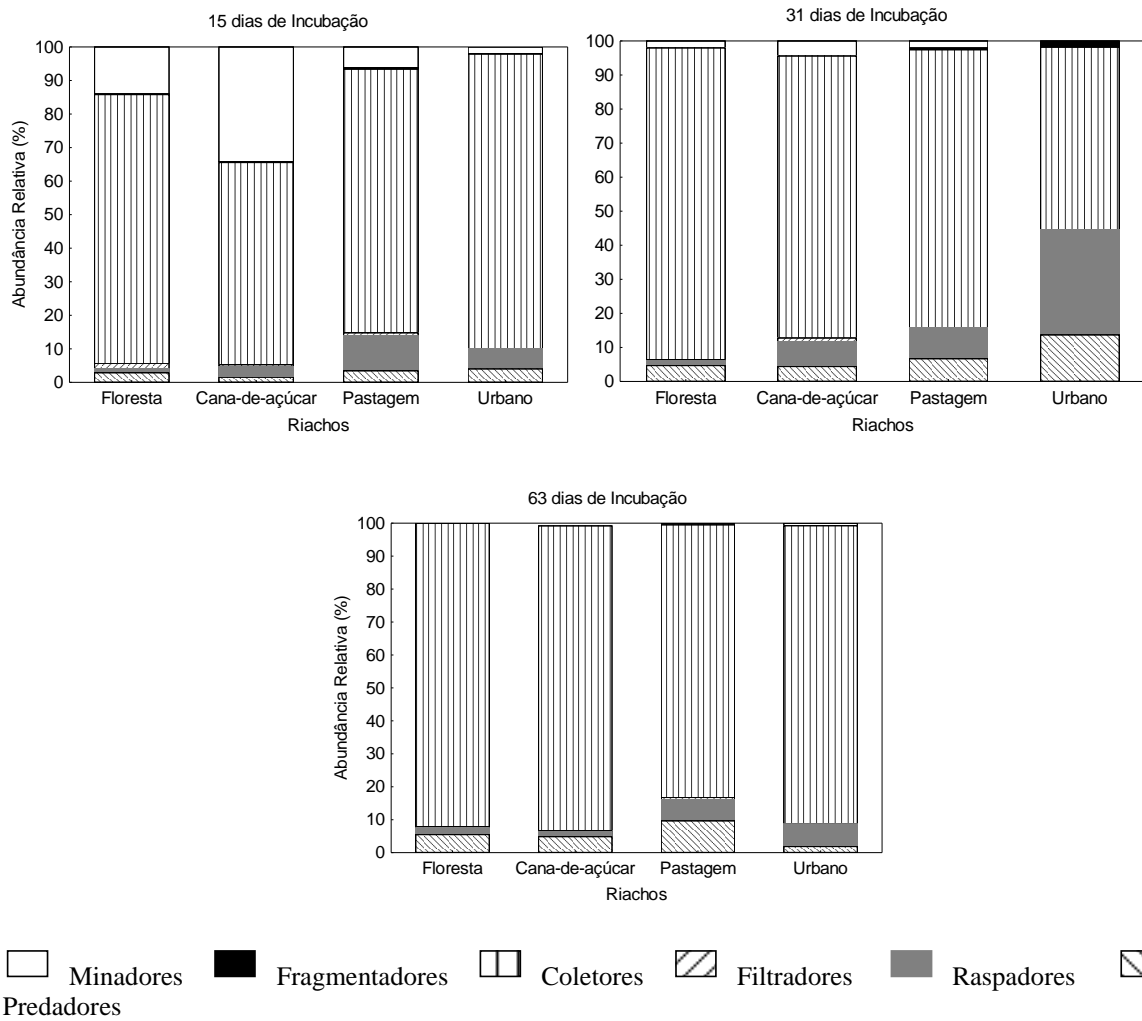
Webster J. R. & Meyer J. L. (1997) Organic matter budgets for streams: a synthesis. Stream Organic Matter Budgets. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 141-161.

Wooster D. E. & DeBano S. J. (2006) Effect of woody riparian patches in croplands on stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, **165**, 241e268.

Yule C. M., Leong M. Y., Liew K. C., Ratnarajah L., Schmidt K., Wong H. M., Pearson R. G. & Boyero L. (2009) Shredders in Malaysia: Abundance and species richness are higher in highland, temperate-like, tropical streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **28**, 404-415.

