

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

FERNANDA GAUDIO AUGUSTO

Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira
causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional
Semidecidual da região centro-leste do estado de São Paulo

Piracicaba
2020

FERNANDA GAUDIO AUGUSTO

Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira
causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional
Semidecidual da região centro-leste do estado de São Paulo
Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na
Agricultura da Universidade de São Paulo para
obtenção do título de Doutora em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no
Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli

Piracicaba
2020

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Augusto, Fernanda Gaudio

Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional Semidecidual da região centro-leste do estado de São Paulo /Fernanda Gaudio Augusto; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.

114 p.: il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica 2. Ecossistemas lóticos 3. Florestas tropicais 4. Insetos aquáticos 5. Invertebrados de água doce 6. Isótopos estáveis 7. Limnologia 8. Matas ciliares 9 Monitoramento ambiental 10. Reflorestamento I. Título

CDU 574.5 : 556.51

Elaborada por:

Marília Ribeiro Garcia Henyei
CRB-8/3631

Resolução CFB Nº 184 de 29 de setembro de 2017

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Silvia e Wagmar, irmão Marcelo, cunhada Livia e família por estarem sempre presentes e ao meu lado. E ao meu companheiro de jornada André que, mesmo não sendo da área, me ajudou durante o doutorado, seja corrigindo a tese e relatórios, ensinando estatística ou tentando discutir ecologia, além da enorme paciência e incentivo.

Ao orientador Prof. Luiz Antonio Martinelli (Zebu) pelo apoio, orientação, ensinamento, muita paciência, amizade, puxões de orelha, dedicação e por acreditar na minha capacidade de realização do projeto.

Ao meu coorientador Marcos Callisto (UFMG) e equipe; também aos meus supervisores do doutorado sanduiche Manuel Graça (Universidade de Coimbra), Julio Arce-Funck e equipe, pelo apoio geral, orientações, sugestões, dúvidas tiradas e ensinamentos.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Isotópica, principalmente, aos técnicos Fabiana, Juliana, Toninha, Geraldo e Edmar, e os professores Plinio e Marcelo, pela ajuda e apoio tanto no laboratório quanto nas coletas.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica, cada um apoiando e ajudando de alguma forma: Taciana, Silvia, Gabi Fri, Melissa, Siglea, Thaís, Lucas, Janaina, Adibinho tagarela, Amin, Eduardo, Rodrigo, Elen (Pleta), Maristela, Isadora, Gabizinha do Pará, Leonardo Xóris, Adriele e Sarinha.

Aos amigos da ESALQ, Piracicaba (“cones”) e Monte Mor: Pãtxo, Sarina, Maíra, Elaine, Cynara, Cabelera, Biju, Luiz Zica, César, Marjorie, Pão, Paula, Samuca, Livia, Eduardo, Kelly, Doka, Taís, Rodrigo, Flávia e Beatriz, pelo companheirismo de todos, pela ajuda como mateiros (Luiz e Du), festas e a diversão de sempre que são essenciais para o bom andamento de qualquer projeto.

Ao programa e aos funcionários da pós-graduação e do CENA como um todo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão inicial da bolsa de doutorado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão da bolsa de doutorado, BEPE e auxílios, referente ao processo nº 2016/07266-4, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

A todos que, de alguma maneira, me ajudaram e apoiaram: muito obrigada!

RESUMO

AUGUSTO, F. G. **Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional Semidecidual da região centro-leste do estado de São Paulo.** 2020. 114 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020.

Mudanças no uso do solo alteram fontes e fluxos de nutrientes entre os meios aquáticos e terrestres. A restauração de riachos, através da recuperação das florestas ripárias, vem sendo usada com o objetivo de reestabelecer a estrutura e função do ecossistema de acordo com suas características originais. A falta de monitoramento dessas áreas gera uma lacuna sobre a recuperação desses ambientes. Os macroinvertebrados aquáticos são organismos muito utilizados no monitoramento da qualidade de rios, baseando-se na sensibilidade de alguns táxons quanto à alteração do ambiente. Neste contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar as alterações nas assembleias de macroinvertebrados aquáticos em riachos inseridos em microbacias com diferentes usos do solo: agrícolas, canaviais e pastagens, e florestas restauradas, entre 4 anos e 100 anos de restauração. As coletas foram realizadas em agosto de 2017, em 13 riachos. Foram mensurados os parâmetros físico-químicos da água e caracterizadas as áreas de coleta. Os macroinvertebrados foram coletados através do amostrador tipo “Surber”. Estes foram separados e identificados em morfotipos, quantificados e classificados em grupos tróficos funcionais. Também foram calculadas métricas de composição para a comunidade de macroinvertebrados. A metodologia isotópica foi usada para avaliar a influência das microbacias na dieta dos macroinvertebrados. Assim, foram avaliados os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados e das potenciais fontes de alimento, alóctones ou autóctones. A influência do tempo de restauração na comunidade e na assinatura isotópica dos macroinvertebrados foi avaliada através de análise de regressão. Foram observadas maiores riquezas e índices de diversidade e menor abundância nas áreas de pastagem, quando comparado aos canaviais, e quanto maiores os tempos de restauração. A contribuição das plantas C_4 para o MPSG foi, em média, de 60% nas áreas agrícolas e 25% nas áreas florestais. A contribuição das plantas C_4 para os macroinvertebrados foi baixa, mesmo em áreas agrícolas, sendo inferior a 15%. As plantas C_3 foram as principais componentes nas dietas dos macroinvertebrados de 2 riachos de cana, 3 riachos de pastagens e 3 riachos restaurados. Enquanto que, para 1 riacho de floresta, o principal componente foi o MPSG, e em 2 áreas de cana e 1 floresta, a dieta foi composta principalmente por material autóctone (algas, macrófita ou perifíton). No último riacho restaurado, a dieta foi composta igualmente pelas fontes C_3 e MPSG. A recuperação de florestas ripárias é imprescindível para a reabilitação e manutenção dos corpos d’água e de sua biota. Assim, o monitoramento e estudo dessas áreas a fim de um melhor entendimento do processo de restauração e de sua influência nos ambientes aquáticos é de grande importância.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Resiliência. Isótopos estáveis. Restauração florestal.

ABSTRACT

AUGUSTO, F. G. **Aquatic macroinvertebrates community alteration in headwater streams caused by land use changes in the semideciduous forest of the east-central region of São Paulo state.** 2020. 114 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020.

Land use changes leave streams unprotected and modify nutrient and flows sources between aquatic and terrestrial environments. The streams restoration, through the recovery of riparian forests, has been used to restored the structure and function of the ecosystem according to its original characteristics. The lack of restored areas monitoring generate a gap about the recovery of these environments. Aquatic macroinvertebrates are widely used organisms for monitoring river quality, based on the sensibility of some taxa regarding the environmental changes. The objective of this project was to evaluate the changes of aquatic macroinvertebrates community in streams with different land uses and land cover: agricultural, sugarcane and pastures, and restored forests between 4 and 100 years of restoration. The physicochemical parameters of the water were measured and the areas were characterized. Samples were collected in August 2017, in 13 streams. The macroinvertebrates were sampled by *surber* sample. These were separated and identified in morphotypes, quantified and classified into functional feeding groups. In addition, composition metrics and ecological indices were calculated for the macroinvertebrate community. The isotopic methodology was used to evaluate the influence of the stream microbasin on the macroinvertebrate diet. Thus, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of macroinvertebrates and potential allochthonous or autochthonous food sources were measured. The influence of time restoration on the macroinvertebrates community and isotopic signature was evaluated by regression analysis. The ecological indexes were better (higher richness and diversity indices and lower abundance) in the pasture than sugarcane areas and the longer the time restoration. The C_4 plants contribution to the MPSG was 60% in agricultural areas and 25% in forest areas. The C_4 plants contribution to the macroinvertebrates was less than 15%. The C_3 plants was the main components to the macroinvertebrate's diets in 8 streams (2 sugarcane, 3 pasture and 3 restored streams). For the other streams, the main component was MPSG (1 forested and 2 sugarcane areas), autochthonous material (1 forested stream), or a mixture between C_3 and MPSG (1 forested stream). The recovery of riparian forests is essential for the rehabilitation and maintenance of water bodies. Therefore, it is important the monitoring and study of these areas in order to better understanding the restoration process and its influence on aquatic environments.

Keywords: Biomonitoring. Resilience. Stable isotopes. Forest restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Ilustração do enquadramento dos organismos avaliados (mistura) entre as fontes alimentares potenciais: cenário incorreto (A) e cenário correto (B). Linha tracejada indica os limites de enquadramento entre as fontes alimentares potenciais.....	29
Figura 2 –	Mapa da localização das bacias do PCJ (rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí) no Brasil, região de localização das microbacias estudadas.....	32
Figura 3 –	Imagem de satélite do Google Earth demonstrando os 13 pontos selecionados (círculos vermelhos) como objetos de investigação desse estudo. Verde escuro representa as áreas de mata; verde claro representa a área de cultivo agrícola; marrom claro são os centros urbanos. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	33
Figura 4 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C1.....	36
Figura 5 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C2.....	37
Figura 6 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C3.....	38
Figura 7 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C4.....	39
Figura 8 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P1.....	40
Figura 9 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P2.....	41
Figura 10 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P3.....	42
Figura 11 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F1.....	43
Figura 12 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F2.....	44
Figura 13 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F3.....	45

Figura 14 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F4.....	46
Figura 15 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F5.....	47
Figura 16 –	Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F6.....	48
Figura 17 –	Registro fotográfico dos riachos estudados em áreas agrícolas: (C1) Cana C1, (C2) Cana C2, (C3) Cana C3, (C4) Cana C4, (P1) Pasto P1, (P2) Pasto P2, (P3) Pasto P3.....	52
Figura 18 –	Registro fotográfico dos riachos estudados em áreas restauradas: (F1) Restauração recente F1, (F2) Restauração recente F2, (F3) Restauração recente F3, (F4) Restauração antiga F4, (F5) Restauração antiga F5, (F6) Restauração antiga F6.....	53
Figura 19 –	Comparação, entre os riachos, dos valores dos parâmetros físico-químicos mensurados durante a coleta: pH, condutividade elétrica, OD, DBO e turbidez. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	61
Figura 20 –	Porcentagem dos grupos (ordens ou filos) de macroinvertebrados encontrados em cada riacho. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	62
Figura 21 –	Porcentagem de grupos funcionais dos macroinvertebrados encontrados em cada riacho. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores.....	63
Figura 22 –	Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C3; C4: plantas C4; MPSG: material particulado grosso em suspensão.....	71
Figura 23 –	Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C3; C4: plantas C4; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme).....	72

- Figura 24 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)..... 72
- Figura 25 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C4. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 73
- Figura 26 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 73
- Figura 27 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)..... 74
- Figura 28 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)..... 74
- Figura 29 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)..... 75

- Figura 30 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 75
- Figura 31 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 76
- Figura 32 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F4. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 76
- Figura 33 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F5. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)..... 77
- Figura 34 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F6. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão..... 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Riachos amostrados nas bacias do PCJ: coordenadas dos pontos de coleta (<i>datum</i> Córrego Alegre), uso de solo nas microbacias e tempo restauração florestal na mata ripária dos riachos amostrados. C: microbacias com predomínio de cana; P: microbacias com predomínio de pasto; F: microbacias com predomínio restauradas.....	32
Tabela 2 –	Porcentagem das categorias de cobertura de uso de solo nas microbacias estudadas. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	35
Tabela 3 –	Profundidade, largura e velocidade médias da água e vazão nos riachos estudados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	50
Tabela 4 –	Composição principal dos tipos de substratos e outros materiais presentes no leito dos riachos amostrados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	51
Tabela 5 –	Lista de métricas estimadas para avaliar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados.....	55
Tabela 6 –	Métricas de riqueza, composição, função e diversidade calculadas de acordo com os macroinvertebrados encontrados nos riachos estudados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas...	64
Tabela 7 –	Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de cana e pasto: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	103
Tabela 8 –	Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de floresta: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	105
Tabela 9 –	Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto à matriz de uso de solo nas microbacias ou uso anterior da área restaurada (variáveis qualitativas). AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou.....	66

Tabela 10 –	Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto à idade de restauração das áreas (variáveis qualitativas): sem restauração (cana e pasto), restauração recente (até 15 anos) e antiga (mais de 50 anos). AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou.....	67
Tabela 11 –	Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto ao uso do solo e o tempo de restauração da área estudada. AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou.....	68
Tabela 12 –	Valores médios e desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das possíveis fontes alimentares para os macroinvertebrados aquáticos por riacho estudado nas bacias do PCJ. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	70
Tabela 13 –	Valores médios e desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados coletados por riacho estudado nas bacias do PCJ. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	71
Tabela 14 –	Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto à matriz de uso de solo nas microbacias ou uso anterior da área restaurada (variáveis qualitativas).....	78
Tabela 15 –	Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto a idade de restauração das áreas (variáveis qualitativas): sem restauração (cana e pasto), restauração recente (até 15 anos) e antiga (mais de 50 anos).....	78
Tabela 16 –	Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto a produção local e o tempo de restauração da área estudada.....	78
Tabela 17 –	Porcentagem da contribuição das plantas C_3 e C_4 para o MPSG analisado em cada um dos riachos, segundo cálculo de diluição isotópica simples. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	79
Tabela 18 –	Porcentagem da contribuição das fontes para os macroinvertebrados analisados em cada um dos riachos, valores das médias (média e desvio padrão) segundo resumo da estatística no MixSIAR. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.....	80

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	17
1.1	Objetivo	19
1.2	Perguntas	19
1.3	Hipóteses	19
2.	REVISÃO DA LITERATURA	21
2.1	Floresta Atlântica	21
2.2	Ecologia e restauração de riachos	22
2.3	Macroinvertebrados aquáticos	25
2.4	Isótopos estáveis e ecologia isotópica	26
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	31
3.1	Área de estudo	31
3.2	Caracterização das microbacias estudadas	33
3.3	Caracterização dos riachos estudados	49
3.4	Coleta dos macroinvertebrados	53
3.5	Índices ecológicos	54
3.6	Coleta das fontes naturais de carbono e nitrogênio	57
3.7	Análises isotópicas	57
3.8	Análises estatísticas	59
4.	RESULTADOS	61
4.1	Características e parâmetros físico-químicos dos riachos	61
4.2	Índices ecológicos e grupos funcionais	62
4.2.1	Matriz de uso do solo e tempo de restauração	66
4.3	Análises isotópicas	68
4.3.1	Contribuições das fontes	79
5.	DISCUSSÃO	81
5.1	Assembleia de macroinvertebrados aquáticos	81
5.2	Análises isotópicas e contribuição das fontes	85
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
	REFERÊNCIAS	89

APÊNDICE A	103
ANEXO A	111

1. INTRODUÇÃO

A vegetação do entorno de riachos é importante como fonte de energia e matéria ao longo das cadeias tróficas, as quais são componentes fundamentais desses ambientes. De acordo com a teoria do contínuo fluvial (RCC - *River Continuum Concept*), desenvolvida no hemisfério Norte, em riachos cobertos por uma densa vegetação, a produção autóctone é limitada pela baixa incidência de luz e as principais fontes de alimento são de origem alóctone (VANNOTE et al., 1980; WALLACE et al., 1997). Porém, há vários estudos, principalmente em riachos tropicais, que questionam esta teoria, transferindo uma maior importância ao material autóctone mesmo em riachos com baixa incidência de luz (BRITO et al., 2006; NERES-LIMA et al., 2017).

A degradação das áreas florestadas de entorno de riachos, em geral, é bastante comum em nosso país, onde a retirada dessa floresta está relacionada a atividades agrícolas, exploração florestal, processos erosivos, construção de reservatórios expansão de áreas urbanas e industriais, entre outras (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2000; VILLELA; BECKER; HARTZ, 2002). Como resultado dessas alterações, tem-se uma perda acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

A restauração de riachos, através da recuperação de suas florestas ripárias, vem se tornando uma prática comum (BERNHARDT et al., 2005; CRAIG et al., 2008) e sendo usada com o objetivo inicial de reestabelecer a estrutura e função do ecossistema de acordo com suas características originais (RILEY, 1998; WADE; LARGE; DE WALL, 1998; BENHARDT; PALMER, 2007). Essa restauração envolve não só a recuperação da biodiversidade e da estrutura física da floresta, mas também inclui aspectos funcionais ligados as comunidades ecológicas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; RODRIGUES et al., 2007).

Os macroinvertebrados aquáticos são comumente utilizados como bioindicadores da qualidade da água, sendo capazes de responder, de forma distinta, às condições do ambiente (MOULTON, 1998; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005). De acordo com o nível de modificação na área, esses organismos respondem de diversas formas como através das alterações no comportamento, abundância e sobrevivência (ROSENBERG; RESH, 1993), refletindo o grau de integridade e alteração local (MOULTON, 1998; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005). Além disso, são organismos importantes para os ecossistemas aquáticos ou

terrestres, seja de maneira direta, como fonte alimentar, ou indireta, disponibilizando nutrientes para o sistema (MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008).

Em estudos com macroinvertebrados aquáticos em ambientes não tropicais, considerando os períodos pré e pós-restauração, tem-se tanto observações de aumentos de riqueza e densidade dos macroinvertebrados quanto a manutenção desses parâmetros (KAIL et al., 2015). Por isso, apesar de haver muitos estudos em riachos Europeus e Norte Americanos, a eficácia ecológica da restauração desses habitats para melhoria na assembleia de macroinvertebrados e outro grupos é controversa (MILLER; BUDY; SCHMIDT, 2011; KAIL et al., 2015). Em ambientes tropicais, principalmente no Brasil, há pouca informação sobre a resposta dos macroinvertebrados em riachos restaurados. Apesar disso, diversos estudos em regiões neotropicais demonstram que há diferenças entre ambientes com usos de solo diferentes (LORION; KENNEDY, 2009; EGLER et al., 2012; FERREIRA et al., 2014; IÑIGUEZ-ARMIJOS et al., 2014), além de estudos em riachos urbanizados, que demonstram que a restauração destes afeta positivamente a assembleia de macroinvertebrados (MACEDO; CALLISTO; MAGALHÃES, 2011).

Diante do exposto, é importante destacarmos o papel da vegetação ripária como moduladora das trocas de energia e matéria que ocorrem entre os ambientes terrestres e aquáticos, sendo um importante componente nos processos ecológicos em ambientes lóticos (WARD et al., 1998; FISHER et al., 1998). Assim, compreensão do fluxo de energia dos produtores aos consumidores, nestes sistemas, é imprescindível ao manejo dos mesmos. Os estudos utilizando isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, como ferramenta na construção de modelos de fluxo de energia, possibilitam uma eficiente compreensão das teias alimentares e de como a energia disponível no ambiente está sendo utilizada pelos consumidores primários e secundários (CIFUENTES; SHARP; FOGEL, 1988; FRY, 1991).

No Brasil, a conversão de florestas em áreas de pastagens ou canaviais são formas comuns de mudança do uso dos solos. Isso faz com que tenhamos um cenário propício para a utilização de isótopos estáveis de carbono como traçadores de fontes de nutrientes e matéria orgânica (MARTINELLI et al., 2010). Isso ocorre porque essas áreas agrícolas são dominadas por gramíneas forrageiras que seguem o ciclo fotossintético C_4 , em contraposição às espécies florestais (arbóreas e arbustivas), que seguem o ciclo fotossintético C_3 (MARTINELLI et al., 2010). Esta diferença metabólica faz com que estas plantas (C_3 e C_4) apresentem sinais isotópicos distintos, variando de -33 a -24 ‰ nas plantas de ciclo fotossintético C_3 e de -15 e -9 ‰ nas de ciclo C_4 (MARTINELLI et al., 2009). Assim, um animal ao ingerir e assimilar um determinado alimento terá a mesma composição isotópica que o alimento,

sendo descontado o fracionamento isotópico entre o tecido do consumidor em análise e o alimento (FORSBERG et al., 1993). Com isso, a ferramenta isotópica auxiliará a elucidar, com maior precisão, a proporção de material de origem C_3 e C_4 ou autóctone na dieta dos macroinvertebrados aquáticos.

1.1 Objetivo

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar as alterações na assembleia e na dieta de macroinvertebrados aquáticos em riachos inseridos em microbacias com diferentes usos e coberturas do solo, comparando-se áreas agrícolas (pastos e canaviais) com áreas de restauração mais recentes (áreas florestais regeneradas entre 4 anos e 15 anos) e mais antigas mais recentes (áreas florestais regeneradas entre 50 anos e 100 anos).

1.2 Perguntas

- Os índices ecológicos para os macroinvertebrados bentônicos variam de acordo com o uso e cobertura do solo e a idade de restauração das áreas florestadas?
- As plantas C_4 perdem sua influência na cadeia trófica aquática de acordo com o uso e cobertura do solo e a idade de restauração das áreas florestadas?

1.3 Hipóteses

- A riqueza e diversidade serão maiores em ambiente menos alterados.
- A abundância de macroinvertebrados será maior em sistemas mais alterado.
- Haverá maior contribuição das plantas C_3 para a dieta dos macroinvertebrados nas áreas florestadas ou com maior tempo de restauração e maior contribuição das plantas C_4 na dieta dos macroinvertebrados nas áreas agrícolas (canaviais e pastos).
- Haverá uma maior contribuição do material autóctone para a dieta dos macroinvertebrados quanto menor a cobertura vegetal (áreas agrícolas) e mais recente a área de restauração florestal.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Floresta Atlântica

A Mata Atlântica está distribuída entre 3°S e 30°S de latitude e 35°W e 60°W de longitude, abrangendo 17 estados do território brasileiro (Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe), compondo cerca de 15% do território total do país, além de trechos da Argentina e Paraguai (RIBEIRO et al., 2009; 2011; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Esta encontra-se em áreas de diferentes altitudes, variando do nível do mar a pouco menos de 3000 metros, e pluviosidade, variando de cerca de 4000 mm anuais a áreas menos chuvosas com cerca de 1000 mm anuais (RIBEIRO et al., 2011; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Este é um bioma bastante heterogêneo em fisionomias, sendo que o domínio da Mata Atlântica abrange: Florestas Ombrófilas Densas, Ombrófilas Abertas, Ombrófilas Mistas, Semidecíduas e Decíduas, além de manguezais, restinga, dunas, estuários, lagoas e campos de altitude (JOLY et al. 1999).

A Floresta Atlântica é considerada a segunda maior floresta úmida tropical no mundo (RIBEIRO et al., 2011). Apesar de ser um dos ecossistemas mais ricos em espécies de plantas, e animais, além de alta taxa de endemismo, possui grande parte de suas áreas distribuídas em regiões dispersas e fragmentadas, sendo também um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (RIBEIRO et al., 2011; SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Com essas características, a Mata Atlântica é considerada um “hotspot” brasileiro e uma das áreas prioritárias para a conservação de biodiversidade no mundo (MYERS et al., 2000). Em dados atuais, levando em consideração fragmentos acima de 3 hectares na Mata Atlântica, restam 16,2 milhões de hectares de florestas nativas ou remanescentes florestais em estágios primário, médio ou avançado de regeneração, o equivalente a 12,4% da área original do bioma (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018).

A importância da preservação da Mata Atlântica vai além de sua riqueza e biodiversidade, uma vez que é responsável por prover condições necessárias à vida humana, como água, alimento e outros produtos que, direta ou indiretamente, são relevantes à sociedade (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Na região de abrangência do bioma vivem mais de 120 milhões pessoas, onde é gerado cerca de 70% do produto interno bruto (PIB) brasileiro (BRASIL, 2015; SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Essa população depende, por exemplo, da água proveniente das florestas.

Um bioma também de grande importância histórica para o Brasil, sua degradação tem início na época da colonização, com a descoberta do Pau-Brasil (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014) no século XVI e se intensifica com a exploração econômica de outras “commodities”, como cana-de-açúcar no nordeste a partir do século XVII, café no Sudeste nos séculos XVIII e XIX e cacau na Bahia nos séculos XIX e XX (TABARELLI et al., 2005). Destacam-se também a expansão pecuária em São Paulo e Minas Gerais seguido dos plantios de eucalipto para produção de celulose e papel e, mais recentemente, a intensificação industrial, o crescimento urbano e a expansão da infraestrutura (PINTO et al., 2006; RIBEIRO et al., 2009; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Assim, a Floresta Atlântica foi convertida em mosaicos de paisagem antropogênicas combinadas com pequenos remanescentes de florestas primárias, fragmentos de floresta secundária de diversas idades, pastagens abandonadas, fragmentos de florestas em regeneração, agrossilviculturas e plantações de árvores exóticas como *Pinus* e *Eucalyptus* (RIBEIRO et al., 2011).

2.2 Ecologia e restauração de riachos

Os ambientes aquáticos, sejam continentais ou marinhos, dependem principalmente da produção primária autotrófica (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Além disso, os riachos estão em constante interação com sua bacia hidrográfica. As teias alimentares nesses sistemas são sustentadas por um complexo de fontes autóctones e alóctones (VANNOTE et al., 1980). Segundo a *River Continuum Concept* (RCC), riachos com denso sombreamento pela floresta ripária tem a produção autóctone limitada pela baixa incidência de luz e são sustentados principalmente por fontes de origem alóctone, como material vegetal e pequenos organismos terrestres (VANNOTE et al., 1980; WALLACE et al., 1997). Em contraste com a RCC, a *Riverine Productivity Model* (RPM) sugere que a principal fonte de matéria orgânica assimilada no riacho é proveniente de fontes autóctones (THORP; DELONG, 2002). Segundo Neres-Lima et al. (2016), há indicativos de que a produção autóctone tem sua importância e não fica limitada ao sombreamento dos riachos. Esta produção seria suficiente como fonte alimentar para o sustento dos riachos, porém, ainda assim a principal fonte alimentar usada nos riachos florestados é a alóctone, proveniente da vegetação ripária (NERES-LIMA et al., 2017). Portanto, a floresta ripária tem uma importante atuação como moduladora das trocas de energia e matéria que ocorrem entre os ambientes terrestres e aquáticos (WARD et al., 1998; FISHER et al., 1998).

A preservação de riachos de cabeceira e da cobertura das zonas ripárias é de extrema importância para a manutenção da qualidade e quantidade da água. A floresta ripária acaba reduzindo a drenagem e carreamento de substâncias e elementos para os corpos d'água (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Além disso, acabam por sombrear a área, controlando temperatura, fornecem nutrientes para a comunidade dependente e agem como filtradoras de sedimentos, material orgânico, fertilizantes, pesticidas, entre outros poluentes que podem afetar o sistema aquático (SCHÄFFER et al., 2011).

A recuperação das florestas ripárias é uma atividade eficiente para a reabilitação e manutenção dos mananciais (ZANZARINE; ROSELEN, 2007), sendo de extrema importância o monitoramento e o estudo desses locais. Para se verificar o sucesso da restauração das florestas ripárias deve-se considerar as condições da qualidade da água dos riachos e a integridade das comunidades bióticas bem como a cobertura, a presença e distribuição de espécies de vegetais, a resposta da vegetação a distúrbios, a presença de determinadas espécies de animais, as condições do solo, a colonização por invertebrados, fungos e bactérias, a ciclagem de nutrientes e o regime hidrológico (JACKSON; LOUPOUKHINE; HILLYARD, 1995). Deve-se considerar também a restauração dos aspectos hidromorfológicos, por exemplo, as mudanças no substrato que são responsáveis pela geração de habitats para alguns organismos (HERING et al., 2015).

Trabalhos que verificam a resposta dos macroinvertebrados quanto à eficiência das restaurações são crescentes, mas recentes, estes ainda possuem resultados incipientes e contrastantes quanto à recuperação do rio e de sua biota (BERNHARDT; PALMER, 2011; KAIL et al., 2015). Dentre as formas de restauração apresentadas na literatura, é possível destacar dois focos principais: (i) recuperação da heterogeneidade e estrutura do riacho, por meio da restauração dos habitats, substratos e canais dentro do sistema aquático; (ii) restauração do entorno do riacho, por meio da recuperação das florestas ripárias. De maneira geral, a maioria dos trabalhos sobre restauração e monitoramento das comunidades aquáticas estão focadas na restauração da diversidade de habitats dos riachos, na modificação ou canalização dos leitos e no acréscimo de habitats (heterogeneidade) (BERNHARDT; PALMER, 2011; KAIL et al., 2015) e menos é encontrado com relação a restauração ou regeneração das florestas ripárias.

Segundo Kail et al. (2015), a restauração dos sistemas aquáticos é responsável por um aumento na riqueza e diversidade da biota aquática. Porém, os autores informam que pode haver grande variabilidade neste aumento, por isso, é importante o monitoramento das áreas ao longo do tempo para um melhor entendimento das trajetórias de mudança causada pelas medidas de

restauração. Outro ponto importante a ser considerado quando o foco for restaurar também a comunidade de macroinvertebrados nas áreas, é a distância das fontes potenciais de dispersão desses organismos para a colonização do ambiente, além disso, pode ter havido perda de espécies devido a degradação da área (COLLINS et al., 2012). A dispersão de invertebrados é pouco considerada em projetos de restauração ou em previsões sobre recuperação da biota (PARKYN; SMITH, 2011). Mesmo que o habitat restaurado esteja em condições adequadas, a recolonização do riacho exige proximidade ou caminhos de uma fonte com potencial de dispersão para o ambiente restaurado (PARKYN et al., 2003; PARKYN; SMITH, 2011).

Os ecossistemas naturais, por meio de seus processos e funções, proporcionam ao ser humano inúmeros benefícios essenciais à promoção ou sustentação da vida. Estes podem ser diretos, como alimento e água, ou indiretos, como processos ecológicos e aspectos psicológicos (DAILY, 1997; COSTANZA et al., 1997). Os benefícios descritos são denominados como serviços ecossistêmicos e alterações nesses serviços podem afetar profundamente aspectos do bem-estar humano (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Segundo MEA (2005), os serviços ecossistêmicos são classificados de acordo com suas funções: (1) Provisão, bens que são produzidos pelo ecossistema como alimentos e fibras, combustíveis, recursos genéticos, bioquímicos, medicamentos naturais e farmacêuticos, recursos ornamentais e água doce; (2) Regulação, benefícios obtidos através de processos regulatórios do ecossistema como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, regulação da água, controle de erosão, purificação da água e tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, controle biológico, polinização e proteção contra tempestades; (3) Culturais, benefícios não materiais obtidos pela interação da sociedade com o ecossistema como diversidade cultural, valores espirituais e religiosos, conhecimentos (tradicional e formais), valores educativos, inspiração, valores estéticos, relações sociais, percepção, valores do patrimônio cultural, recreação e ecoturismo; (4) Suporte, são serviços necessários para a produção dos demais serviços do ecossistema como produção primária, produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção do solo, ciclo de nutrientes, ciclo de água e abastecimento de habitats. Alterações no ambiente aquático, de modo geral, acabam por colocar em risco vários serviços ecossistêmicos importantes.

Assim, é importante que os projetos de restauração de riachos levem em conta a auto sustentação do local a longo prazo, por isso, deve-se incluir vários tipos de ação na área, considerando a recuperação da heterogeneidade estrutural do riacho, a morfologia do leito, florestas ripárias, entre outros aspectos (PALMER; MENNINGER; BERNHARDT, 2010). Apesar de no Brasil haver incentivos para a recuperação das florestas ripárias e seus ambientes

associados, há pouco foco no monitoramento do efeito sucessivo da restauração sobre a qualidade dos recursos (BEZERRA, 2009).

2.3 Macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos ecologicamente importantes para os ecossistemas aquáticos. Estes atuam tanto como fonte alimentar para peixes, por exemplo, quanto na disponibilização de nutrientes para o sistema através, por exemplo, da decomposição de material alóctone (MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008). Variando em seu tamanho de 2 a 5 mm, se dividem em grupos bastante diversos e tem como habitat, na maior parte ou na totalidade de seu ciclo de vida, os substratos dos corpos d'água (MUGNAI et al., 2010). Estes podem ser classificados em grupos tróficos funcionais (GTF): coletores, raspadores, predadores e fragmentadores (MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008). A preferência alimentar e seus mecanismos de obtenção de alimento definem seu papel no ecossistema (WALLACE; WEBSTER, 1996), porém estes podem se adaptar e modificar suas preferências dependendo da disponibilidade de alimento (MOTTA; UIEDA, 2004; MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008).

Os macroinvertebrados também são reconhecidos como bioindicadores da qualidade da água, sendo capazes de refletir o grau de integridade local (MOULTON, 1998; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005) respondendo, de forma distinta, às modificações ambientais por meio de alterações no comportamento, abundância e sobrevivência (ROSENBERG; RESH, 1993). Até a década de 70, era comum o uso de apenas parâmetros físico-químicos para a avaliação da qualidade da água. Aos poucos esta ideia foi se modificando e parâmetros biológicos e ecológicos passaram a ter maior importância (BAPTISTA et al., 2011). Segundo Karr e Dudley (1981), para avaliar a integridade do ecossistema aquático, é necessário considerar, além dos parâmetros físico-químicos da água, também a estrutura física do habitat, modificações locais, alterações biológicas e uso de solo da bacia hidrográfica. Assim, os macroinvertebrados estão entre os organismos mais comumente utilizados no monitoramento de riachos (BAPTISTA, 2008). Além da sua sensibilidade, há outras vantagens em seu uso, por exemplo, estão presentes em todos os riachos, possuem ciclo de vida suficiente para detectar alterações ambientais rapidamente, tamanho bom para fácil amostragem, relativamente sedentários e com baixa mobilidade, técnicas de coleta padronizadas e de baixo custo e alta diversidade de organismos, com taxa desde sensíveis a altamente tolerantes e grande variedade trófica (ROSENBERG; RESH, 1993; ALBA-TECEDOR, 1996; JUNQUEIRA et al., 2000; BUSS et al., 2003). Assim, uso dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da

qualidade ambiental de riachos se baseia, nas alterações estruturais e funcionais das assembleias através, por exemplo, da aplicação de índices ecológicos e multimétricos, modelos de predição de impactos, protocolos de avaliação, modelos toxicológicos, entre outros (BARBOUR et al., 1999; GOULART; CALLISTO, 2003).

Os macroinvertebrados podem contribuir para todas as quatro categorias de serviços ecossistêmicos citadas em 2.2 (MACADAM; STOCKAN, 2015). Além de seu papel como fonte alimentar para peixes, já bastante documentado, eles também são importantes fontes para outros consumidores, por exemplo, invertebrados, lagartos, morcegos, aves, mamíferos, entre outros (BAXTER et al., 2005; NAKANO; MURAKAMI, 2001; KRELL et al., 2015). Assim, além de fornecer biomassa para estes outros organismos, podem também transmitir, ao longo da cadeia trófica, poluentes e contaminante locais, por exemplo metais pesados (CURRIE et al., 1997). Outro suporte importante dos macroinvertebrados nos riachos é na ciclagem e disponibilização de nutrientes para o sistema. Estes organismos participam diretamente de uma das etapas da decomposição da matéria orgânica, transformando a matéria orgânica grossa em matéria orgânica fina através da atuação dos macroinvertebrados fragmentadores (GRAÇA, 2001; GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Também temos o papel, já citado anteriormente, do seu uso no monitoramento ambiental, permitido com que se tenha uma ideia, de forma prática e rápida, das alterações ambientais e da qualidade da água dos locais avaliados (ROSENBERG; RESH, 1993; MOULTON, 1998; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005). Além disso, Macadam e Stockan (2015), em sua revisão sobre os serviços ecossistêmicos prestados pelos macroinvertebrados aquáticos, descrevem diversos outros benefícios relacionados a parte cultural, mostrando a importância de tais organismos em diversos aspectos.

2.4 Isótopos estáveis e ecologia isotópica

Na área da ecologia, o uso da ferramenta isotópica se intensificou a partir das décadas de 80 (KENNEDY; KROUSE, 1990). Assim, isótopos são elementos de mesmo número atômico, mas diferentes números de massa, devido à variação no número de nêutrons em seu núcleo, fato que condiciona comportamentos diferentes entre os isótopos e modificam a abundância relativa entre eles na natureza (CLARK; FRITZ, 1997). Em geral, os isótopos estáveis têm sua abundância relativamente baixa e, por isso, são usados como traçadores em estudos ambientais (DAWSON; BROOKS, 2001).

A utilização da metodologia isotópica se baseia na razão ou proporção entre os isótopos mais pesado e o mais leve, que varia de uma forma previsível, conforme a ciclagem do elemento na natureza (MARTINELLI et al., 1988; LOPES, 2001). O uso dos isótopos estáveis se baseia na diferença que existe na composição isotópica dos elementos analisados, essas diferenças estão ligadas às reações físico-químicas e biológicas que ocorrem na natureza, possibilitando a discriminação dos isótopos (MARTINELLI et al., 1988). A composição isotópica é expressa na notação de “ δ ” ou “delta”, que representa, em partes por mil (‰), a diferença entre razão dos isótopos estáveis e o padrão estabelecido (PETERSON; FRY, 1987). O valor positivo indica que a amostra está mais enriquecida, ou seja, tem uma razão isotópica maior que a do padrão, enquanto que valores mais negativos, indicam que a amostra está empobrecida ou tem uma razão isotópica menor que a do padrão (DAWSON; BROOKS, 2001).

O $\delta^{13}\text{C}$ pode ser utilizado para traçar fontes alimentares e calcular sua proporção na dieta, desde que estas fontes tenham sinais isotópicos distintos, como é o caso das plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 (DENIRO; EPSTEIN, 1978; MARTINELLI et al., 1988). A cada nível trófico, há um aumento de cerca de 0 a 1‰ do $\delta^{13}\text{C}$, o que permite identificar o valor da sua fonte de energia e a origem do carbono consumido (FORSBERG et al., 1993). As plantas que seguem o ciclo fotossintético C_3 , têm valores de $\delta^{13}\text{C}$ por volta de -33 ‰ a -24 ‰, enquanto que, as plantas que seguem o ciclo fotossintético C_4 , têm valores em torno de -15 ‰ e -9 ‰ (MARTINELLI et al., 2009). A proporção entre isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) pode ser usada como indicador do nível trófico de organismos. O fracionamento do ^{15}N varia entre 2 ‰ e 4 ‰ dependendo do grupo de consumidores estudado (MCCUTCHAN et al., 2003). Então, a cada passagem de nível trófico o sinal isotópico do consumidor deve ser acrescido desses valores (POST, 2002).

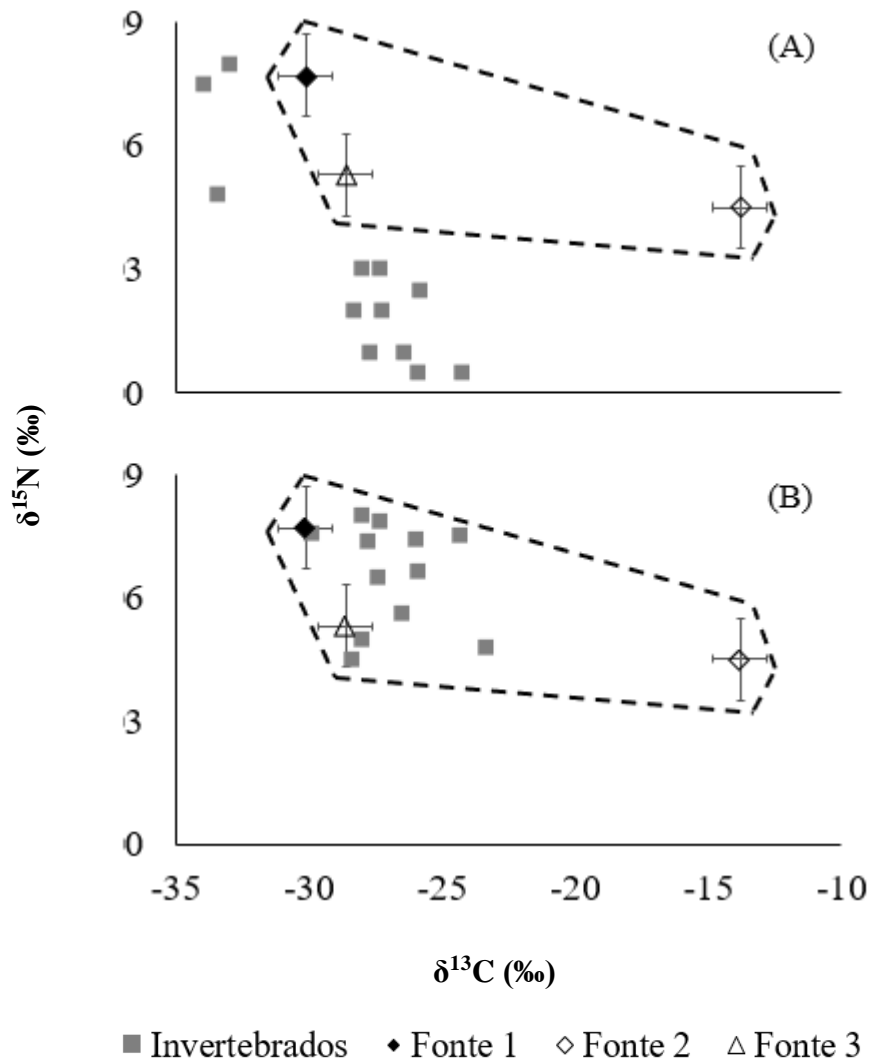
O uso dos modelos de mistura com isótopos estáveis vem sendo amplamente incorporados em estudos ecológicos (MOORE; SEMMENS, 2008). Na determinação das contribuições de fontes alimentares para a dieta do organismo, sejam de macroinvertebrados ou outros grupos, há tanto modelos simples, com o uso de apenas um isótopo, quanto modelos mais complexos, com mais de um isótopo (MORAES; HENRY-SILVA, 2018). Assim, uma melhor caracterização do organismo e/ou da cadeia alimentar estudados será feita quanto mais traçadores ambientais forem utilizados nas análises (MARTINELLI et al., 2009). Além disso, o uso da metodologia isotópica no estudo de dieta de organismos não dispensa o conhecimento fisiológico e ecológico do organismo a ser estudado, é importante que se conheça os hábitos do mesmo, afim de se evitar erros na interpretação dos resultados. Também é indispensável para o sucesso dos modelos de mistura que haja um levantamento e análise isotópica de todas as

possíveis fontes alimentares, bem como se deve conhecer fracionamento isotópico entre a fonte alimentar e o tecido ou o todo do organismo estudado (MARTINELLI et al., 1988; MARTINELLI et al., 2009).

Moraes e Henry-Silva (2018), identificaram que os principais modelos aplicados em estudos de dieta e posição trófica em organismos aquáticos, utilizando os isótopos de C e N são: IsoSource, MixSIR, SIBER e SIAR. Os modelos mais atuais fazem uso da estatística bayesiana, sendo o MixSIAR a versão mais recente e aprimorada destas, construída através da colaboração dos pesquisadores que desenvolveram o MixSIR e o SIAR (STOCK; SEMMENS, 2013). Os modelos de mistura bayesianos estimam a distribuição de probabilidade da contribuição das fontes alimentares através da incorporação de informações *a priori*, com base nos dados isotópicos das fontes e do fracionamento entre fonte e organismo avaliado (MOORE; SEMMENS, 2008). No MixSIAR, a abordagem estatística utilizada é o método Monte Carlo com base em simulações *a posteriori* por cadeias de Markov (MCMC) (ALBERT, 2009).

Para o uso dos modelos bayesianos, deve-se atentar a alguns pré-requisitos para uma análise robusta sobre contribuição das fontes alimentares. É necessário que o número de fontes alimentares seja, no máximo, o número de traçadores ambientais + 1, ou seja, usando o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ como traçadores, podemos usar até 3 fontes alimentares (PHILLIPS; KOCH, 2002; MOORE; SEMMENS, 2008). Além disso, o organismo estudado (a mistura) deve estar entre suas fontes alimentares, como ilustrado pela Figura 1 (PHILLIPS; KOCH, 2002). Segundo Phillips e Koch (2002), o não enquadramento da mistura entre suas fontes pode indicar: (a) a perda de uma fonte alimentar importante; (b) algum valor incorreto; ou (c) a violação de alguma suposição do modelo.

Figura 1 – Ilustração do enquadramento dos organismos avaliados (mistura) entre as fontes alimentares potenciais: cenário incorreto (A) e cenário correto (B). Linha tracejada indica os limites de enquadramento entre as fontes alimentares potenciais



Fonte: elaboração própria com base em Phillips e Koch (2002).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Para a realização deste estudo foram selecionadas microbacias com diferentes usos e coberturas do solo nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (região hidrográfica PCJ). O clima predominante na região é do tipo cwa ou subtropical úmido, de acordo com a classificação climatológica de Köppen, caracterizado por inverno seco e verão quente e chuvoso (ROLIM et al., 2007).

As bacias do PCJ se localizam em uma região altamente desenvolvida, o segundo polo industrial do país, e uma das mais importantes do Brasil devido ao seu desenvolvimento econômico, a qual contribui com cerca de 7% do PIB do país (CONSÓRCIO PCJ, 2015). O crescimento populacional na região e a poluição dos mananciais compõem uma situação delicada quanto à disponibilidade de água nas bacias do PCJ.