APÊNDICE A. Taxas de processamento foliar e proporção foliar remanescente (Prop. Rem.) em nove riachos ao longo do gradiente de degradação assumido. FF 20 e FF21 = riachos florestados; SC22, SC10 e SC13 = riachos de cana-de-açúcar; FP24 e FP15 = riachos de pastagem e UR18 e UR19 = riachos urbanos.

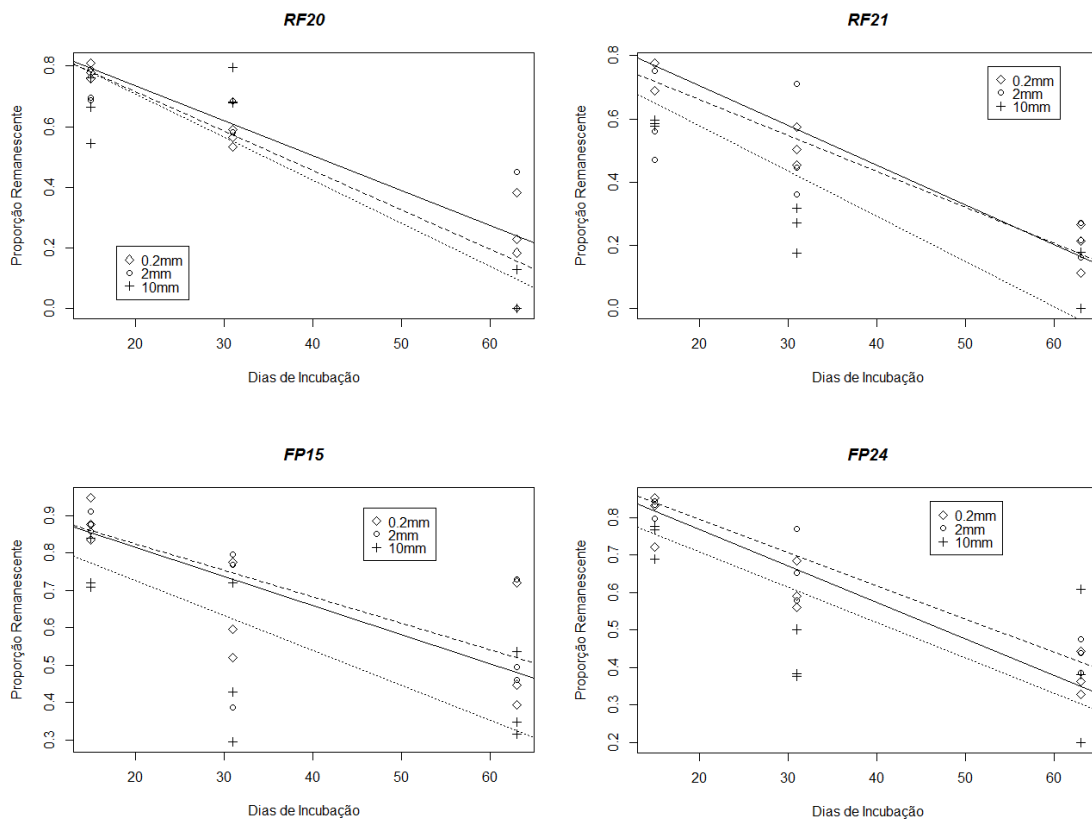
Riacho	FF20	FF21	SC22	SC13	SC10	FP24	FP15	UR18	UR19
k (g.dias ⁻¹)	0,075	0,0551	0,0384	0,0198	0,0182	0,0167	0,0142	0,0132	0,0096
Prop. Rem. (%) 15 dias	72,1	64,3	67,1	74,1	76,1	79,0	84,1	84,3	86,9
Prop. Rem. (%) 31 dias	63,9	42,4	48,9	50,2	59,8	56,7	58,7	64,4	73,8
Prop. Rem. (%) 63 dias	15,3	15,8	23,4	36,9	36,5	40,3	49,4	47,5	65,5



APÊNDICE B. Ocorrência relativa de grupos funcionais de invertebrados associados aos *packs* em riachos florestados, de cana-de-açúcar, de pastagem e urbanos no Sul do Brasil. Coletores incluem indivíduos da família Chironomidae.