Os riachos selecionados encontram-se na região centro-leste do estado de São Paulo (Figura 2), em área de predominância da Floresta Estacional Semidecidual. Foram avaliados 13 riachos, sendo selecionados quatro diferentes tratamentos iniciais que se referem ao tipo de uso e cobertura do solo: (a) agricultura intensiva, representada por quatro microbacias com cobertura predominante de cana-de-açúcar; (b) agricultura extensiva, representada por três microbacias com cobertura predominante de gramíneas forrageiras (pastagens); (c) cobertura florestal restaurada, representada por três microbacias com cobertura florestal oriunda de processos de restauração recentes, iniciados entre 4 e 15 anos; (d) cobertura florestal restaurada, representada por três microbacias com cobertura florestal oriunda de processos de restauração antigas, iniciados entre 50 e 100 anos (Tabela 1, Figura 3). Em cada uma das 13 microbacias hidrográficas foi selecionado um ponto de coleta no canal principal. As coletas foram realizadas em agosto de 2017.

Figura 2 – Mapa da localização das bacias do PCJ (rios Piracicaba, Capivari e Jundiá) no Brasil, região de localização das microbacias estudadas

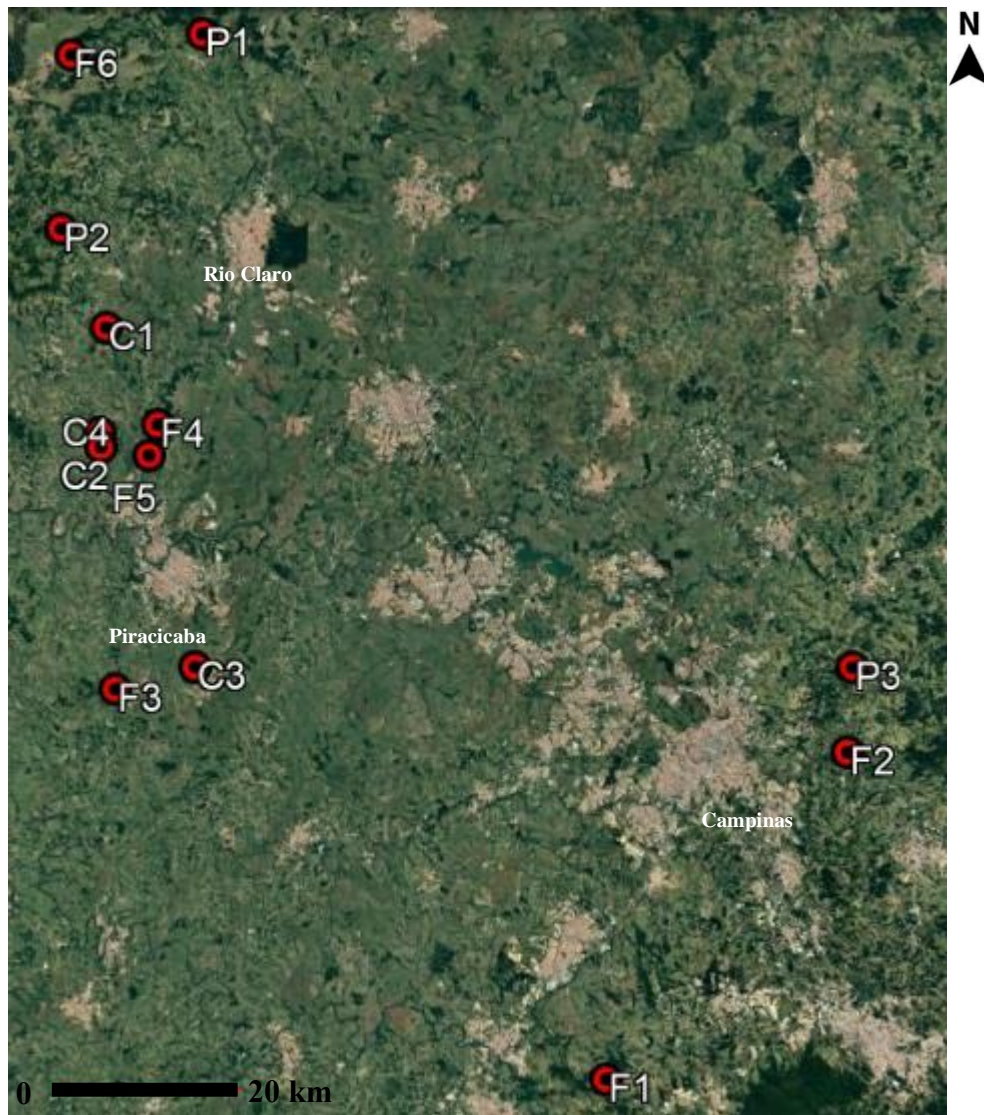


Fonte: <https://agua.org.br/nossa-area-de-atuacao/localizacao-mapa/>

Tabela 1 – Riachos amostrados nas bacias do PCJ: coordenadas dos pontos de coleta (*datum* Córrego Alegre), uso de solo nas microbacias e tempo restauração florestal na mata ripária dos riachos amostrados. C: microbacias com predomínio de cana; P: microbacias com predomínio de pasto; F: microbacias com predomínio restauradas

Riacho	Latitude	Longitude	Município	Uso do solo	Idade
C1	-22°29'13,42"	-47°43'03,54"	Charqueada	Cana	-
C2	-22°35'29,93"	-47°43'27,20"	Piracicaba	Cana	-
C3	-22°49'26,94"	-47°37'10,23"	Rio das Pedras	Cana	-
C4	-22°36'21,02"	-47°43'22,73"	Piracicaba	Cana	-
P1	-22°11'41,42"	-47°36'53,02"	Corumbataí	Pasto	-
P2	-22°23'20,68"	-47°45'58,97"	Ipeúna	Pasto	-
P3	-22°49'17,05"	-46°54'39,85"	Campinas	Pasto	-
F1	-23°13'51,42"	-47°10'24,90"	Itú	Floresta	4 anos
F2	-22°54'19,26"	-46°54'57,06"	Campinas	Floresta	8 anos
F3	-22°50'47,29"	-47°42'22,22"	Saltinho	Floresta	15 anos
F4	-22°35'01,12"	-47°39'39,88"	Piracicaba	Floresta	50 anos
F5	-22°36'51,62"	-47°40'14,95"	Piracicaba	Floresta	50 anos
F6	-22°12'57,61"	-47°45'20,78"	Itirapina	Floresta	100 anos

Figura 3 – Imagem de satélite do Google Earth demonstrando os 13 pontos selecionados (círculos vermelhos) como objetos de investigação desse estudo. Verde escuro representa as áreas de mata; verde claro representa a área de cultivo agrícola; marrom claro são os centros urbanos. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas



3.2 Caracterização das microbacias estudadas

Para a caracterização das microbacias estudadas, foi realizado o mapeamento de seu uso e ocupação do solo em conjunto com o Laboratório de Hidrologia Florestal, Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP. Desta forma, determinou-se a partir de onde as coletas foram realizadas, o ponto mais a jusante do riacho, mapeando-se toda a região a montante deste ponto, sendo então considerada a área de influência da região de amostragem. Na Tabela 2 temos as porcentagens de cada cobertura do solo nas microbacias calculadas a partir dos mapas de uso e cobertura do solo, estes representados nas Figuras 4 a 16.

Foram selecionadas quatro microbacias como áreas de cana-de-açúcar. A microbacia do riacho C1 possui um predomínio de cana-de-açúcar e um fragmento florestal na parte das nascentes (cerca de 12% da área total). O trecho amostrado, após uma pequena represa, apresenta uma mistura de vegetação, com cana-de-açúcar, pequenas árvores e bambuzal. A microbacia do riacho C2 possui um predomínio de cana-de-açúcar e pequenos fragmentos florestais ao longo da rede hidrográfica (cerca de 17% da área total). No entorno do trecho amostrado encontram-se mata a direita e cana-de-açúcar a esquerda. A microbacia do riacho C3 possui um predomínio de cana-de-açúcar, seguido de áreas urbanas e pastagens, além de pequenos fragmentos florestais próximos a rede. O trecho amostrado possui canaviais, próximo à margem do riacho e com poucas árvores. A microbacia do riacho C4 possui um predomínio de cana-de-açúcar e pequenos fragmentos florestais próximos ao longo da rede hidrográfica (cerca de 28% da área total). Há também trechos de áreas urbanas e de pastagem próximo as nascentes que, somados, chegam a cerca de 14%. O trecho de amostragem se encontra dentro de um fragmento florestal altamente danificado e com grande entrada de luz solar.

Três microbacias foram selecionadas como áreas de pastagem. A microbacia do riacho P1 possui um predomínio de pastagem e alguns fragmentos florestais (cerca de 30% da área total). O trecho amostrado tem a presença predominantemente de pastagem com pequena área de bambuzal. A microbacia do riacho P2 possui um predomínio de pastagem e alguns fragmentos florestais (cerca de 30% da área total). O trecho amostrado tem a presença predominantemente de pastagem. A microbacia e o trecho amostrado no riacho P3 possui um predomínio de pastagem.

Seis microbacias com diferentes tempos de restauração foram selecionadas para serem estudadas como áreas de florestas restauradas. O riacho F1 é uma nascente e tem o predomínio de floresta, tanto no entorno da rede hidrográfica quanto na microbacia, a região possui duas áreas de pastagem chegando a cerca de 35%. A área florestal foi restaurada a cerca de 4 anos antes das coletas. A microbacia do riacho F2 tem o predomínio de floresta, a região possui pequenos trecho de pastagem e outras produções (cafezais) que, somadas, chegam a cerca de 4% da área total. Tanto o todo o entorno da rede hidrográfica quanto o trecho amostrado são cercados por vegetação. A área florestal foi restaurada a cerca de 8 anos antes das coletas. A microbacia em que o riacho F3 está inserido é de predomínio de cana-de-açúcar, porém, esta área está classificada como floresta pois é uma nascente protegida, de acordo com a lei, e o ponto de amostragem está inserido dentro da área florestal. A área florestal foi restaurada a cerca de 15 anos antes das coletas. As microbacias F4 e F5 localizam-se lado a lado e suas características são bastante semelhantes, o predomínio de uso de solo é de floresta,

entre 45 e 50% da área, seguido por canaviais, entre 38 e 33% do total da área, respectivamente. As áreas florestais foram restauradas a cerca de 50 anos antes das coletas. No total, tem-se cerca de 40% de vegetação florestal nativa e 60% de exótica, através da produção de Eucalipto. O riacho F6 é uma nascente e seu entorno é cercado por floresta. A área florestal foi restaurada a cerca de 100 anos antes das coletas. As microbacias restauradas foram originárias de áreas agrícolas diferentes, sendo F1, F2 e F6 provenientes de pastagem e F3, F4 e F5 provenientes de canaviais.

Tabela 2 – Porcentagem das categorias de cobertura de uso de solo nas microbacias estudadas. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

Riacho	Cana	Pastagem	Floresta	Outros
C1	77,6	9,6	11,7	1,1
C2	67,0	14,2	17,2	1,6
C3	33,8	21,5	5,4	39,3
C4	54,7	5,5	27,9	11,9
P1	1,3	47,7	30,0	21,1
P2	21,4	44,6	28,0	6,0
P3	0,0	92,7	0,8	6,5
F1	0,0	34,4	65,6	0,0
F2	0,0	4,0	90,2	5,8
F3	96,1	1,7	0,4*	1,8
F4	38,5	10,4	45,1	6,0
F5	33,4	0,0	51,6	15,0
F6	0,0	0,0	40,5*	59,5

*Região de nascente protegida.

Figura 4 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C1

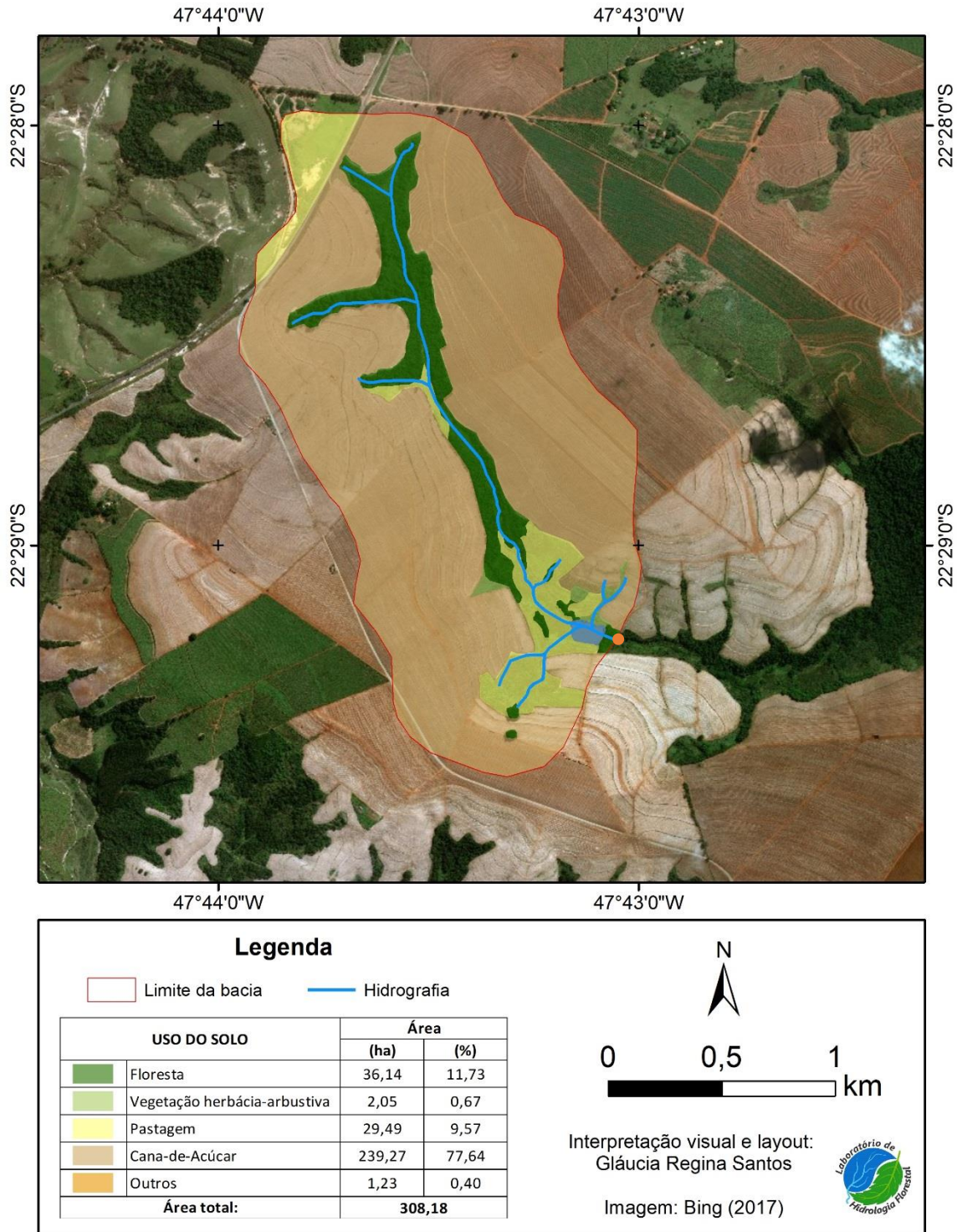


Figura 5 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C2

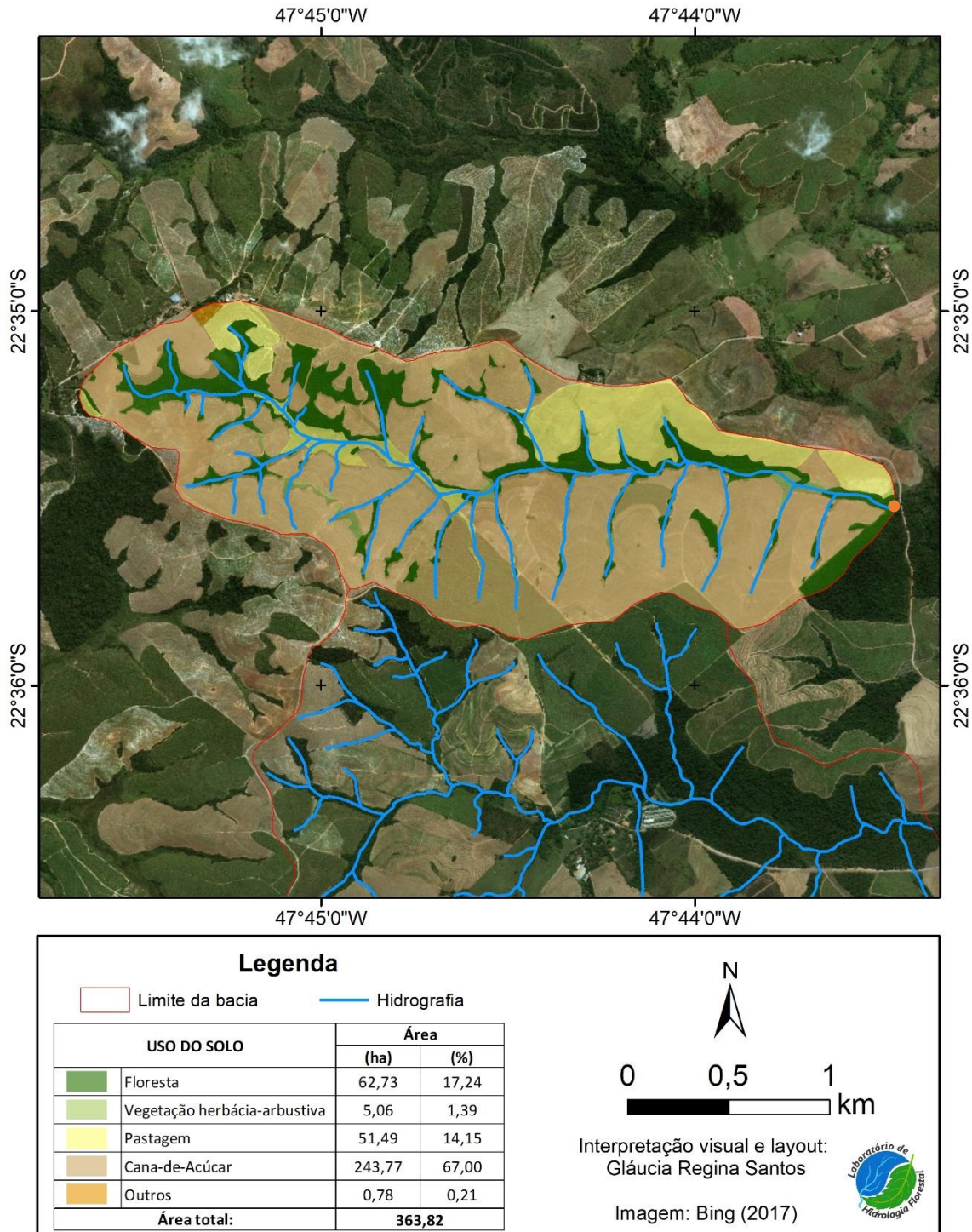


Figura 6 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C3

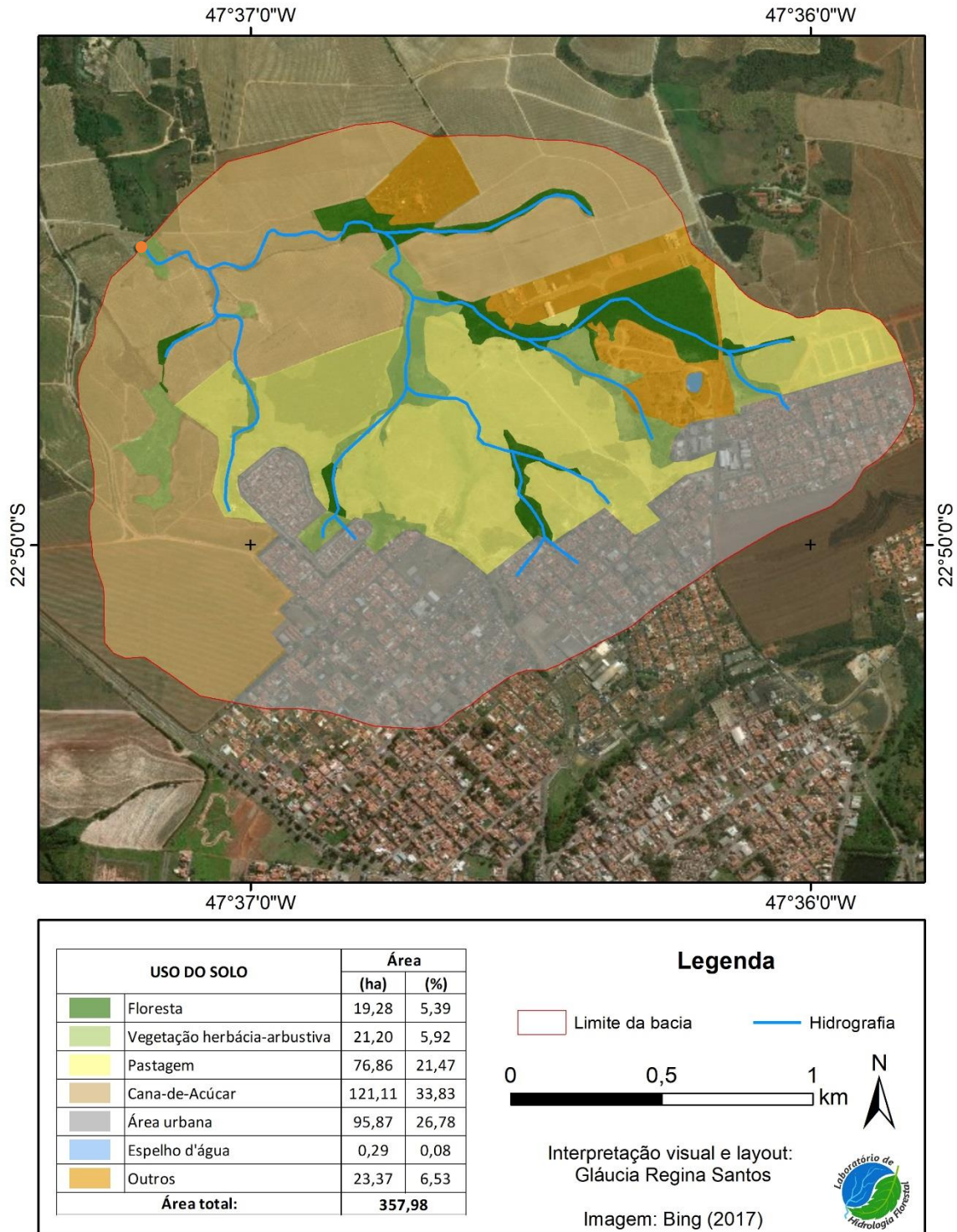
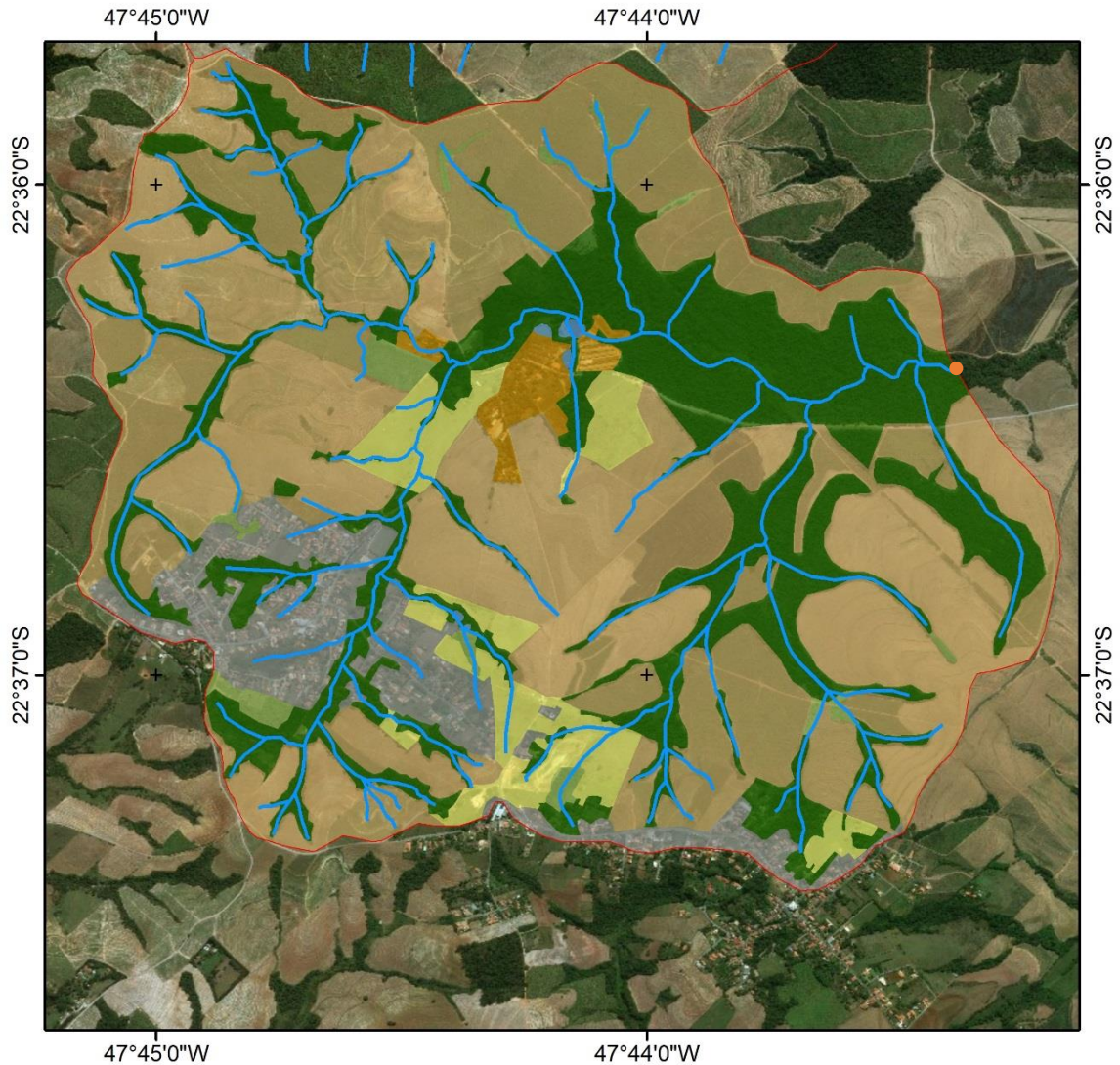









Figura 7 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de cana C4



USO DO SOLO		Área	
		(ha)	(%)
	Floresta	217,32	27,93
	Vegetação herbácea-arbustiva	14,83	1,91
	Pastagem	42,51	5,46
	Cana-de-Açúcar	425,69	54,72
	Área urbana	63,37	8,15
	Espelho d'água	1,21	0,16
	Outros	13,03	1,68
Área total:		777,97	

Legenda

 Limite da bacia  Hidrografia

0 0,5 1
km



Interpretação visual e layout:
Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)



Figura 8 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P1

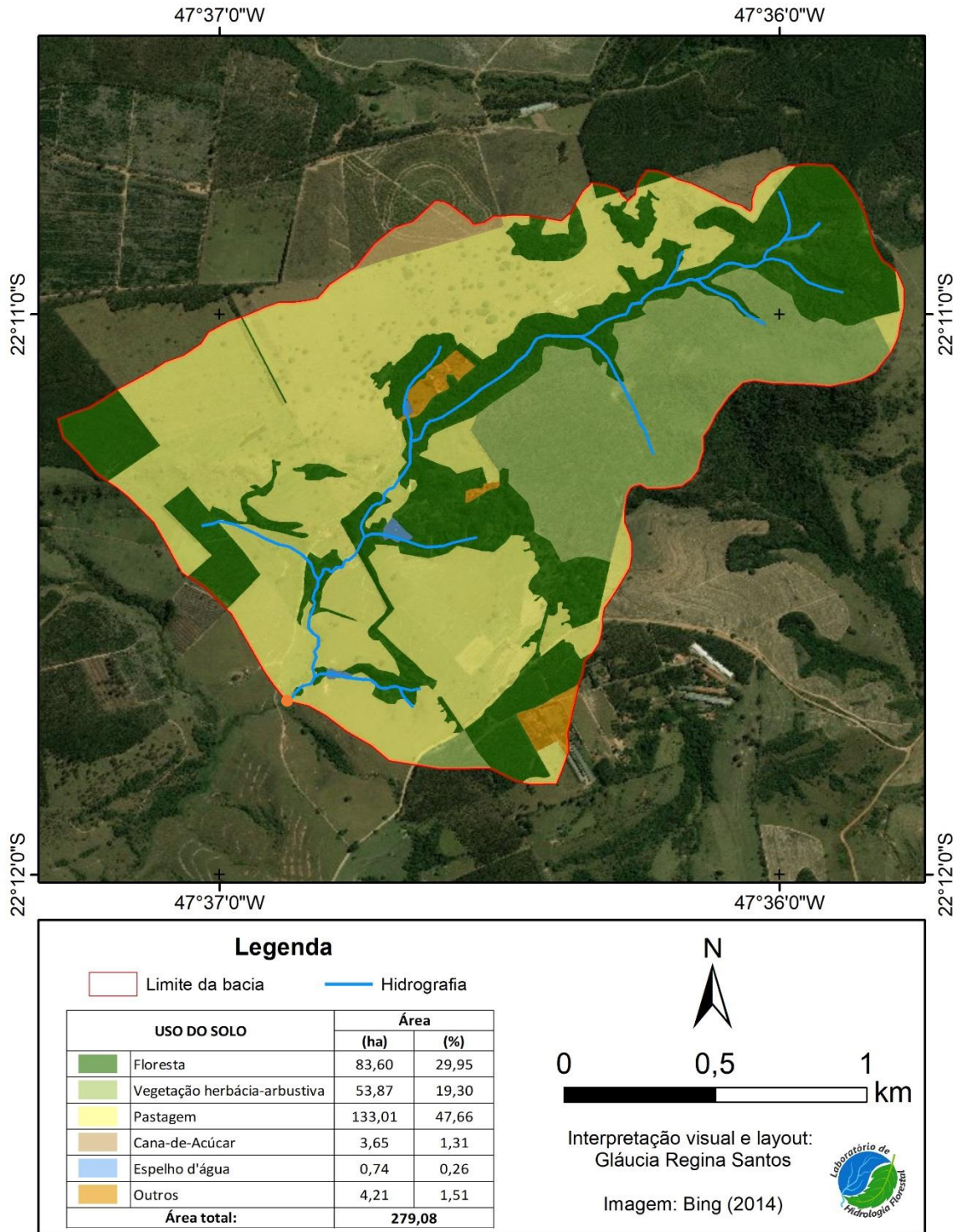


Figura 9 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P2

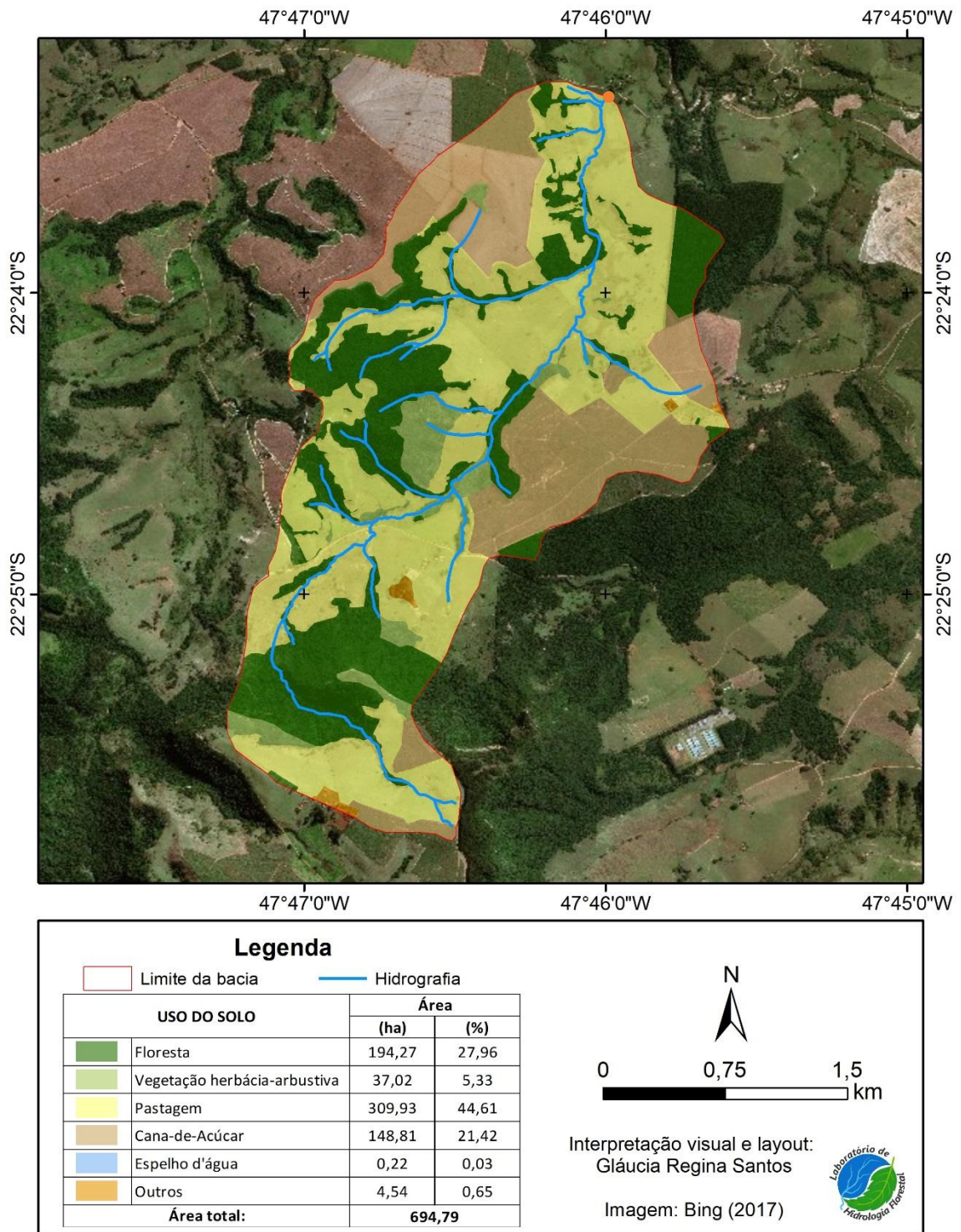


Figura 10 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho de pasto P3

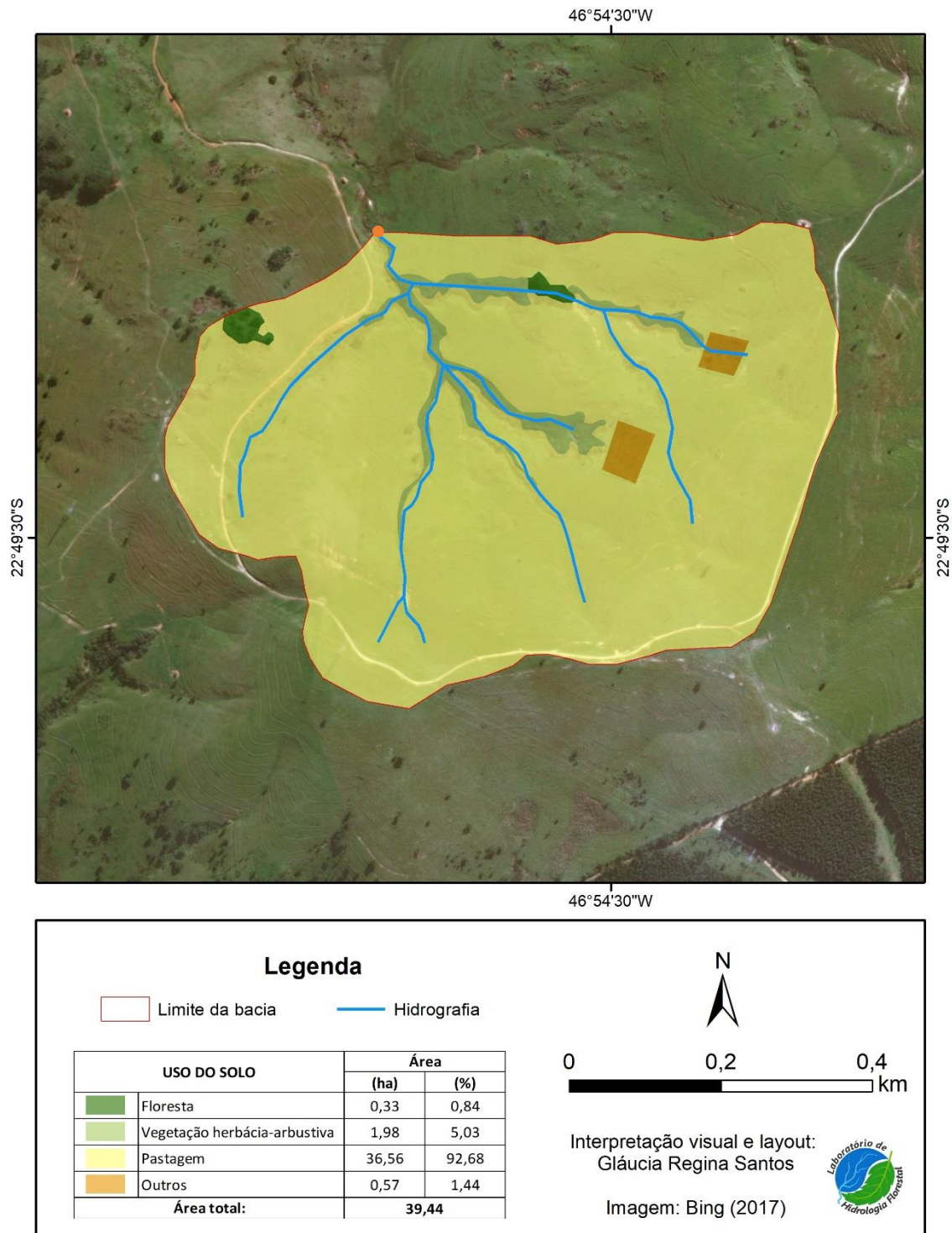


Figura 11 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F1

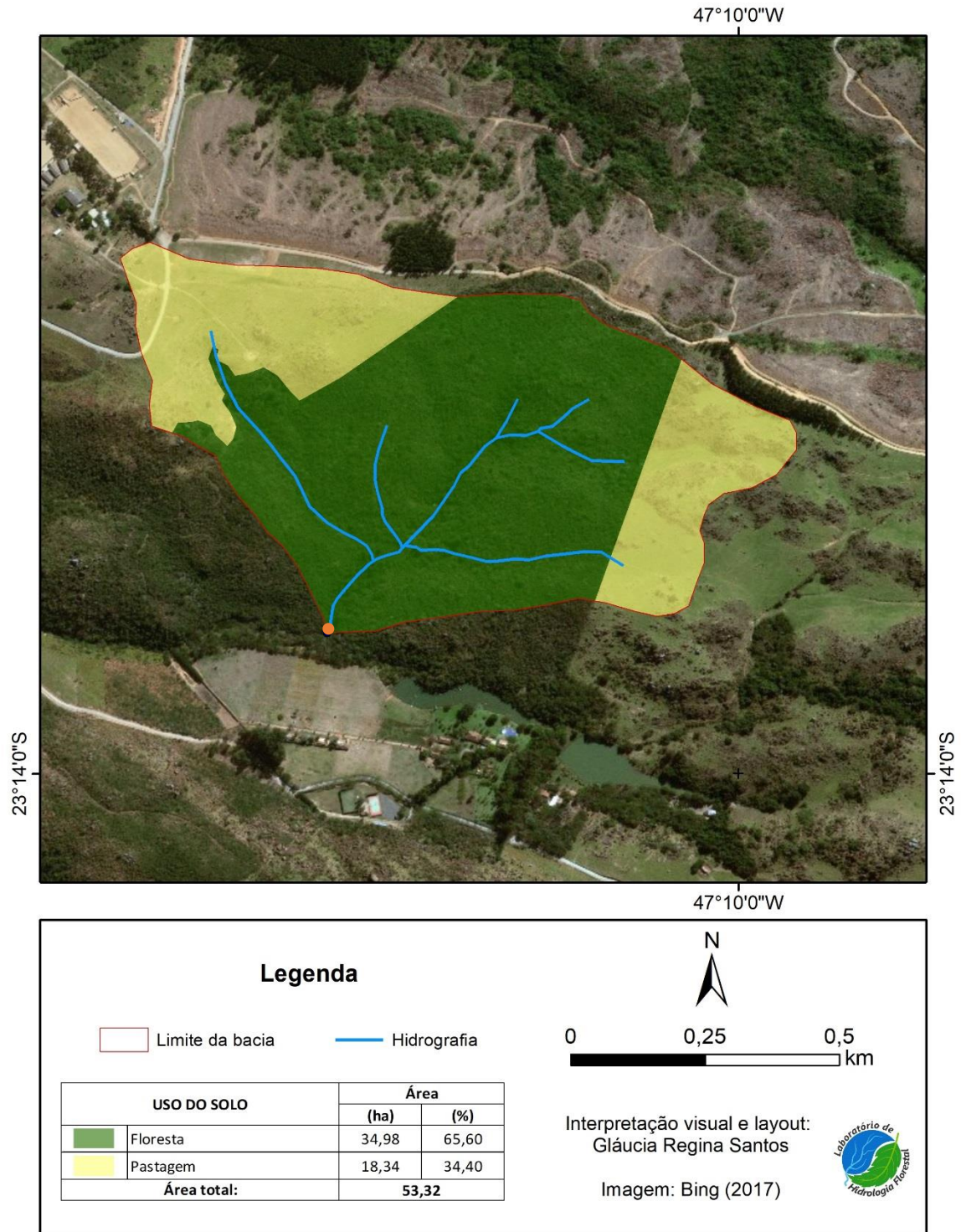


Figura 12 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F2

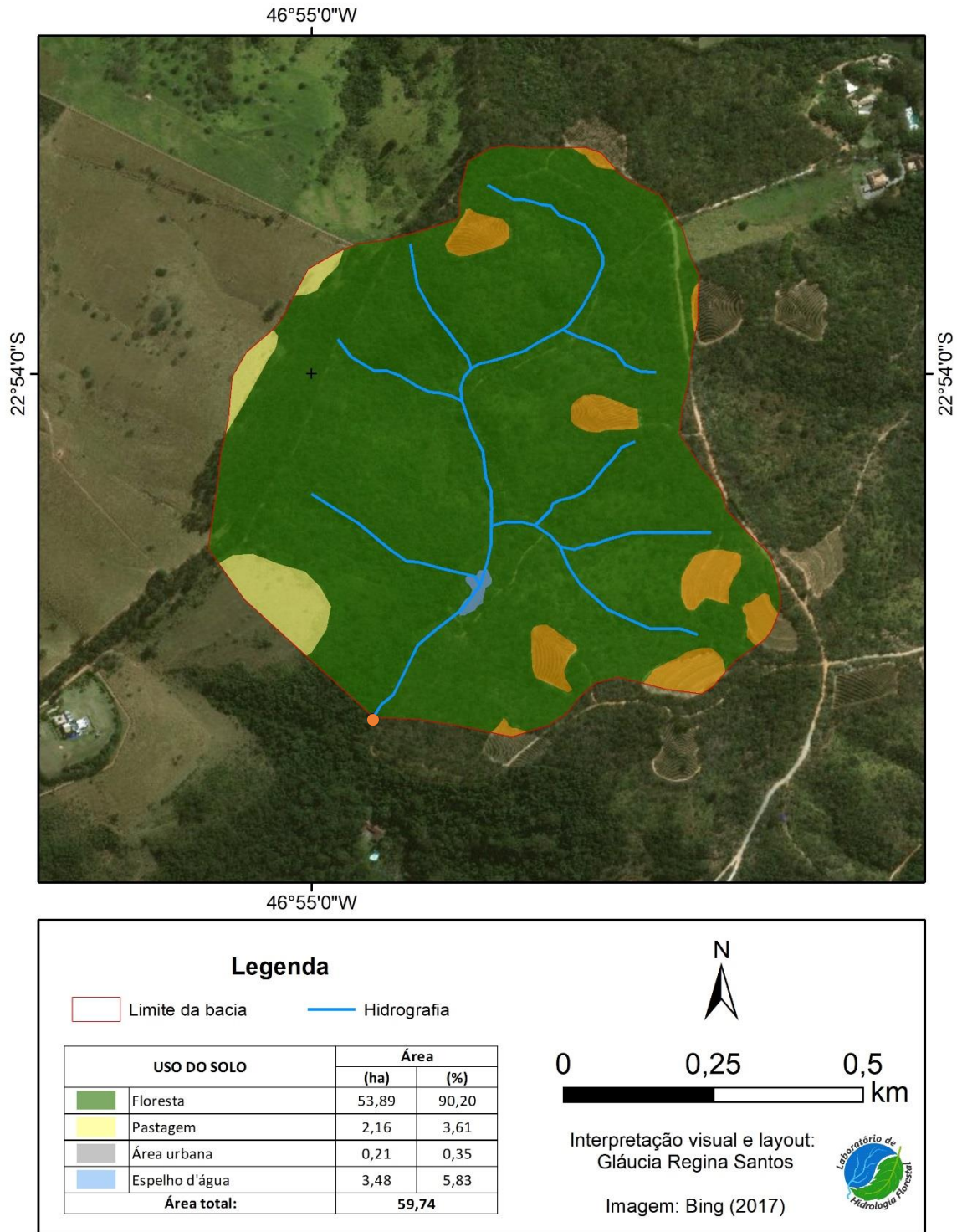


Figura 13 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F3

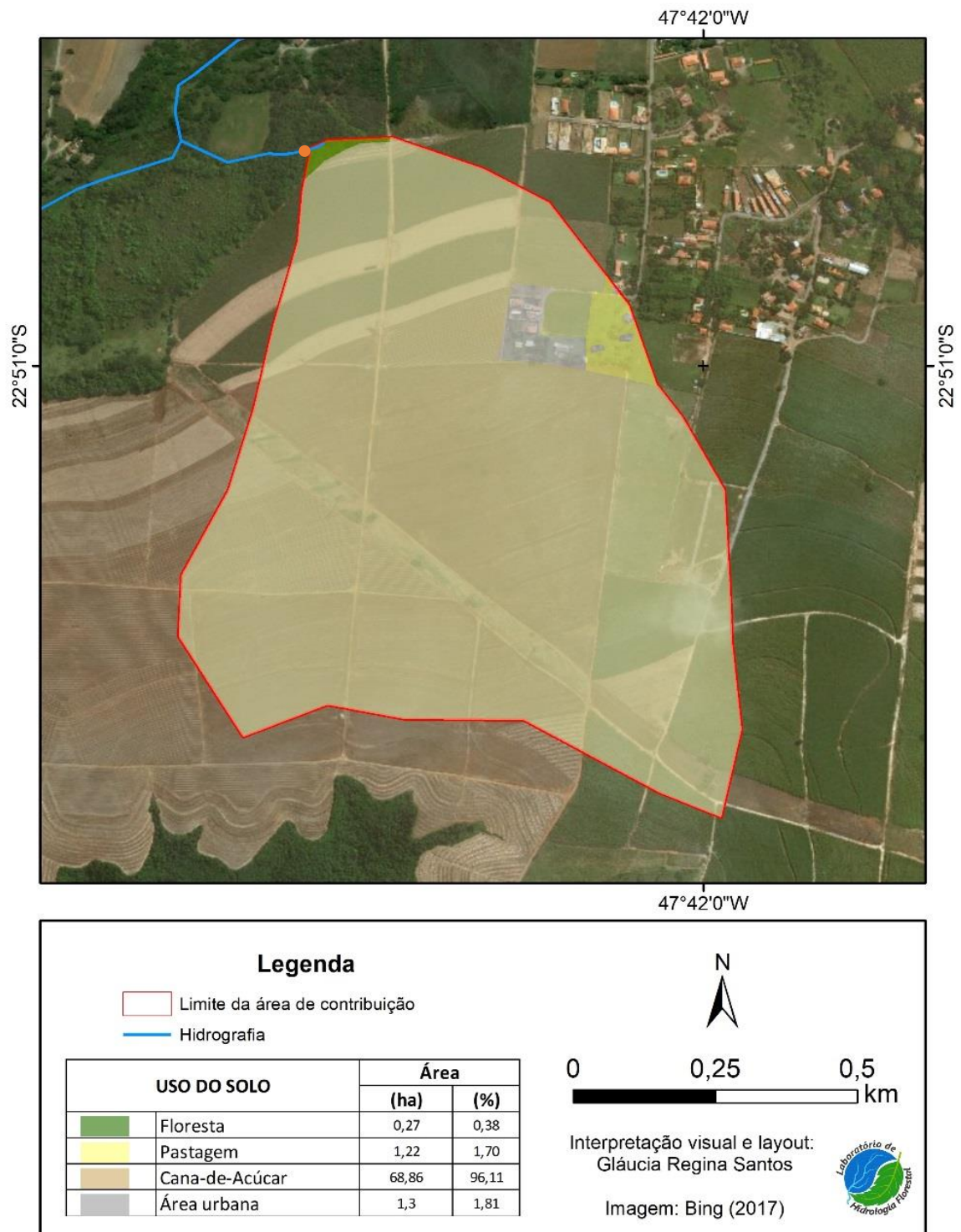


Figura 14 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F4

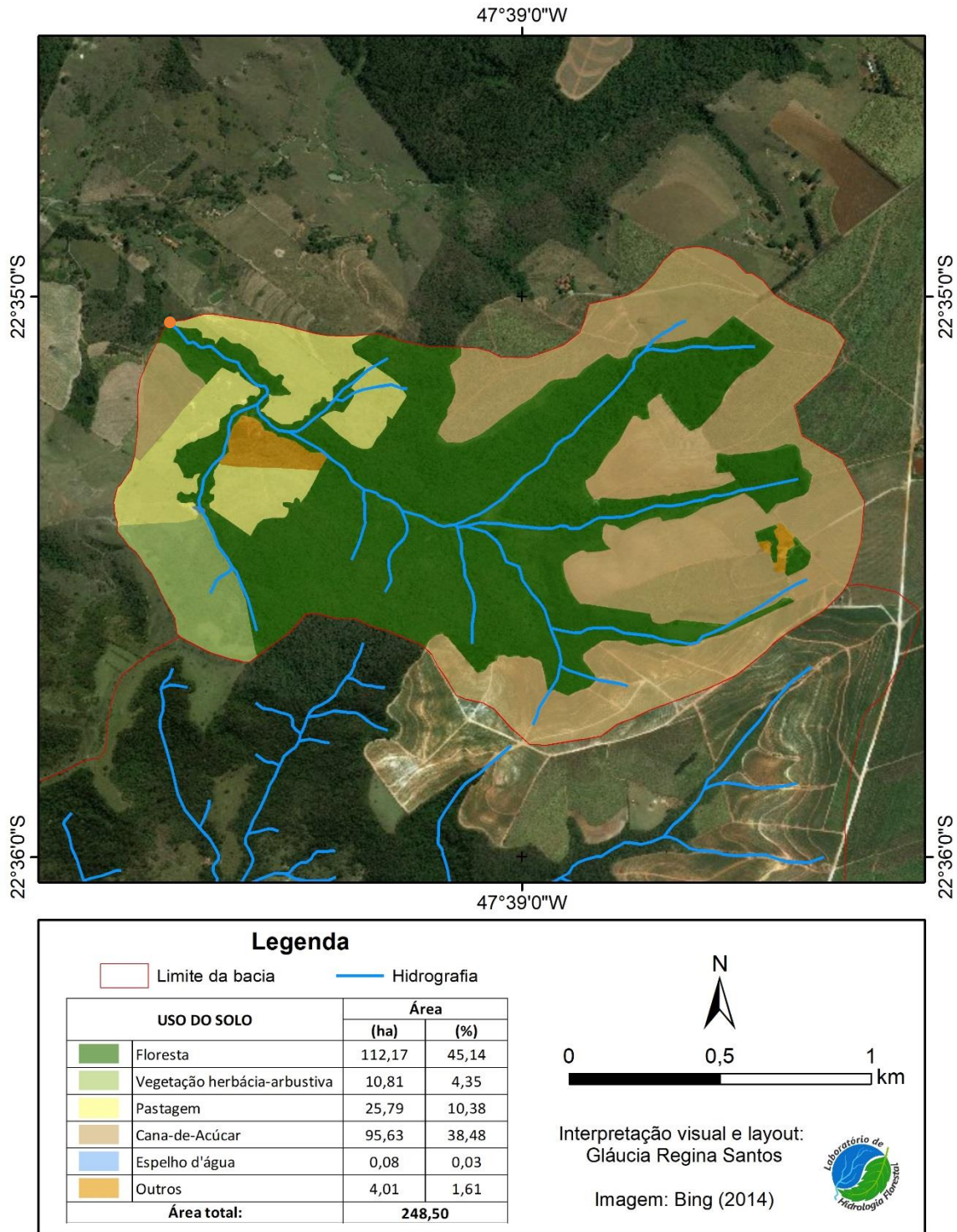


Figura 15 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F5

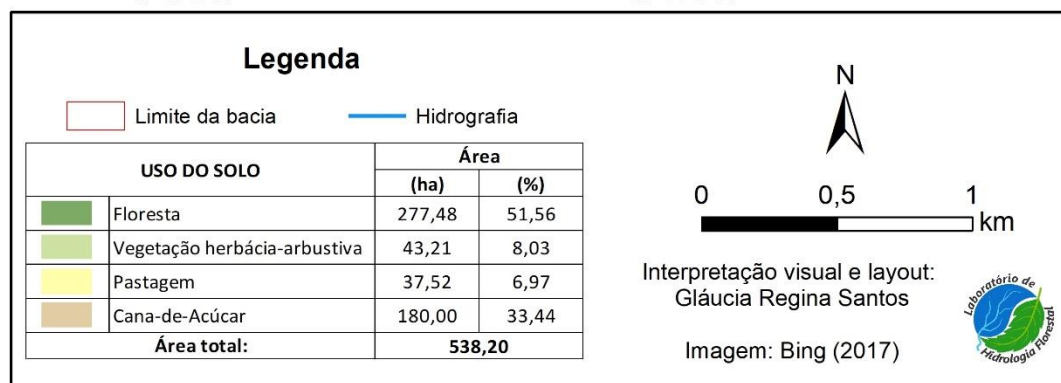
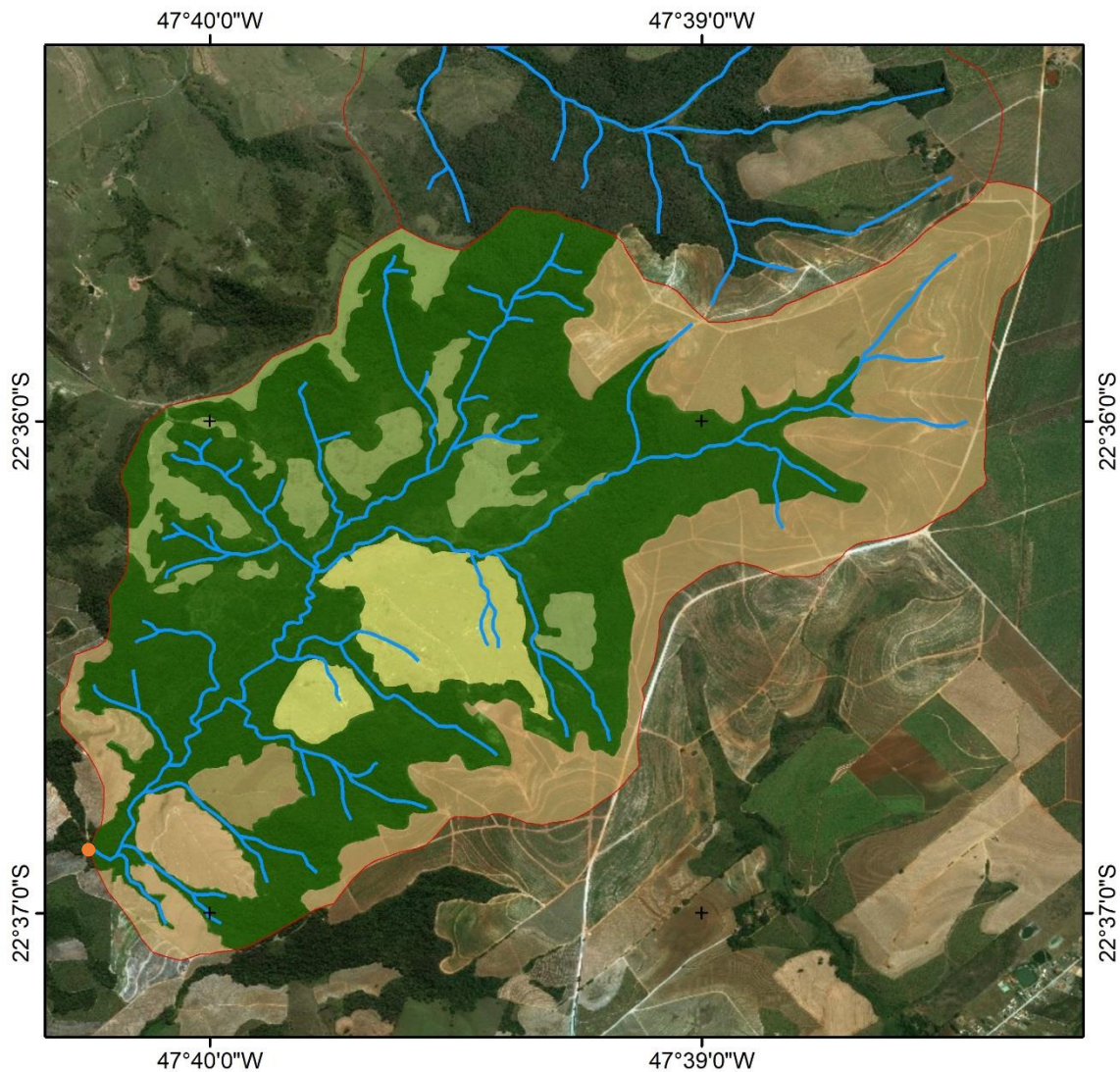
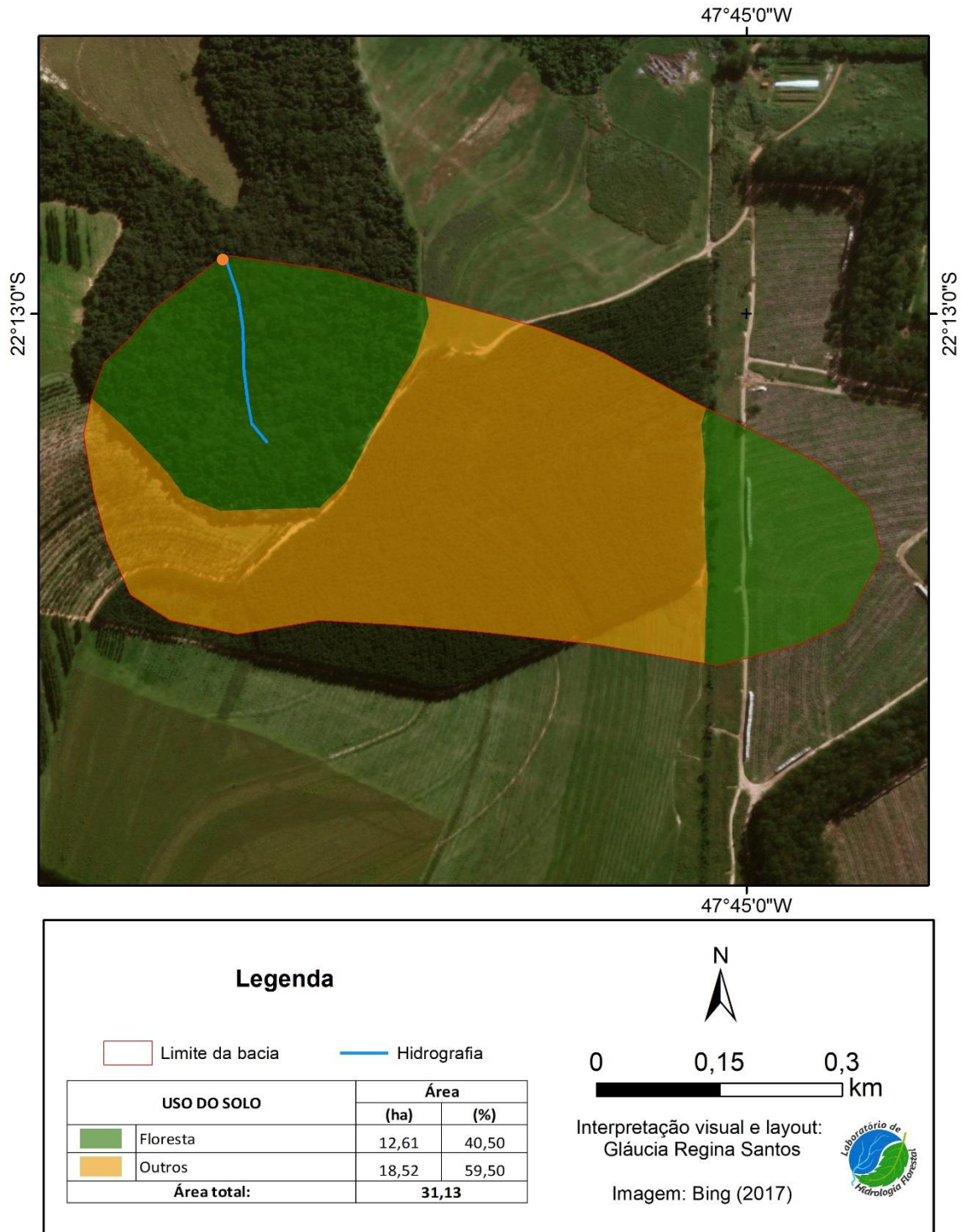


Figura 16 – Mapa do uso e cobertura do solo e ponto amostrado (círculo laranja) da microbacia do riacho restaurado F6



3.3 Caracterização dos riachos estudados

Para caracterização física dos riachos estudados foram mensuradas as larguras e profundidades dos corpos d'água, bem como as velocidades da água e vazões (Tabela 3). Tais mensurações foram adaptadas seguindo o proposto pelo método do flutuador (PALHARES et al., 2007). O riacho foi dividido em duas seções, distantes 1 metro entre si. Em cada seção foram mensuradas uma largura (m) e três profundidades (m), adquirindo assim a área média de cada seção. A soma das áreas de cada seção divididas por 2 indica a área média do trecho de um metro do riacho. A velocidade da água ($m\ s^{-1}$) foi calculada entre as seções, sendo cronometrado o tempo em que o material flutuador demorou pra percorrer 1 metro. Por fim, a vazão ($m^3\ s^{-1}$) foi calculada através da fórmula (1):

$$Vazão = A \times C/t \quad (1)$$

Onde: A é a média da área do riacho (distância entre as margens multiplicada pela profundidade média do trecho); C é comprimento da área de medição (1 metro); e t é o tempo, em segundos, que o flutuador leva para deslocar-se no comprimento C .

Foram ainda mensurados durante as coletas nos riachos os parâmetros abióticos da água: temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e condutividade elétrica. Para tais mensurações, foram utilizados os aparelhos: Thermo Orion (oxímetro – $mg\ L^{-1}$), JENWAY 370 ph meter (pHmetro) e Thermo Orion model 115 (condutivímetro - $\mu S\ cm^{-1}$). A temperatura, expressa em $^{\circ}C$, foi mensurada através da média dos aparelhos oxímetro, pHmetro e condutivímetro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a turbidez foram mensuradas em laboratório. As amostras de água para turbidez foram coletadas, diretamente no riacho, em frascos pré-lavados (60 mL), que seguiram ao laboratório acondicionados em térmicas. A turbidez, expressa