APÊNDICE C

O delineamento experimental inicial previa a investigação da atuação dos organismos sobre o processamento foliar através da exclusão seletiva por malhas (exclusão por tamanho corporal). A malha de 0,2 mm exclui peixes, camarões e insetos aquáticos, a malha de 2 mm exclui somente peixes e camarões grandes e a malha de 10 mm não promove exclusão. No entanto, não foi constatada diferença significativa no processamento foliar entre as malhas de exclusão em todos os riachos (ANCOVA, termo de interação com $p > 0.05$), ou seja, o processamento ocorre de maneira similar independente dos organismos que tenham acesso às folhas (Figura 1).



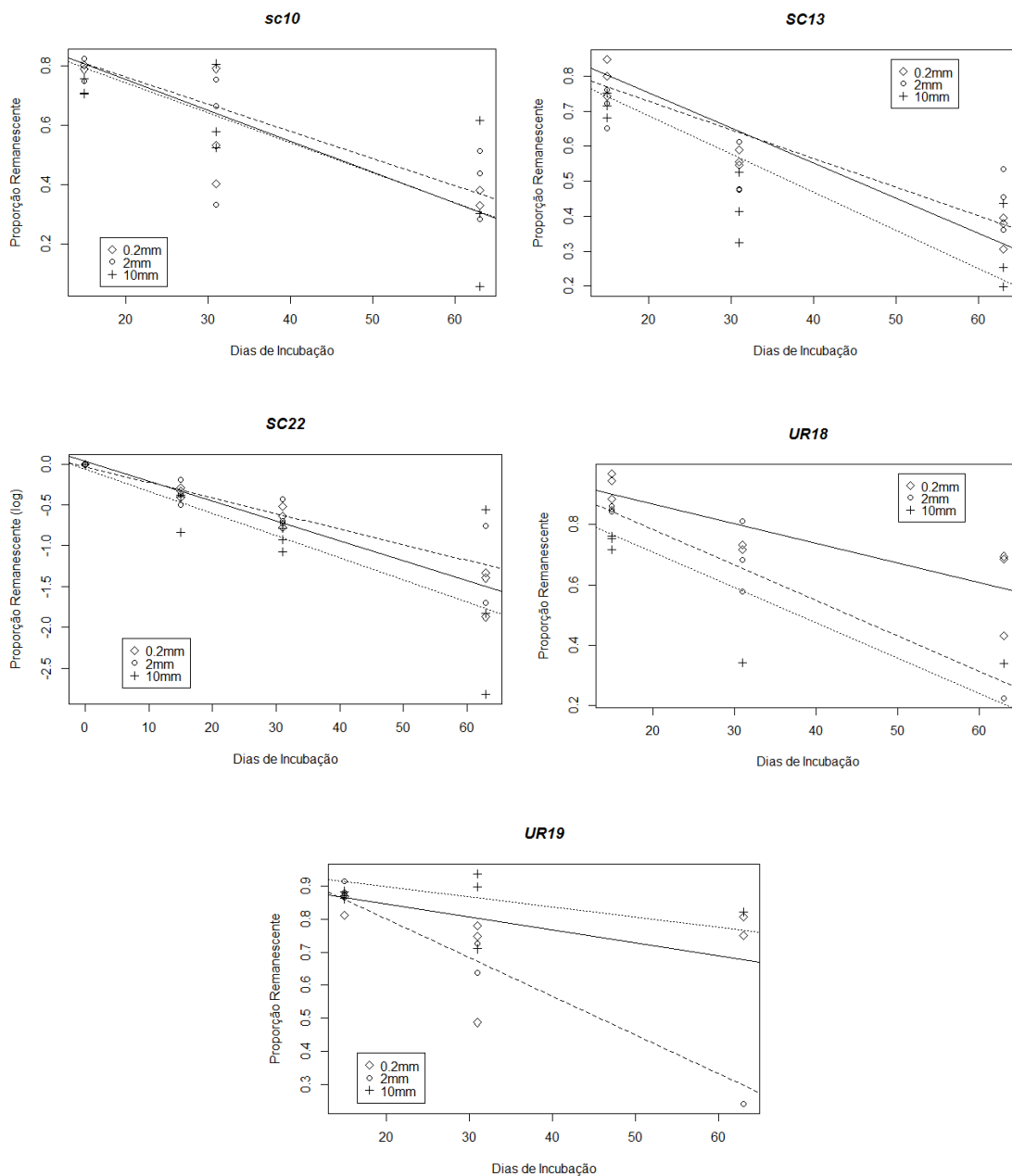


Fig. 1. Proporção foliar remanescente nos tratamentos de malha 0,2 mm (linha contínua), malha 2 mm (linha tracejada) e malha 10 mm (linha pontilhada), em cada um dos 9 riachos estudados. RF20 e RF21 = riachos florestados; SC10, SC13 e SC22 = cana-de-açúcar; FP15 e FP24 = pastagem; UR18 = urbanos.