em NTU, foi mensurada no Laboratório de Ecologia Aplicada (CENA/USP) através do turbidímetro HACH, modelo 2100P. Para a DBO, em cada riachos, amostras de água previamente passadas em peneiras de $63\ \mu m$ foram alocadas em seis frascos de vidro de 60 mL próprios para tal análise. Dessas seis amostras, três foram conservadas com cloreto de mercúrio ($HgCl_2$) e as demais não receberam conservantes. Os frascos foram acondicionados em caixa própria abrigada de luz. Em laboratório, após até 120 horas (5 dias), foram mensurados os oxigênios dissolvidos (oxímetro - YSI 58 Oxigen Meter). Assim, o cálculo da DBO foi realizado através da fórmula (2):

$$DBO = (FI - FC) * (120/T_{med}) \quad (2)$$

Onde: FI é a média de OD na amostra não adicionada de $HgCl_2$; FC é a média de OD na amostra conservada com $HgCl_2$; e T_{med} é o tempo, em horas, decorrido desde a coleta das amostras.

Além disso, foram realizadas observações acerca dos principais tipos de substratos e materiais presentes em cada trecho amostrado (Tabela 4, Figuras 17 e 18).

Tabela 3 – Profundidade, largura e velocidade médias da água e vazão nos riachos estudados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

Riachos	Profundidade (m)	Largura (m)	Velocidade ($m\ s^{-1}$)	Vazão ($m^3\ s^{-1}$)
C1	0,23	1,30	0,17	0,05
C2	0,05	0,75	0,26	0,01
C3	0,07	1,20	0,38	0,03
C4	0,10	1,00	0,29	0,03
P1	0,21	3,41	0,33	0,23
P2	0,21	2,27	0,50	0,24
P3	0,08	0,30	0,21	0,01
F1	0,23	1,60	0,40	0,15
F2	0,05	0,70	-	-
F3	0,20	0,70	0,12	0,02
F4	0,09	1,00	0,30	0,03
F5	0,06	1,40	0,25	0,02
F6	0,10	1,17	0,35	0,04

Tabela 4 – Composição principal dos tipos de substratos e outros materiais presentes no leito dos riachos amostrados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

Riachos	Características do substrato	Outros materiais presentes
C1	Argiloso	
C2	Cascalho e areia	Algas
C3	Cascalho e areia	
C4	Cascalho e argila	Algas
P1	Areia fina	
P2	Areia fina	Gramíneas
P3	Areia fina	Algas e macrófitas
F1	Areia grossa e fina	Bancos de folhas
F2	Matacão e areia	Bancos de folhas
F3	Areia fina	Matéria orgânica decomposta, folhas, galhos e raízes
F4	Areia fina e cascalho	Bancos de folhas
F5	Areia fina e cascalho	Bancos de folhas
F6	Areia fina e argila	Bancos de folhas

Figura 17 – Registro fotográfico dos riachos estudados em áreas agrícolas: (C1) Cana C1, (C2) Cana C2, (C3) Cana C3, (C4) Cana C4, (P1) Pasto P1, (P2) Pasto P2, (P3) Pasto P3



Figura 18 – Registro fotográfico dos riachos estudados em áreas restauradas: (F1) Restauração recente F1, (F2) Restauração recente F2, (F3) Restauração recente F3, (F4) Restauração antiga F4, (F5) Restauração antiga F5, (F6) Restauração antiga F6



3.4 Coleta dos macroinvertebrados

Para executar a amostragem nas áreas de estudo, foi adquirida a licença “Autorização para atividades com finalidade científica” para a coleta de macroinvertebrados, através do SisBio (nº. 59315-1; Anexo A). As amostragens de macroinvertebrados foram feitas em triplicata utilizando-se o amostrador do tipo “Surber” (área 30 x 30 cm e malha de abertura de 250 µm), ao longo de um trecho de 100 m no riacho, buscando amostrar a totalidade de microhabitats em cada trecho. As amostras foram acondicionadas separadamente em sacos plásticos, transportadas em caixas térmicas e congeladas. Estas, em laboratório, foram sucessivamente descongeladas, lavadas sobre peneiras de 2 mm, 1 mm e 0,212 mm.

Os macroinvertebrados foram separados dos sedimentos, com auxílio de um microscópio estereoscópio, e identificados em nível de família, gênero ou morfotipos (morfoespécie). Após a identificação e separação em morfotipos, parte dos macroinvertebrados seguiram para os procedimentos necessários para as análises isotópicas e os demais foram preservados em álcool 70%.

3.5 Índices ecológicos

Os macroinvertebrados aquáticos, devidamente identificados, foram quantificados e, para avaliar a estrutura das assembleias de macroinvertebrados bentônicos nos riachos, foram calculados alguns índices ecológicos (Tabela 5), sendo comparados entre as diferentes áreas. Além disso, os macroinvertebrados foram classificados em grupos tróficos funcionais (GTF): coletores (catadores e filtradores), fragmentadores, predadores e raspadores seguindo Merritt, Cummins e Berg (2008) e Domínguez e Fernández (2009).

Tabela 5 – Lista de métricas estimadas para avaliar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados

	Métricas	Abrev.
<i>Riqueza e composição</i>	Abundância total	AbT
	Riqueza total	RiqT
	Riqueza de Ephemeroptera	RiqE
	Porcentagem de Ephemeroptera	%E
	Riqueza de Plecoptera	RiqP
	Porcentagem de Plecoptera	%P
	Riqueza de Trichoptera	RiqTr
	Porcentagem de Trichoptera	%Tr
	Riqueza de Ephemeroptera- Plecoptera- Trichoptera	RiqEPT
	Porcentagem de Ephemeroptera- Plecoptera- Trichoptera	%EPT
	Riqueza de Odonata	RiqO
	Porcentagem de Odonata	%O
	Riqueza de Coleoptera	RiqC
	Porcentagem de Coleoptera	%C
	Porcentagem de Chironomidae	%Chi
	Porcentagem de Hirudinea	%H
	Porcentagem de Oligochaeta	%Ol
<i>Trófica</i>	Porcentagem de Coletores	%Col
	Porcentagem de Raspadores	%Rasp
	Porcentagem de Fragmentadores	%Frag
	Porcentagem de Predadores	%Pr
<i>Diversidade</i>	Abundância / Riqueza	Ab/Riq
	Índice de Simpson	D
	Índice de Shannon	H'
	Índice de Margalef	I
	Índice de Pielou	e

O índice de diversidade de Simpson (D) varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é a diversidade. Este mede a probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso, pertencerem à mesma espécie. O índice será expresso pela fórmula (3):

$$D = 1 - \sum p_i^2 \quad (3)$$

No índice de Shannon (H'), quanto maior o seu valor, maior a diversidade. Segundo Magurran (1988), este índice considera peso igual entre as espécies raras e abundantes. Este tem como equação (4):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (4)$$

Onde: i é o morfotipo analisado; e p_i é o número de indivíduos do morfotipo “ i ” dividido pelo número total de indivíduos.

O índice de diversidade de Margalef (I) considera que todas as espécies estão uniformemente distribuídas. O índice pode ser expresso por (5):

$$I = \frac{(n - 1)}{\ln N} \quad (5)$$

Onde: n é número de morfotipos analisados; N é o número total de indivíduos encontrados.

O índice de equitatividade de Pielou (e) varia entre 0 e 1 e é derivado do índice de diversidade de Shannon. Este permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. O índice pode ser expresso por (6):

$$e = \frac{H'}{\ln n} \quad (6)$$

Onde: n é número de morfotipos analisados; H' é o valor do índice de Shannon.

3.6 Coleta das fontes naturais de carbono e nitrogênio

Em cada riacho foram coletadas as fontes naturais de carbono e nitrogênio presentes para traçar as fontes alimentares potenciais para os macroinvertebrados, sendo elas: matéria orgânica particulada grossa, algas, macrófitas, perifíton, folhiços (banco de folhas no leito dos riachos) e plantas C₃ e C₄ do entorno.

Para a coleta de matéria orgânica particulada grossa (MPSG), amostras de água de cada riacho foram peneiradas, em campo, em peneira de malha de 0,063 mm, o material retido foi colocado em frascos de vidro e, posteriormente, realocado em placas de petri para secagem em estufa. As amostras de perifíton foram removidas de seu substrato através, primeiramente, da lavagem e remoção da matéria particulada fina e, em seguida, escovado. Foram retiradas as partículas maiores e possíveis invertebrados e a solução resultante foi alocada em placas de petri para secagem em estufa. As algas filamentosas e macrófitas foram coletadas manualmente, colocadas em sacos plásticos e, posteriormente, realocadas em placas de petri para secagem em estufa. As plantas C₃ e C₄ do entorno foram coletadas nos trechos de amostragem, sendo retiradas as folhas da vegetação ripária. Os folhiços (banco de folhas do leito dos riachos) foram coletados manualmente e colocados em sacos plásticos. Cada espécie coletada foi analisada individualmente para obtenção de sua assinatura isotópica.

3.7 Análises isotópicas

As amostras vegetais e de macroinvertebrados, devidamente identificadas, foram submetidas à secagem em estufa de ventilação forçada a 60°C, durante 48h. Após esse período as amostras foram maceradas para a obtenção de um pó fino e homogêneo. Então, foram colocadas em capsulas de estanhos para seguirem às análises. As composições isotópicas dos macroinvertebrados foram mensuradas a partir de sub-amostras com peso variando de 0,8 a 1,2 mg, enquanto que do material vegetal o peso das amostras variou de 2,0 a 3,0 mg. Algumas amostras que não obtiveram o peso mínimo foram analisadas através de um ajuste mais aferido do aparelho para menores massas.

As análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), através da combustão das amostras sob fluxo contínuo de hélio, em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN – 1110) acoplado ao espectrômetro de massa Thermo Finnigan Delta Plus. Os gases CO₂ e N₂, resultantes da combustão das amostras, são analisados em duplicatas, com erro analítico de 0,15‰ e 0,1‰, respectivamente.

Os resultados são expressos pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), dos padrões internacionais de referência, calculados por meio da fórmula (7):

$$\delta^{13}C \text{ ou } \delta^{15}N = \left[\frac{(R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o})}{R_{padr\tilde{a}o}} \right] * 1000 \quad (7)$$

Onde: $R = {}^{13}C: {}^{12}C$ ou ${}^{15}N: {}^{14}N$

A partir destes resultados isotópicos, primeiramente, foi calculada a contribuição das plantas C_3 e C_4 para o MSPG através de um modelo de diluição simples (MARTINELLI et al., 2009), conforme a equação (8):

$$\%C_4 = \left[\frac{(\delta^{13}C_{amostra} - \delta^{13}C_{C_3})}{(\delta^{13}C_{C_4} - \delta^{13}C_{C_3})} \right] * 100 \quad (8)$$

Onde: $\%C_4$ é a média de contribuição, em porcentagem, das plantas C_4 para o material amostrado; $\delta^{13}C_{amostra}$ é o valor médio do $\delta^{13}C$ da amostra, no caso, do MSPG em cada riacho; $\delta^{13}C_{C_3}$ é o valor médio de $\delta^{13}C$ das plantas C_3 no riacho; e $\delta^{13}C_{C_4}$ é o valor médio de $\delta^{13}C$ das plantas C_4 no riacho.

A contribuição dos produtores (fonte) para os macroinvertebrados (consumidor) foi calculada por meio do ‘MixSIAR’, pacote do *software* R, o qual cria modelos de mistura Baysiana. Este pacote utiliza dados de isótopos estáveis para estimar a proporção de contribuição das fontes alimentares a um consumidor (STOCK; SEMMENS, 2013), sendo estimadas as porcentagens de cada fonte potencial na dieta dos macroinvertebrados analisados. As possíveis contribuições das fontes foram estimadas variando de 2,5% a 97,5%, neste trabalho foram utilizados os valores referentes às médias das contribuições. O valor de fracionamento de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ adotados foram extraídos de McCutchan et al. (2003) que, em seu estudo, apresentam médias de fracionamento isotópico para diversos organismos e situações, sendo $0,5 \pm 0,13$ ‰ e $2,2 \pm 0,18$ ‰, respectivamente, valores médios para organismos aquáticos.

3.8 Análises estatísticas

Os índices ecológicos e valores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foram avaliados na investigação da influência do tempo de restauração na qualidade ambiental do riacho. Dado que há três usos do solo, cana, pasto e áreas florestais que são provenientes de uma das duas áreas agrícolas, as características foram analisadas por meio de análises de regressões: (a) uma para uso de solo, onde os riachos foram separados em quatro grupos de matriz de uso do solo levando em consideração as microbacias estudadas e/ou o uso de solo anterior à restauração da área: cana, pastagem, floresta proveniente de cana (F-Cana) e floresta proveniente de outros usos do solo (F-Pasto); e (b) outra para o tempo de restauração, onde os riachos foram separados também em quatro grupos quanto ao tempo (idade) de restauração florestal das áreas de estudo, tempos “zero” em cana e em pasto, restauração recente (de 4 a 15 anos - Recente) e restauração antiga (com mais de 50 anos - Antiga). Em todas as regressões, as áreas de cana (“cana”) foram definidas como base.

As análises de regressão seguiram o modelo expresso em (9):

$$y_i = A_0 e^{\beta x} \quad (9)$$

Onde: y_i é o parâmetro ambiental (índices ecológicos e valores isotópicos); A_0 é a constante que indica o nível inicial desconhecido da área; β é o coeficiente linear a ser estimado, associado a matriz e uso do solo principal ou idade de restauração; x_i é a variável categórica que indica a matriz e uso do solo principal ou idade de restauração; ε é o erro aleatório com média zero e variância constante.

Assim, no modelo de matriz de uso do solo principal ou inicial, o modelo linearizado é representado como na equação (10):

$$\ln y_i = \ln A_0 + \beta_1 \text{Produção} + \beta_2 FC + + \beta_3 FP + \varepsilon \quad (10)$$

Onde: β_1 é o coeficiente linear a ser estimado, associado a área de produção agrícola; *Produção* é a variável categórica que indica a matriz e uso do solo das áreas agrícolas, sendo 0 indicador da presença de cana e 1 a presença de pasto; β_2 é o coeficiente linear a ser estimado às florestas que tinham canaviais como uso do solo anterior a restauração; *FC* é a variável categórica que indica a matriz de uso do solo atual como florestal e que tinham canaviais como uso do solo anterior a restauração; β_3 é o coeficiente linear a ser estimado às florestas que tinham pastos

como uso do solo anterior a restauração; *FP* é a variável categórica que indica a matriz de uso do solo atual como florestal e que tinham pastos como uso do solo anterior a restauração.

Já o modelo de matriz de uso do solo principal ou inicial, o modelo linearizado é representado como na equação (11):

$$\ln y_i = \ln A_0 + \beta_1 \textit{Produção} + \beta_2 \textit{Recente} + \beta_3 \textit{Antiga} + \varepsilon \quad (11)$$

Onde: β_1 é o coeficiente linear a ser estimado, associado a área de produção agrícola; *Produção* é a variável categórica que indica a matriz e uso do solo das áreas agrícolas, sendo 0 indicador da presença de cana e 1 a presença de pasto; β_2 é o coeficiente linear a ser estimado às florestas com restauração florestal recente (4 a 15 anos); *Recente* é a variável categórica que indica áreas com restauração florestal recente (4 a 15 anos); β_3 é o coeficiente linear a ser estimado às florestas com restauração florestal antiga (50 a 100 anos); *Antiga* é a variável categórica que indica áreas com restauração florestal antigas (50 a 100 anos).

Um terceiro modelo, que considera tanto a matriz de uso de solo e quanto o tempo de restauração (variável contínua), pode ser representado pela equação (12) e, a versão linearizada a ser estimada, pela equação (13):

$$y_i = A_0 e^{\alpha_1 \textit{Produção}_i} t_i^\beta \quad (12)$$

$$\ln y_i = \ln A_0 + \alpha_1 \textit{Produção}_i + \beta \ln t_i + \varepsilon \quad (13)$$

Onde: y_i é o parâmetro ambiental (índices ecológicos e valores isotópicos); A_0 é a constante que indica o nível inicial desconhecido da área; α_1 é o coeficiente linear, a ser estimado, associado a presença de pasto; *Produção_i* é a variável categórica que indica a ausência de pasto e presença de cana (0) ou presença de pasto (1); β é o coeficiente linear a ser estimado associado a idade de restauração; t_i é o tempo ou idade da restauração (variável contínua que, para as produções pasto e cana, o tempo é 1 e, de acordo com os anos de restauração prévios às coletas, varia de 4 a 100); ε é o erro aleatório com média zero e variância constante.

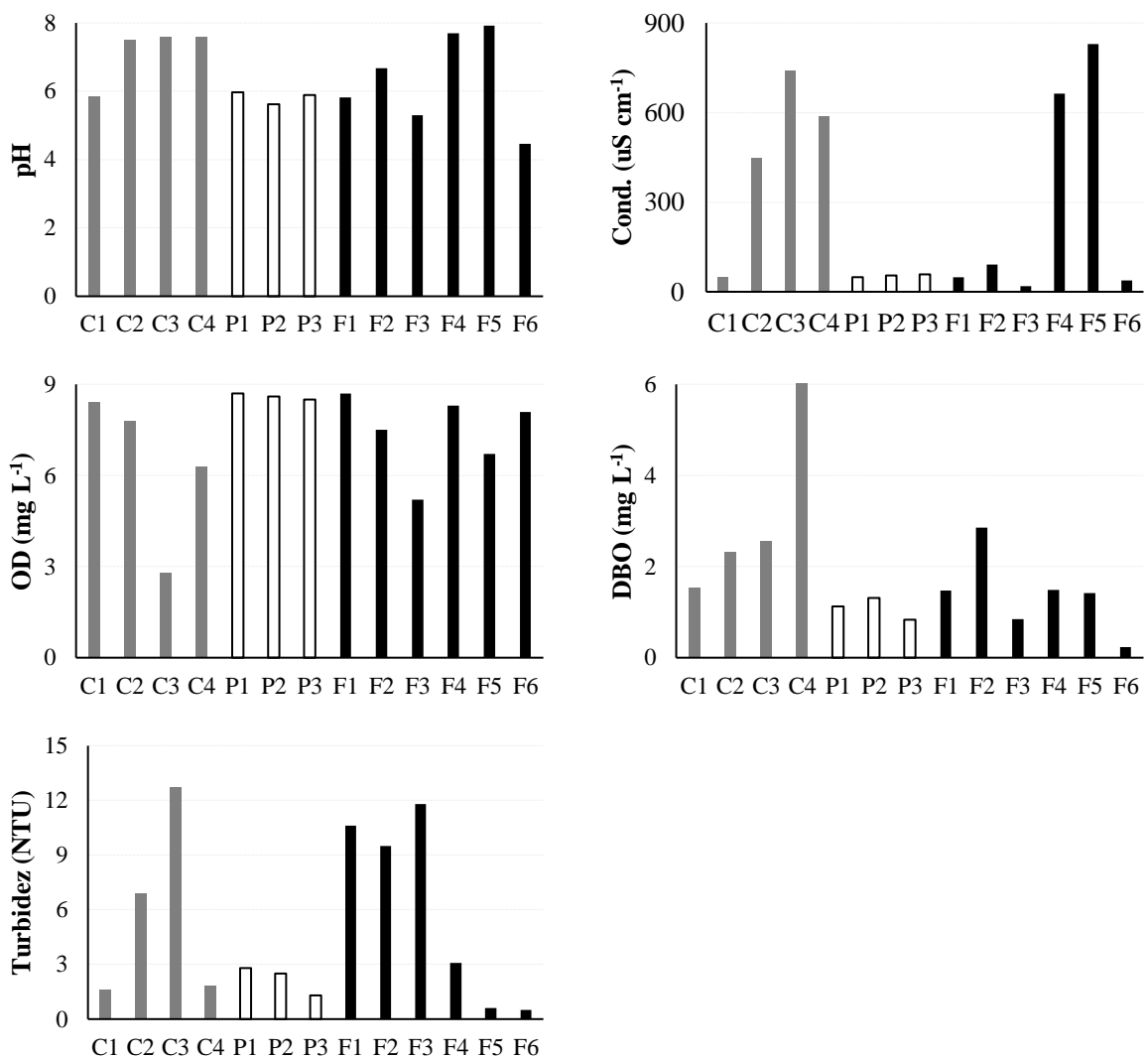
As análises estatísticas foram realizadas através do programa Statistica 12 (STATSOFT INC, 2012), considerando-se o nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

4.1 Características e parâmetros físico-químicos dos riachos

Os parâmetros físico-químicos foram heterogêneos entre os 13 riachos (Figura 19). O pH, em geral, variou entre 4,5 e 8. Podemos destacar dois grupos quanto a condutividade elétrica, parte da amostra com baixos valores, entre 20 e 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e riachos com altos valores, entre 580 e 830 $\mu\text{S cm}^{-1}$. O oxigênio dissolvido ficou, de maneira geral, acima de 6 mg L^{-1} , exceto para C3 e F3. A DBO, de maneira geral, ficou abaixo de 3, exceto para o riacho C4 que chegou a pouco mais de 6. Os valores de turbidez, na maioria dos riachos, foram inferiores a 7 NTU, sendo que o valor mais alto chegou a pouco mais de 12 NTU.

Figura 19 – Comparação, entre os riachos, dos valores dos parâmetros físico-químicos mensurados durante a coleta: pH, condutividade elétrica, OD, DBO e turbidez. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

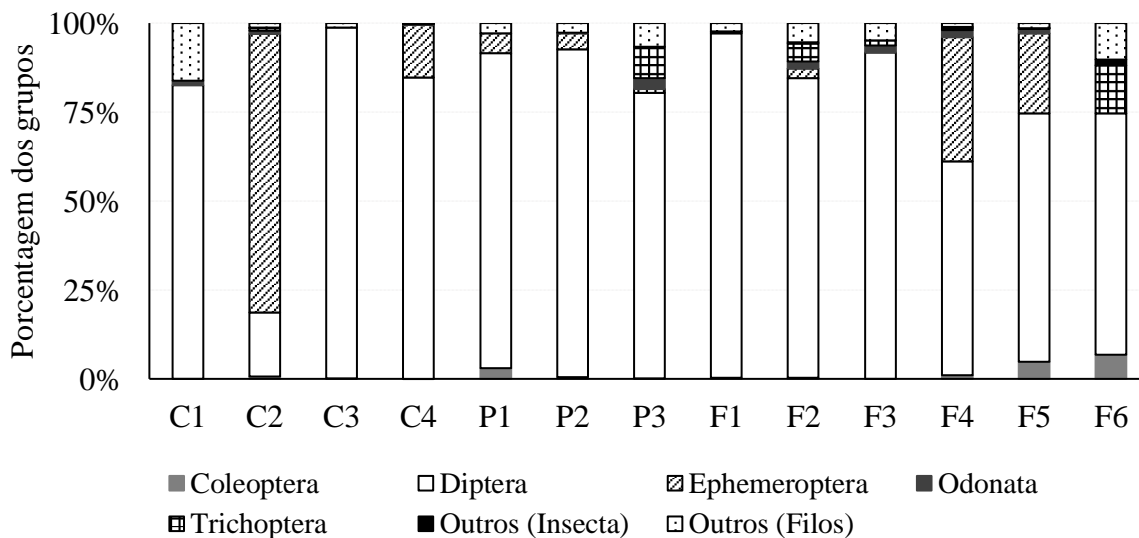


4.2 Índices ecológicos e grupos funcionais

Foram capturados e identificados 30.110 indivíduos no total, sendo 17.722 indivíduos encontrados nas áreas de cana, 3.209 indivíduos encontrados nas áreas de pastagem e 9.179 indivíduos foram encontrados nos riachos de restauração florestal. Quanto aos morfotipos (morfoespécies) encontrados, no total, houve uma riqueza de 102 sendo 43 nas áreas de cana, 31 nas áreas de pastagem e 83 nos riachos de restauração florestal. Para cada riacho, foram calculadas 26 métricas quanto a comunidade de macroinvertebrados (Tabela 6; Apêndice A, Tabelas 7 e 8).

A ordem Ephemeroptera foi encontrada em todos os usos e coberturas do solo, porém não em todos os riachos, enquanto que a ordem Trichoptera foi encontrada principalmente em florestas e Plecoptera, apenas um indivíduo, na floresta mais antiga (F6). Uma grande quantidade de Ephemeroptera foi encontrada no riacho de cana, C2, chegando a quase 80% dos indivíduos coletados na área. Ordens como Odonata e Coleoptera foram observadas em todos os usos de solo, enquanto que as subclasses Oligochaeta e Hirudinea foram observadas principalmente nos riachos de cana e pastagem (Figuras 20).

Figura 20 – Porcentagem dos grupos (ordens ou filos) de macroinvertebrados encontrados em cada riacho. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas



Os organismos encontrados foram classificados em quatro grupos tróficos funcionais (GTF): coletores, fragmentadores, raspadores e predadores. Taxa classificadas em mais de um grupo funcional foram divididas de maneira igual entre os grupos. De maneira geral, os macroinvertebrados coletores foram os mais abundantes, variando entre 40% e 50% da amostra, chegando a cerca de 70% no riacho P2. Os fragmentadores foram, de forma geral, os menos

representativos nas amostras, variando de 0% a 5%, encontrados principalmente em áreas de floresta. Os raspadores variaram entre 0% a 20% dentre os GTF, porém, no riacho C2, chegaram a 40% da amostra. Os predadores foram o segundo GTF mais abundante nas amostras, variando de 35% a 50%, porém, no riacho C2, chegaram a apenas 7% da amostra (Figura 21).