Com o intuito de investigar se a estrutura da fauna dos *packs* seguiria a mesma tendência do processamento foliar entre malhas, uma PERMANOVA foi aplicada aos dados de abundância de indivíduos (classificados em grupos funcionais) e não foram constatadas diferenças significativas entre os sacos de cada malha ($p > 0,05$). Com exceção da estrutura funcional dos invertebrados dos *packs* do riacho FP15, entre as malhas 0,2 e 10 mm. Coletores foram mais abundantes em *packs* de malha 10 (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Tabela 1).

Tabela 1. PERMANOVA da estrutura funcional da fauna dos *packs* dentro de cada um dos 9 riachos estudados. RF20 e RF21 = riachos florestados; SC10, SC13 e SC22 = cana-de-açúcar; FP15 e FP24 = pastagem; UR18 = urbanos.

Grupos	t	p (Permanova)	Permutações únicas
FF20			
0,2 x 2	4E-03	0,968	1885
0,2 x 10	1,095	0,321	2379
2 x 10	0,981	0,413	1409
FF21			
0,2 x 2	0,857	0,525	2832
0,2 x 10	1,091	0,317	2659
2 x 10	1,042	0,372	2626
FP15			
0,2 x 2	0,600	0,834	2816
0,2 x 10	1,786	0,047*	2808
2 x 10	1,398	0,081	2837
FP24			
0,2 x 2	0,731	0,698	2815
0,2 x 10	1,067	0,350	2821
2 x 10	0,712	0,707	2804
SC10			
0,2 x 2	1,004	0,416	2389
0,2 x 10	0,858	0,540	2644
2 x 10	1,427	0,122	2840
SC13			
0,2 x 2	0,605	0,804	2828
0,2 x 10	Negative		
2 x 10	0,370	0,922	2818
SC22			
0,2 x 2	0,579	0,809	2841
0,2 x 10	1,056	0,337	2816
2 x 10	0,447	0,902	2407
UR18			
0,2 x 2	1,500	0,062	2385
0,2 x 10	0,953	0,460	1157
2 x 10	1,195	0,249	773
UR19			
0,2 x 2	0,129	0,953	460
0,2 x 10	0,474	0,910	462
2 x 10	0,476	0,851	460

Devido à ausência de diferença entre as malhas de exclusão, os dados de todos os sacos de decomposição (taxa de processamento foliar e estrutura da fauna) foram considerados como réplicas e agrupados a fim de representar o funcionamento do riacho como um todo.

APÊNDICE D. Hábitos alimentares e abundância de Famílias de macroinvertebrados bentônicos em nove riachos do Sul do Brasil. Bivalvia e Hirudinea estão identificados em nível de Ordem. *Stenochironomus* sp. foi identificado a nível de Gênero.

Família	Grupo Funcional	FF20	FF21	SC22	SC13	SC10	FP24	FP15	UR18	UR19
Caenidae	Coletor	6					12			
Chironomidae	Coletor	2456	5108	3567	1902	2283	3857	5361	1815	30
Dixidae	Coletor	2		1			3			
Elmidae	Coletor	90	371	532	64	381	101	28		
ElmidaeAd	Coletor		1	2	4	1	2	1	1	
Hydroptilidae	Coletor	13	2	1	29	12	27	40		
Leptophlebitidae	Coletor	28	12		1	2		29		
Oligochaeta	Coletor	22		13	8		4		21	914
Psychodidae	Coletor		1	3	1	1	1		149	882
Stratiomidae	Coletor	1	4							
Syrphidae	Coletor	3						1		23
Trichodactylidae	Coletor	1								
Bivalvia	Filtrador		1		4	1	34			
Hydropsychidae	Filtrador	44	30	12	8	12	1	10		
Ostracoda	Filtrador				7	22	7			
Simuliidae	Filtrador					2				
Calamoceratidae	Fragmentador		6	2	1			20		
Isopoda	Fragmentador								34	33
Leptoceridae	Fragmentador	5	1	8		2	1			
Odontoceridae	Fragmentador		1				35	3		
Pyrilidae	Fragmentador		1		1	1				1
Haliplidae Ad.	Fragmentador						1			
Sericostomatidae	Fragmentador						1			
Dolichopodidae	Minador		5		3			1	1	1

Familia	Grupo Funcional	FF20	FF21	SC22	SC13	SC10	FP24	FP15	UR18	UR19
<i>Stenochironomus</i> sp.	Minador	143	362	996	778	209	188	102	36	3
Tipulidae	Predador	3	16	7	4	19		1	7	63
Aeshinidae	Predador		1						1	
Athericidae	Predador				1					1
Belostomatidae	Predador		1	5				1		
Calopterygidae	Predador			1		1				
Ceratopogonidae	Predador	98	135	23	55	75	253	362	27	13
Coenagrionidae	Predador	6	6	20	13	7	3	12	24	
Corduliidae	Predador		1		1					
Decapoda	Predador	2		3	1	2				
Dytiscidae	Predador		3	2	8		9	1		
Dytiscidae Ad.	Predador							19		
Empididae	Predador	30	40	11	6	18	5	17	1	1
Glossiphoniidae	Predador								4	
Gomphidae	Predador	2		1	1	2	3			
Gyrinidae	Predador	1	16	2			3	3	1	
Hirudinida	Predador			25	1		3	16	3	
Hydrophilidae	Predador		9	3		3	1	2	1	5
Libellulidae	Predador				1	3	2	31		
Mesostigmata	Predador		2	2	21		6		6	411
Mesoveliidae	Predador	3	1	1		1	3	1		
Muscidae	Predador					1			1	4
Naucoridae	Predador		6	2						
Nematomorpha	Predador							1		
Noteridae	Predador			3				2		
NoteridaeAd	Predador	1		2	3			4		1
Perlidae	Predador		3	2		6	1	2		

4 CONCLUSÃO GERAL

A integração de respostas ecossistêmicas contribui de maneira relevante para a compreensão da dinâmica de corpos aquáticos de pequeno porte. As alterações decorrentes do uso do solo para atividades produtivas apresentam impactos negativos sobre a dinâmica de riachos, que puderam ser identificados através das hipóteses levantadas.

A estrutura das cadeias tróficas, ao associar respostas de organismos em diferentes níveis tróficos, com diferentes requisições de *habitat* e alimentação, contribuiu para elucidar a importância da combinação de fatores locais, em detrimento daqueles regionais, sobre a ocorrência das espécies e tipos de recursos que sustentam cada comunidade aquática. Pudemos verificar que riachos com maior proporção de florestas em suas bacias, e em especial, na área ripária, apresentaram melhores condições ambientais locais (complexidade de *habitat*, diversidade de *mesohabitats* aporte de matéria orgânica da vegetação) que refletiram em comunidades mais diversas, com exploração mais diversificada dos recursos disponíveis. Por outro lado, riachos sob influência do uso urbano apresentaram uma simplificação generalizada das comunidades e uma dependência acentuada de recursos autóctones (algas), em decorrência da simplificação do *habitat* (homogeneização de substratos, baixo tempo de residência da matéria orgânica da vegetação) e maior incidência solar e de nutrientes.

O processamento foliar e a diversidade funcional de invertebrados também foram perturbadas pela influência do tipo de uso do solo, refletindo assim respostas integradas do funcionamento do ecossistema de riachos em virtude dos impactos ambientais avaliados. Evidenciou-se que os organismos que contribuem com a transferência de energia do ambiente terrestre para o sistema aquático correspondem a larvas de *Stenochironomus* sp, representante da ordem Diptera, comumente classificado como minador. Para os sistemas avaliados, esta larva apresenta a função de fragmentador. O processamento foliar constituiu um indicador funcional que integra respostas das condições ambientais e da estrutura das comunidades biológicas ao longo do tempo, favorecendo a avaliação da integridade de sistemas aquáticos Neotropicais de primeira ordem e podendo, inclusive, ser utilizado como ferramenta de avaliação de impacto ambiental nestes sistemas.

ANEXO 1. Environmental variables from nine streams under distinct land use scenarios. FF20 and FF21 = forested streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 and UR19 = urban streams.

	FF20	FF21	SC22	SC10	SC13	FP15	FP24	UR18	UR19
In-stream									
Dissolved Oxygen (mg/L)	9.09	8.38	8.95	8.35	8.15	7.16	9.11	7.13	4.36
Water Temperature (°C)	17.07	22.33	18.93	21.67	22.10	22.13	18.60	21.50	19.53
Water Velocity (m/s)	0.32	0.32	0.09	0.45	0.01	0.03	0.12	0.21	0.21
Channel width (m)	2.53	2.23	1.70	2.40	2.07	1.60	4.28	2.47	1.19
Channel depth (cm)	21.33	31.00	14.00	29.50	12.00	16.00	10.33	7.33	9.00
pH	6.78	6.02	6.00	6.40	5.99	5.60	6.68	6.69	6.70
Conductivity (µS/cm)	30.23	36.77	25.70	29.00	31.47	29.93	44.50	215.00	527.00
Turbidity (NTU)	4.55	1.94	2.49	5.04	12.25	7.20	12.39	2.75	197.93
DIN (µg/L)	75.66	55.38	49.80	6.05	4.50	32.19	5.34	27.29	5.05
PAR	17.3	17.7	16.0	16.6	15.9	10.9	10.4	9.3	7.8
Geomorphological									
Basin area (km ²)	10.10	17.77	5.52	10.08	1.86	6.27	4.29	2.87	182.25
Stream Length (m)	3115.1	3425.1	2782.8	1308.5	874.5	754.4	3190.0	832.3	967.5
Mean slope (°)	2.87	3.00	2.82	2.48	3.29	2.65	2.82	2.56	2.70
Land Use									
Forest (%)	47.99	50.30	0.96	13.80	7.27	42.28	42.59	2.85	9.14
Sugar Cane (%)	0.00	49.70	98.01	70.58	92.73	2.41	0.00	0.00	18.37
Pasture (%)	52.01	0.00	1.03	6.86	0.00	55.31	57.41	28.07	8.00
Urban Area (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	69.08	63.31

ANEXO 2. Fish species trophic guilds based on stomach content analysis in each of the eight streams in South Brazil. No fish was sampled in UR19. Omniv. = Omnivorous; Invert.Aq. = Aquatic Invertivorous; Invert.= Invertivorous (consumed both aquatic and terrestrial items); Invert.Ter. = Terrestrial invertivorous; Detrit. = Detritivorous; Invert.Detrit. = Invertivorous detritivorous. FF20 and FF21 = forested streams; SC10, SC13 and SC22 = sugar cane streams; FP15 and FP24 = pasture streams; UR18 = urban stream.

Species		Trophic guild	FF20	FF21	SC22	SC10	SC13	FP15	FP24	UR18
<i>Astyanax altiparanae</i>	Garutti & Britskii 2000	Omniv.	17						8	
<i>Astyanax aff. paranae</i>	Eigenmann 1914	Omniv.	15		1			17	2	
<i>Rhamdia quelen</i>	(Quoy & Gaimard 1824)	Omniv.	12			13				2
<i>Characidium aff. zebra</i>	Eigenmann 1909	Invert.Aq.		1						
<i>Corydoras aeneus</i>	(Gill 1858)	Invert.Aq.							17	32
<i>Imparfinis schubarti</i>	(Gomes 1956)	Invert.Aq.	13						2	
<i>Trichomycterus davisi</i>	(Haseman 1911)	Invert.Aq.					10			13
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch 1795	Invert.Aq.			5			12	1	
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	(Valenciennes 1839)	Invert.Aq.	2	1	1		6			
<i>Gymnotus pantanal</i>	(Fernandes et al. 2005)	Invert.Aq.	8	1						
<i>Sternopygus macrurus</i>	(Bloch & Schneider 1801)	Invert.Aq.	1							
<i>Crenicichla britskii</i>	Kullander 1982	Invert.		2						
<i>Hoplias sp.3</i>		Invert.			1					
<i>Knodus moenkhausii</i>	(Eigenmann & Kennedy 1903)	Invert.							44	
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	(Günther 1864)	Invert.Ter.	28							
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Campos 1945	Invert.Ter.	3							
<i>Hypostomus ancistroides</i>	(Ihering 1911)	Detrit.		1		13			10	4
<i>Poecilia reticulata</i>	Peters 1859	Detrit.						2		759
<i>Otothyropsis sp.</i>		Detrit.	10	26						
<i>Phalloceros harpagos</i>	Lucinda 2008	Invert.Detrit.	10	14	4	19		41	12	