Figura 21 – Porcentagem de grupos funcionais dos macroinvertebrados encontrados em cada riacho. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores

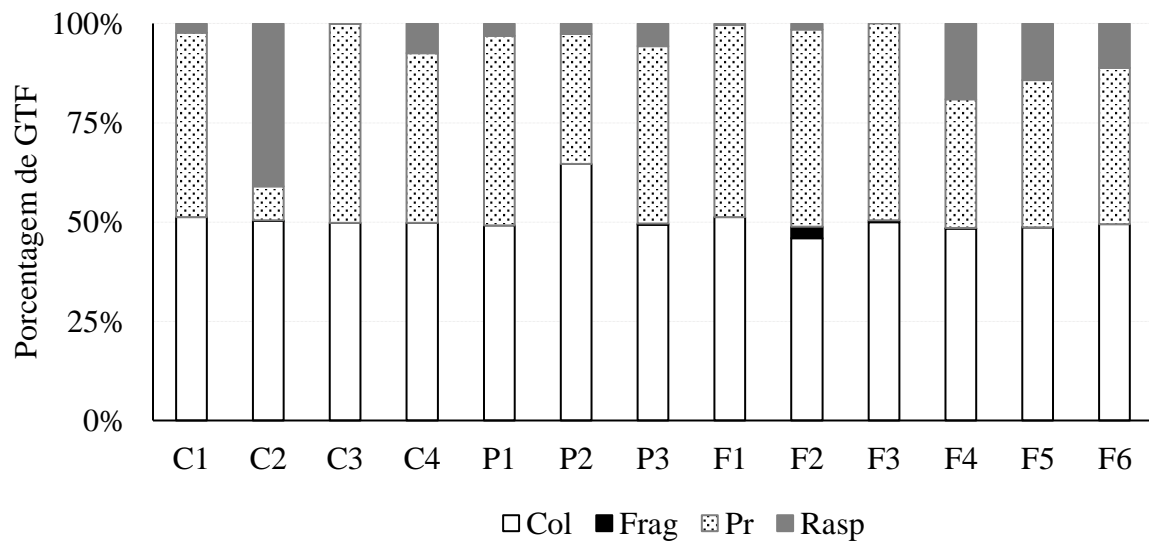


Tabela 6 – Métricas de riqueza, composição, função e diversidade calculadas de acordo com os macroinvertebrados encontrados nos riachos estudados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

MÉTRICAS		C1	C2	C3	C4	P1	P2	P3	F1	F2	F3	F4	F5	F6
<i>Riqueza e composição</i>	AbT	349	3626	5843	7904	266	1958	985	1122	1220	2981	1470	2327	59
	RiqT	7	32	7	22	6	15	26	10	40	15	31	34	8
	RiqE	0	6	0	6	1	4	2	0	4	0	4	4	0
	%E	0	78,5	0	14,7	5,6	4,4	1,1	0	2,6	0	35	22,5	0
	RiqP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	%P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,7
	RiqTr	0	5	0	4	0	0	3	1	4	3	3	2	1
	%Tr	0	0,7	0	0,2	0	0	8,8	0,3	4,9	1,4	0,5	0,1	12,8
	RiqEPT	0	11	0	10	1	4	5	1	8	3	7	6	2
	%EPT	0	79,2	0	14,9	5,6	4,4	9,9	0,3	7,5	1,4	35,5	22,6	14,5
	RiqO	1	2	0	4	0	1	6	0	8	5	6	6	0
	%O	1,1	0,7	0	0,2	0	0,2	2,9	0	2	1,9	2	1,3	0
	RiqC	0	5	1	1	1	2	1	1	2	0	2	5	1
	%C	0	0,6	0,2	0	2,8	0,4	0,1	0,3	0,2	0	0,6	4,8	6,8
	%Chi	82,8	14,2	98,6	83,3	77,5	46,9	73,8	92,1	74,2	90,4	55,2	66,9	62
	%H	0	0	0,1	0	0	0	0,9	0	0,9	0,3	0	0	0
	%OI	8,6	0,5	0,4	0	0	2,1	1,5	0	0,4	0,9	0	0	0

(continua)

Tabela 6 – Métricas de riqueza, composição, função e diversidade calculadas de acordo com os macroinvertebrados encontrados nos riachos estudados. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

(continuação)

MÉTRICAS		C1	C2	C3	C4	P1	P2	P3	F1	F2	F3	F4	F5	F6
<i>Trófica</i>	%Col	52,2	50,3	49,7	49,5	48,6	72,1	48,8	52,5	42,6	49,8	46,7	47,4	49,4
	%Rasp	4,3	39,7	0,2	7,4	2,8	2,1	5,6	0,2	1,6	0	18,4	14	3,4
	%Frag	0	0,4	0	0	0	0	0,3	0	5,2	1,0	0,5	0,1	0
	%Pr	43,5	7,2	50,1	43,1	48,6	25,8	45,3	47,3	50	49,2	34,4	38,5	47,2
<i>Diversidade</i>	Riq/Ab	0,020	0,009	0,001	0,003	0,023	0,008	0,026	0,009	0,033	0,005	0,021	0,015	0,136
	D	0,305	0,604	0,028	0,300	0,388	0,589	0,445	0,150	0,438	0,182	0,649	0,527	0,585
	H'	0,707	1,450	0,095	0,749	0,881	1,140	1,196	0,398	1,194	0,531	1,567	1,290	1,312
	I	1,025	3,782	0,692	2,340	0,895	1,847	3,482	1,282	5,488	1,750	4,114	4,257	1,720
	e	0,363	0,418	0,049	0,242	0,492	0,421	0,371	0,173	0,324	0,196	0,456	0,366	0,631

4.2.1 Matriz de uso do solo e tempo de restauração

Os índices escolhidos para a apresentação das regressões descritas na seção 3.7 foram: abundância e riqueza totais e os índices de diversidade, riqueza sobre abundância (coeficiente médio - QM), Simpson, Shannon, Margalef e Pielou. A escolha de tais índices ocorreu devido a todos terem valores diferentes de zero, sendo valores existentes em todos os riachos.

Os resultados da regressão para a matriz de uso de solo encontram-se na Tabela 9. As abundâncias totais foram menores nas áreas de pasto e florestas provenientes de pastos (FLO-P) e a riqueza foi superior nas florestas provenientes de canaviais (FLO-C). O índice riqueza sobre abundância foi inferior na cana e o índice de Margalef foi maior nas florestas provenientes de canaviais.

Tabela 9 – Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto à matriz de uso de solo nas microbacias ou uso anterior da área restaurada (variáveis qualitativas). AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou

	AbT	RiqT	Riq/Ab	D	H'	I	e
Cana							
Pasto	-1,47***	-0,25	1,22***	0,34	0,23	-0,14	0,45
Flo-C	-0,33	0,73***	1,06**	0,72	0,73*	0,90***	0,27
Flo-P	-2,07***	-0,12	1,95***	0,67	0,56	0,44	0,54
Constante	6,80***	1,92***	4,88***	-1,73***	-0,83**	-0,19	-1,41***
<i>N</i>	39	39	39	38	38	38	38
<i>R</i> ²	0,35	0,18	0,39	0,10	0,11	0,21	0,11
<i>F</i>	5,77	5,26	5,42	1,20	1,63	4,91	1,22

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.

Os resultados da regressão para a o tempo de restauração das áreas encontram-se na Tabela 10. As áreas com florestas recentes (Recentes) tiveram maiores valores do índice riqueza sobre abundância. As florestas antigas (Antigas) obtiveram maiores valores de riqueza em todos os índices ecológicos de diversidade calculados.

Tabela 10 – Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto à idade de restauração das áreas (variáveis qualitativas): sem restauração (cana e pasto), restauração recente (até 15 anos) e antiga (mais de 50 anos). AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou

	AbT	RiqT	Riq/Ab	D	H'	I	e
0 Cana							
0 Pasto	-1,47***	-0,25	1,22***	0,34	0,23	-0,14	0,45
Recente	-0,77	0,29	1,06**	0,31	0,31	0,44	0,17
Antiga	-1,64**	0,32	1,96***	1,12**	1,04***	0,95***	0,65**
Constante	6,80***	1,92***	4,88***	-1,73***	-0,83**	-0,19	-1,41***
<i>N</i>	39	39	39	38	38	38	38
<i>R</i> ²	0,22	0,07	0,39	0,18	0,19	0,22	0,15
<i>F</i>	3,27	0,82	5,98	7,56	7,56	4,91	2,82

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.

Os resultados estimados para o modelo geral, que considera tanto os efeitos de matriz de uso de solo quanto o tempo de restauração (Tabela 11), apresenta a mesma relação entre cana e pasto: maiores valores de abundância total e maiores índices de riqueza sobre abundância no pasto. O aumento no tempo de restauração florestal influencia positivamente todos os índices de diversidade e negativamente a abundância total. Assim, quanto maior o tempo de restauração, menor a abundância total de organismos nos riachos e maiores as diversidades encontradas no ambiente.

Tabela 11 – Regressão linear dos índices ecológicos abundância, riqueza e diversidades quanto ao uso do solo e o tempo de restauração da área estudada. AbT: abundância total; RiqT: riqueza total; Riq/Ab: razão entre riqueza total e: abundância total; D: diversidade de Simpson; H': diversidade de Shannon; I: índice de Margalef; e: índice de Pielou

	AbT	RiqT	Riq/Ab	D	H'	I	e
Cana							
Pasto	-1,50***	-0,31	1,20***	0,40	0,28	-0,13	0,49*
Tempo	-0,40**	0,06	0,46***	0,26**	0,24**	0,23***	0,15*
Constante	6,83***	1,98***	-4,85***	-1,79***	-0,88***	-0,20	-1,45***
N	39	39	39	38	38	38	38
R ²	0,23	0,06	0,38	0,17	0,18	0,22	0,14
F	5,08	0,92	9,16	4,30	4,97	5,99	1,92

* p < 0,10, ** p < 0,05, *** p < 0,01.

4.3 Análises isotópicas

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes alimentares em cada riacho encontram-se na Tabela 12. As plantas C₃ variaram em valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -34‰ a -28‰, enquanto que as plantas C₄ variaram entre -15‰ e -13‰. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$, em média, variaram entre 1‰ e 7,7‰ para as plantas C₃, enquanto que, para as plantas C₄, variaram entre 0,3‰ e 10,8‰. As fontes autotróficas, algas, macrófitas e perífiton, foram encontradas em apenas seis dos riachos estudados sendo. De maneira geral, estas foram um pouco mais enriquecidas em ^{13}C do que as plantas C₃ e mais empobrecidas que as C₄. O MPSG foi mais enriquecido em ^{13}C nas áreas de cana e pasto. O $\delta^{15}\text{N}$ foi variável entre as áreas, porém, podemos destacar os altos valores do riacho C₄, 16,3‰, o dobro do valor encontrado nas demais áreas.

Os macroinvertebrados, em média, variaram em seus valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre áreas, principalmente comparando-se os usos de solo canaviais, pastos e florestas (Tabela 13). Os macroinvertebrados encontrados nas florestas, em geral, têm valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais negativos e valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais semelhantes quando comparamos com os valores dos canaviais e pastos. Nos canaviais, destacam-se os valores das áreas C₃ e C₄: na primeira área temos os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$, em torno de -22‰, enquanto que, na segunda área temos altos valores de $\delta^{15}\text{N}$, em média, mais que o dobro das demais áreas. Nos pastos, podemos destacar os baixos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em P₃, chegando a ser menor do que nas florestas. Nas figuras 22 a 34 são apresentadas as dispersões das fontes e macroinvertebrados em cada um dos riachos estudados.

Quanto ao uso do solo, os macroinvertebrados encontrados tanto nas florestas provenientes de canaviais quanto nas provenientes de pasto, tiveram valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ comparando-se com os canaviais e pastos. Quanto mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$, menos a influência das plantas C_4 . Para o $\delta^{15}\text{N}$, os valores foram menores tanto no pasto quanto nas florestas provenientes de canaviais (Tabela 14). Já em relação à restauração florestal, os macroinvertebrados encontrados tanto nas florestas recentes quanto nas antigas, obtiveram valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ quando comparados com os canaviais e pastos. Para o $\delta^{15}\text{N}$, os valores foram menores tanto no pasto quanto nas florestas mais antigas (Tabela 15).

Comparando-se o uso do solo e as idades de restauração florestal, os macroinvertebrados tiveram valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ quanto maior a idade das restaurações florestais. Assim, quanto mais antiga a área restaurada, menor a influência das plantas C_4 . Para o $\delta^{15}\text{N}$, os valores foram menores no pasto e, a 10% de significância, também foram menores quanto maior a idade das restaurações florestais (Tabela 16).

Tabela 12 – Valores médios e desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das possíveis fontes alimentares para os macroinvertebrados aquáticos por riacho estudado nas bacias do PCJ. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

	C ₃		C ₄		Alga		Perifíton		MPSG	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
C1	-31,9 ± 1,5	4,2 ± 2,4	-13,3	7,8					-22,8	6,5
C2	-30,1 ± 1,8	7,7 ± 1,3	-13,8 ± 1,2	4,5 ± 1,3	-28,6 ± 0,5	5,3 ± 2,1			-24,6	6,4
C3	-30,2 ± 1,5	2,2 ± 4,9	-13,1 ± 1,1	10,8 ± 3,5	-25,6 ± 1,9	-1,3 ± 1,1	-21,4 ± 0,6	2,1 ± 0,9	-18,8 ± 5,8	1,9 ± 0,8
C4	-31,7 ± 2,6	4,4 ± 3,7	-13,1 ± 0,9	7,0 ± 2,3					-15,3	16,3
P1	-30,0 ± 1,1	3,8 ± 4,2	-12,9 ± 0,3	6,1 ± 4,3					-12,8	5,5
P2	-29,0 ± 1,5	4,1 ± 3,3	-13,2 ± 0,7	5,1 ± 0,2	-25,8 ± 6,3	7,1 ± 1,4			-21,8	4,4
P3	-28,4 ± 1,2	2,2 ± 2,8	-13,4 ± 0,6	0,3 ± 3,4	-26,8	2,4			-21,6	4,3
F1	-30,8 ± 1,6	6,0 ± 1,9	-15,1 ± 1,0	4,8 ± 0,5	-31,7	9,9			-25,8 ± 2,0	7,8 ± 0,4
F2	-30,9 ± 1,5	3,1 ± 2,2	-14,4	3,1					-27,8	5,8
F3	-31,7 ± 2,5	2,4 ± 1,8	-14,7 ± 1,0	4,0 ± 0,5					-26,8 ± 2,0	6,8 ± 0,4
F4	-31,3 ± 2,0	2,4 ± 1,8	-14,4 ± 1,7	5,9 ± 6,7					-28,9	2,5
F5	-31,3 ± 2,1	2,5 ± 1,8	-14,4 ± 1,7	5,9 ± 6,7			-27,2	7,1	-27,7 ± 0,2	4,5 ± 0,2
F6	-33,8 ± 3,2	1,0 ± 1,7	-14,6	1,6					-28,3 ± 0,2	3,5 ± 0,2

Tabela 13 – Valores médios e desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados coletados por riacho estudado nas bacias do PCJ. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

	n	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
C1	7	$-29,8 \pm 2,8$	$6,1 \pm 1,3$
C2	26	$-27,5 \pm 1,9$	$6,9 \pm 2,4$
C3	15	$-22,5 \pm 0,4$	$-0,9 \pm 1,8$
C4	21	$-31,2 \pm 2,4$	$22,7 \pm 5,4$
P1	2	$-24,7 \pm 1,0$	$6,5 \pm 4,3$
P2	16	$-24,5 \pm 4,4$	$6,2 \pm 3,1$
P3	16	$-33,9 \pm 6,2$	$3,3 \pm 2,3$
F1	10	$-30,2 \pm 2,3$	$8,6 \pm 3,0$
F2	21	$-29,1 \pm 1,5$	$9,7 \pm 1,6$
F3	16	$-28,6 \pm 1,1$	$6,7 \pm 2,4$
F4	26	$-29,4 \pm 4,3$	$7,2 \pm 3,2$
F5	14	$-29,9 \pm 2,5$	$8,5 \pm 1,8$
F6	4	$-27,9 \pm 2,6$	$6,2 \pm 5,2$

Figura 22 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C3; C4: plantas C4; MPSG: material particulado grosso em suspensão

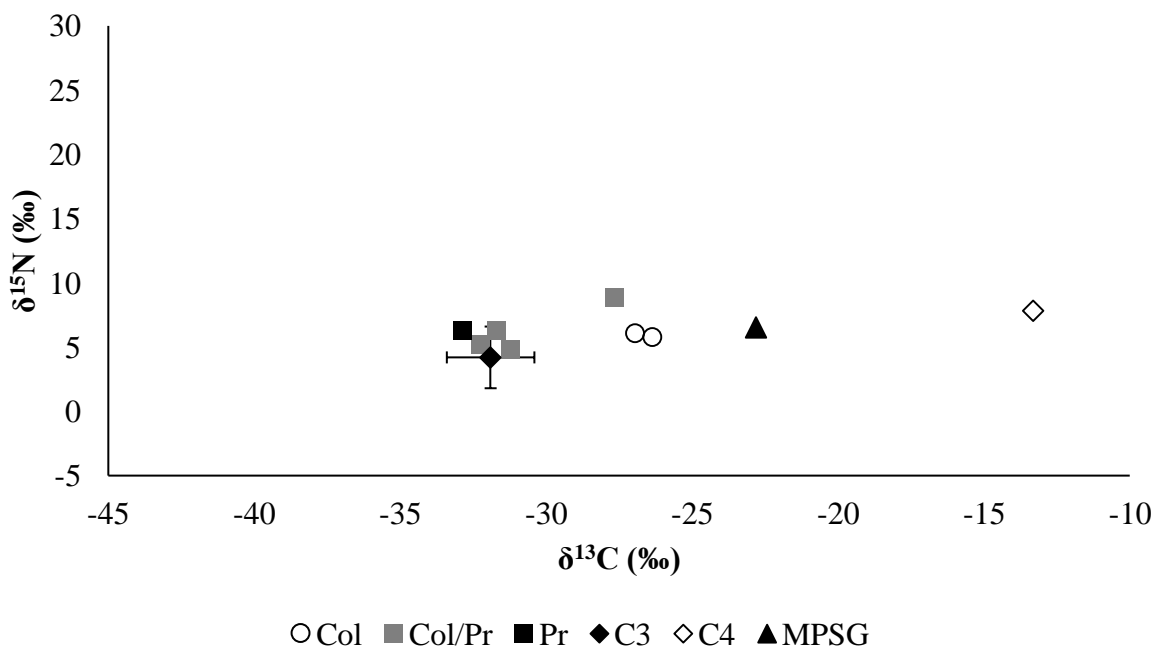


Figura 23 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)

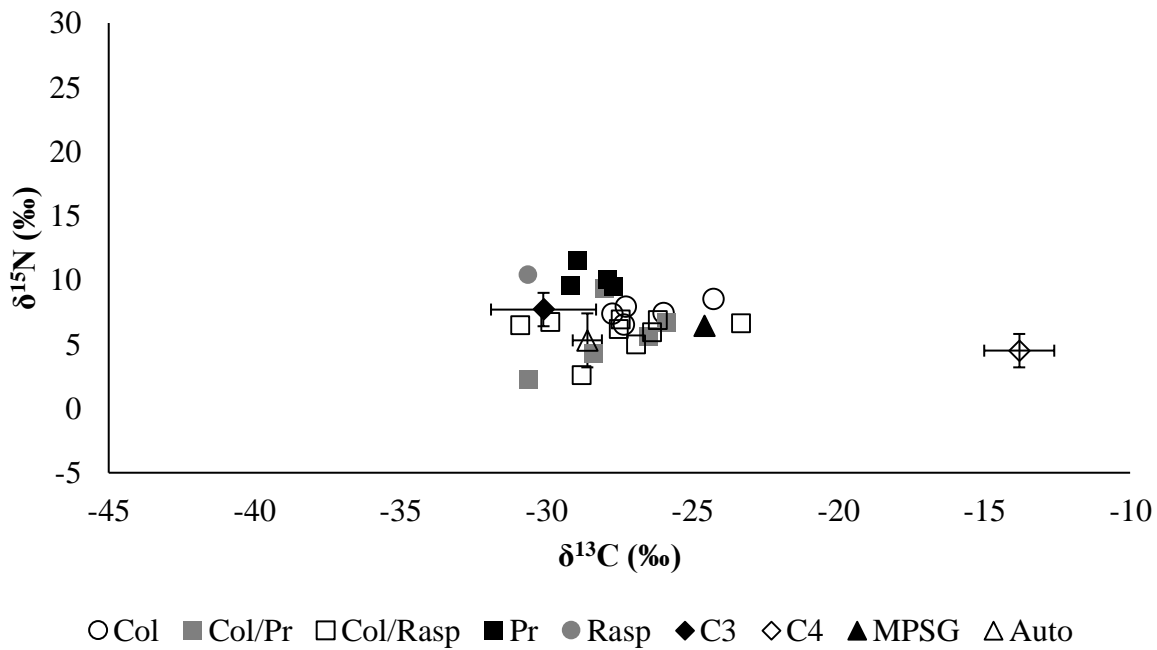


Figura 24 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)

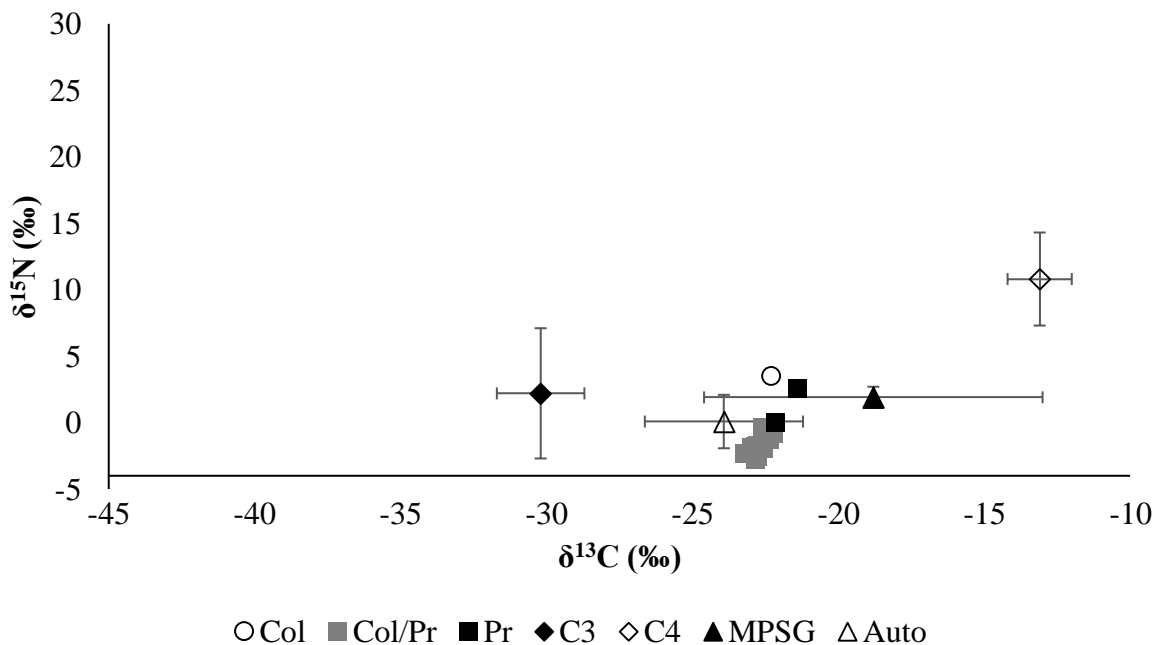


Figura 25 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho C4. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão

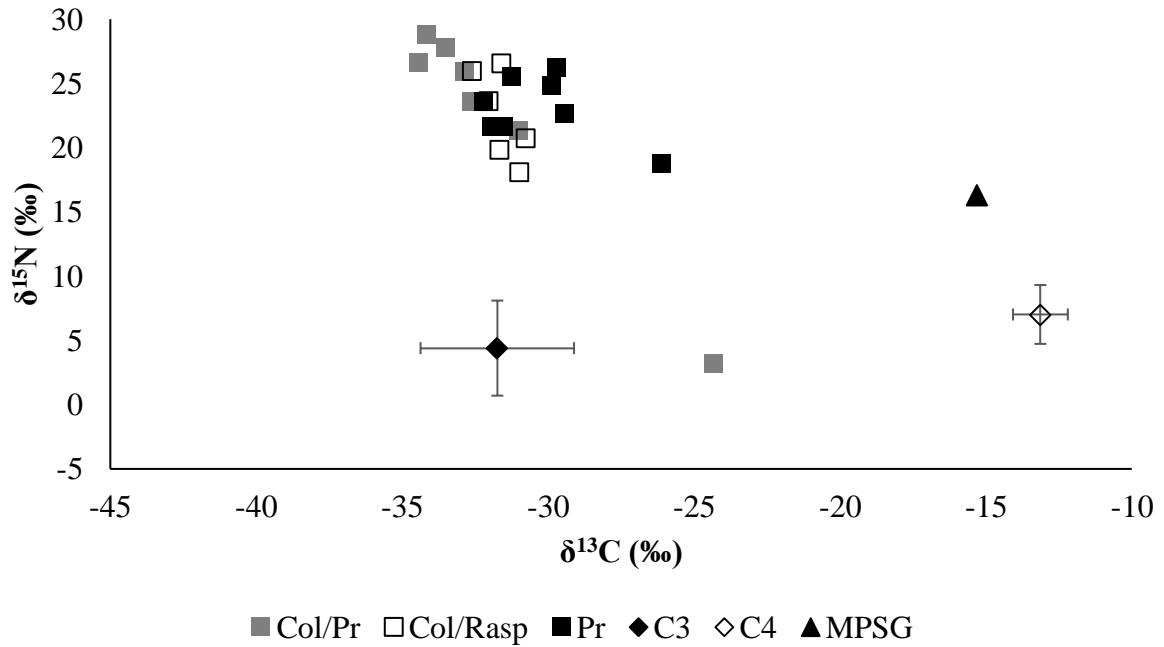


Figura 26 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão

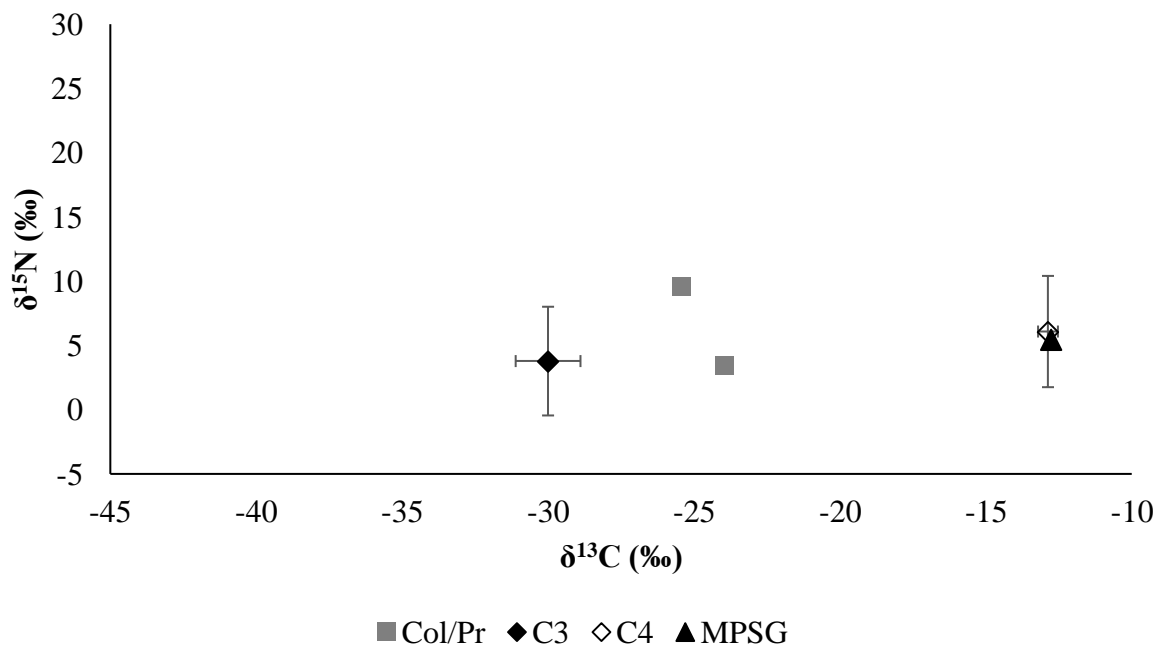


Figura 27 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)

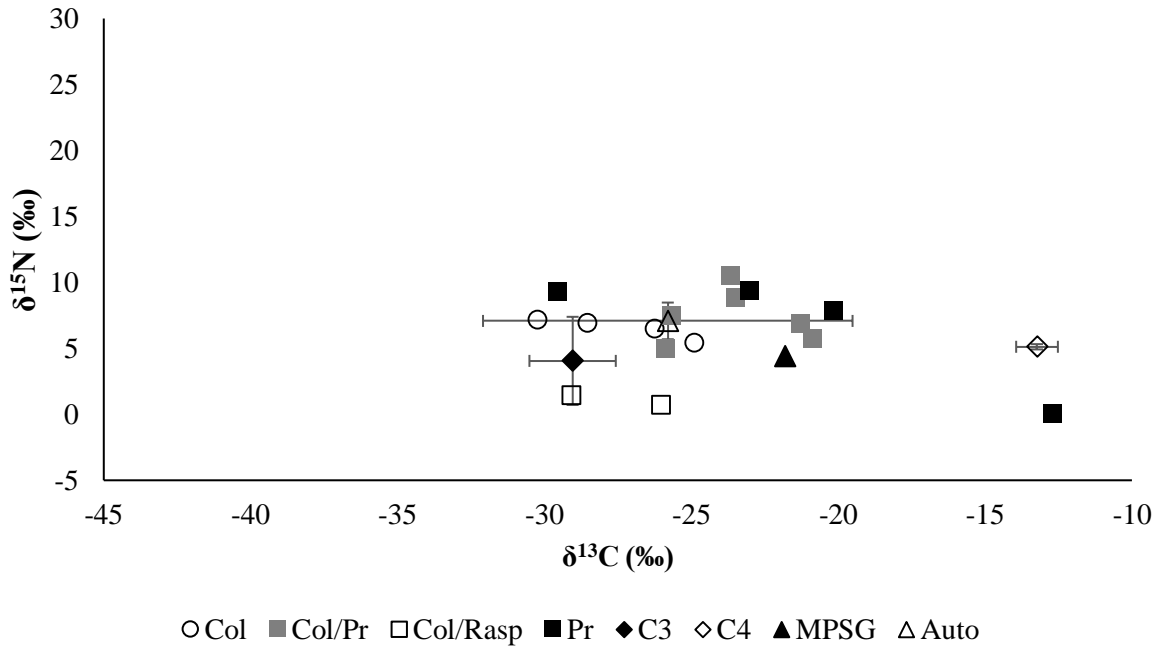


Figura 28 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho P3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifíton, macrófitas ou biofilme)

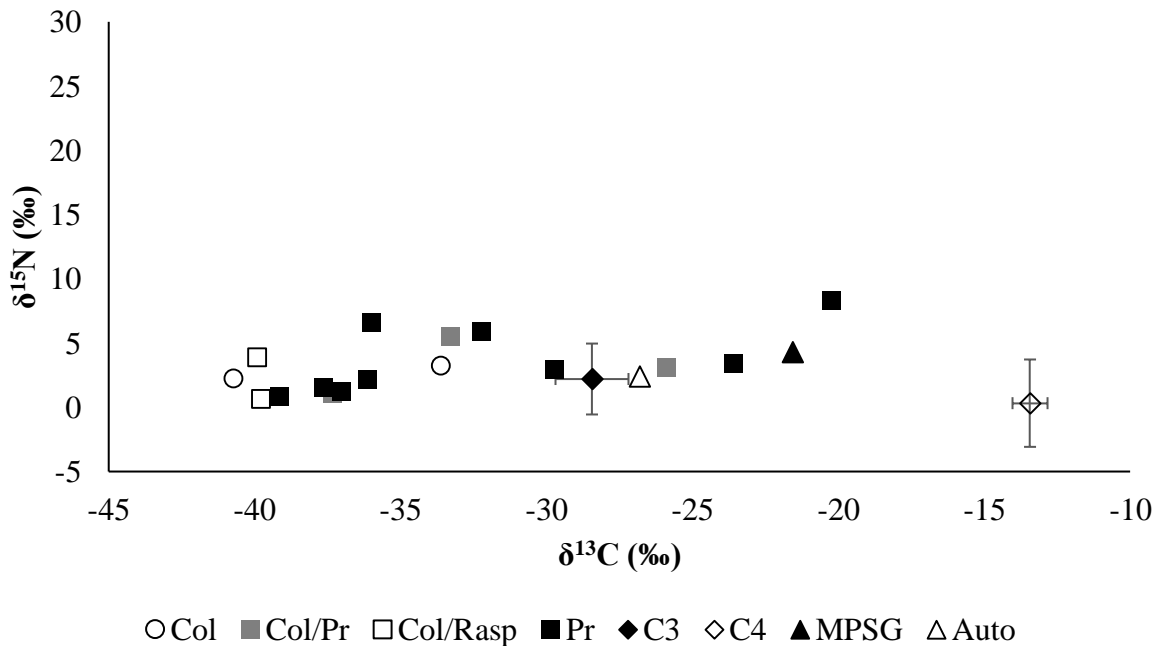


Figura 29 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F1. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perífiton, macrófitas ou biofilme)

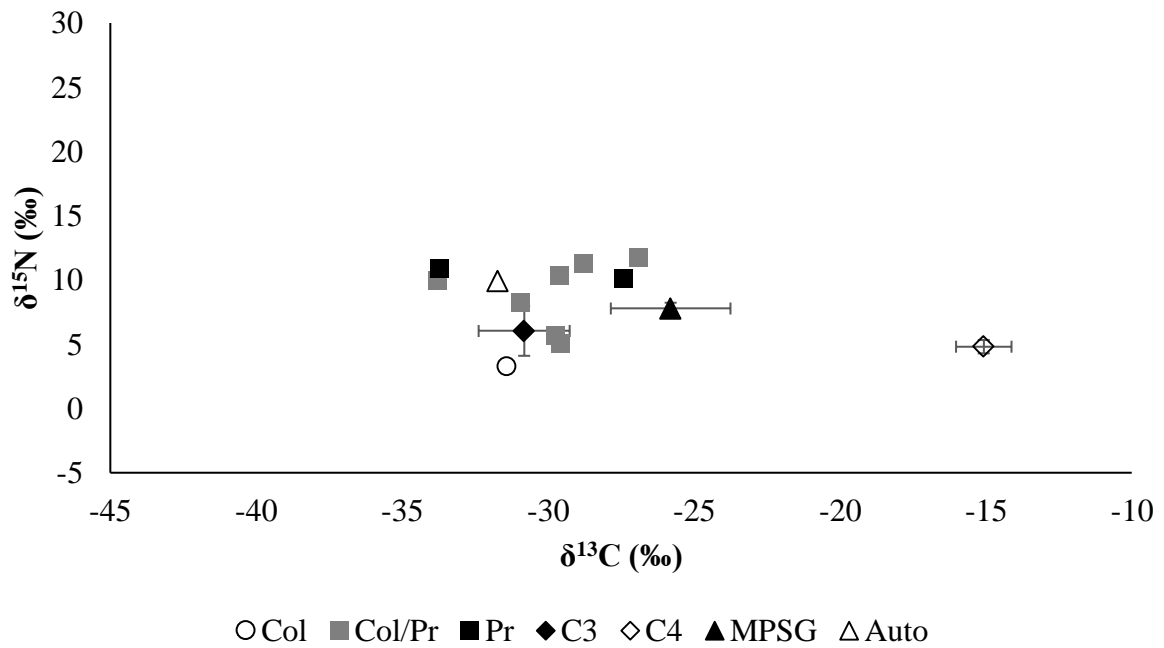


Figura 30 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F2. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão

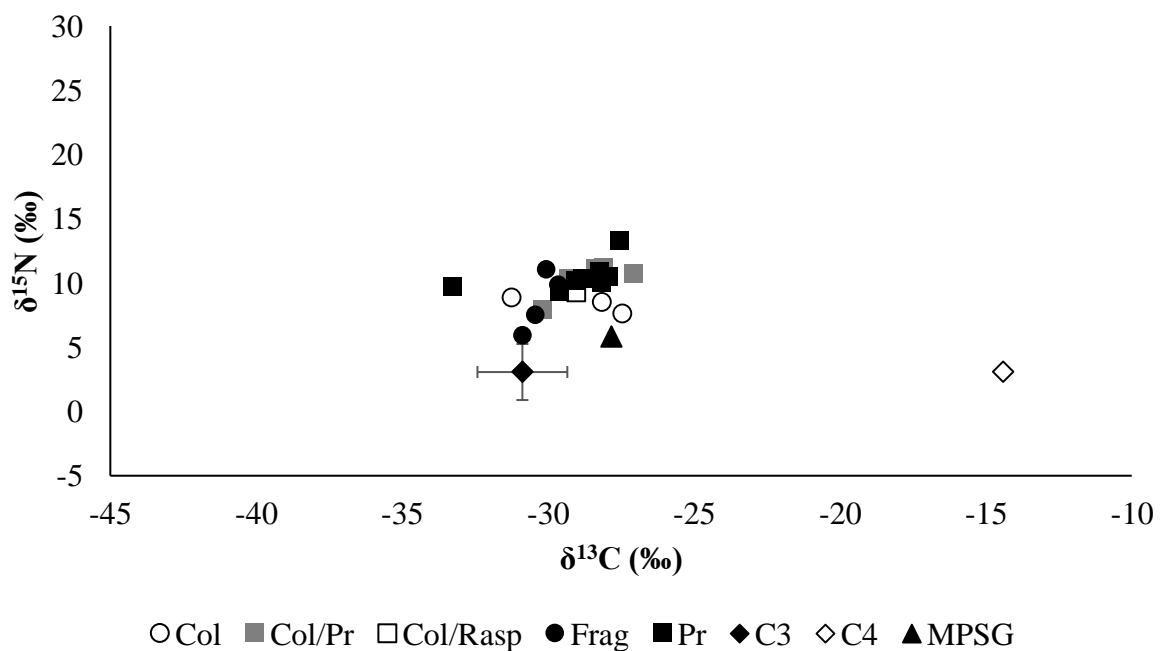


Figura 31 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F3. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MSPG: material particulado grosso em suspensão

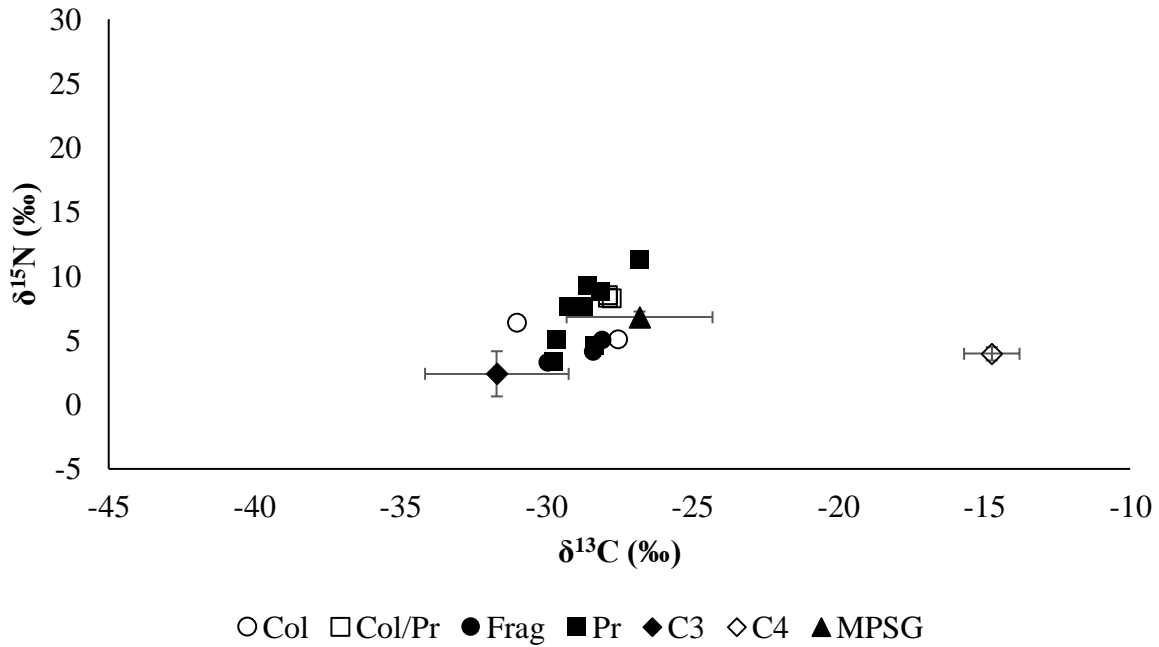


Figura 32 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F4. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MSPG: material particulado grosso em suspensão

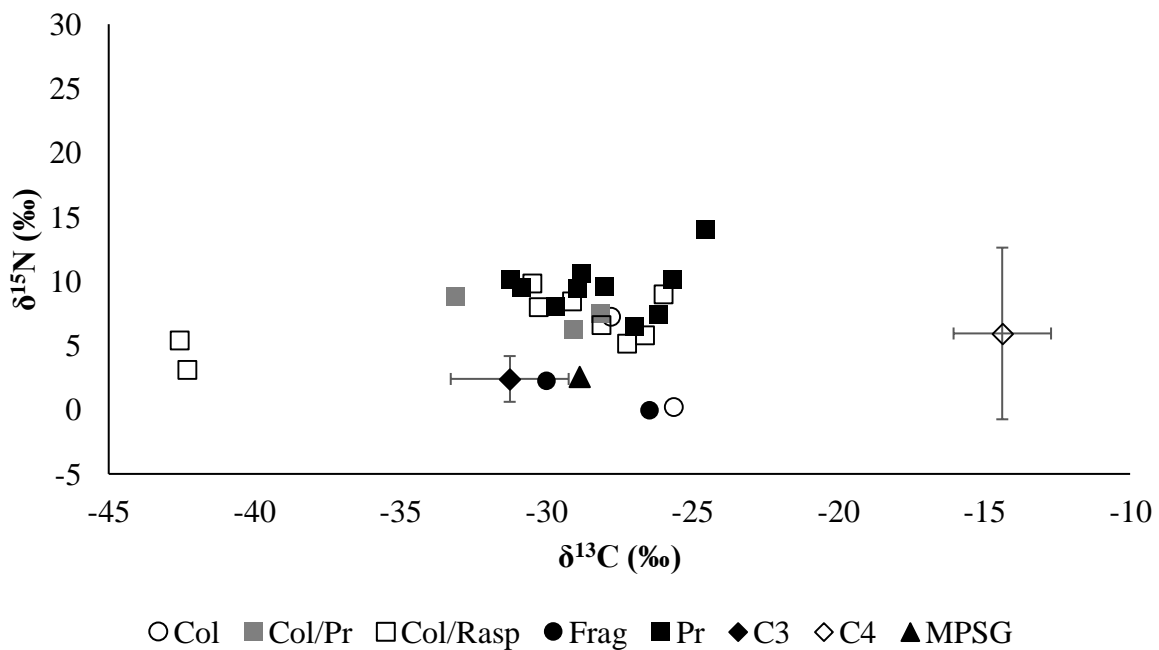


Figura 33 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F5. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão; Auto: organismos autóctones (algas, perifiton, macrófitas ou biofilme)

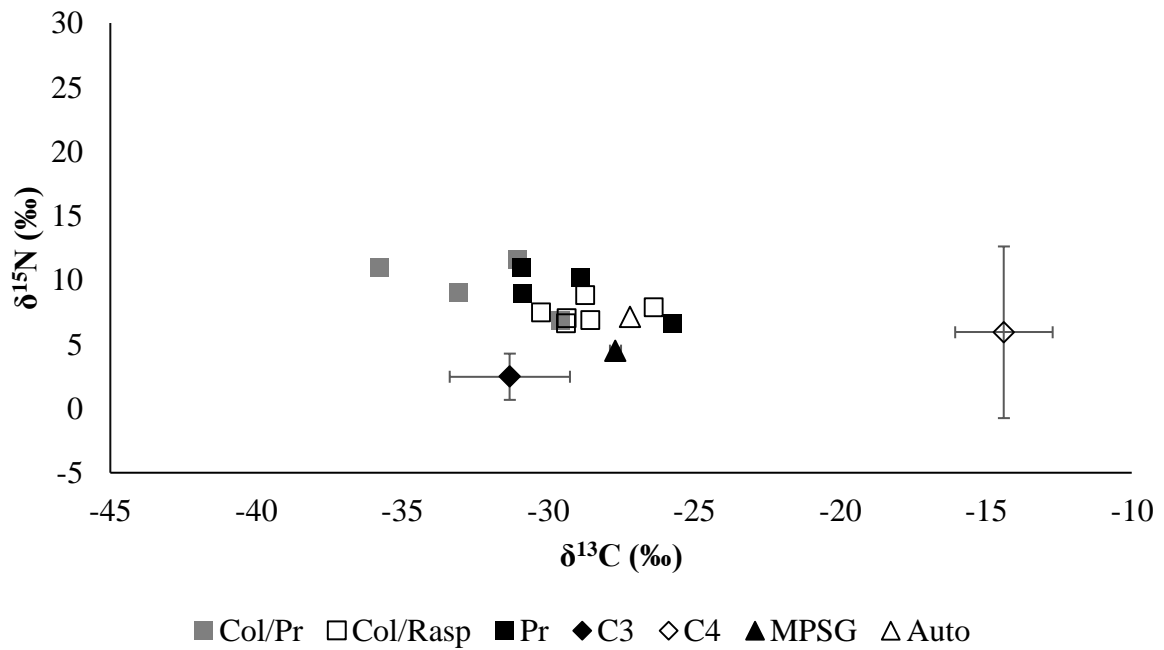


Figura 34 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados, classificados em grupos tróficos funcionais, e das fontes alimentares (médias e desvios) coletados no riacho F6. Col: coletores; Frag: fragmentadores; Pr: predadores; Rasp: raspadores. C3: plantas C₃; C4: plantas C₄; MPSG: material particulado grosso em suspensão

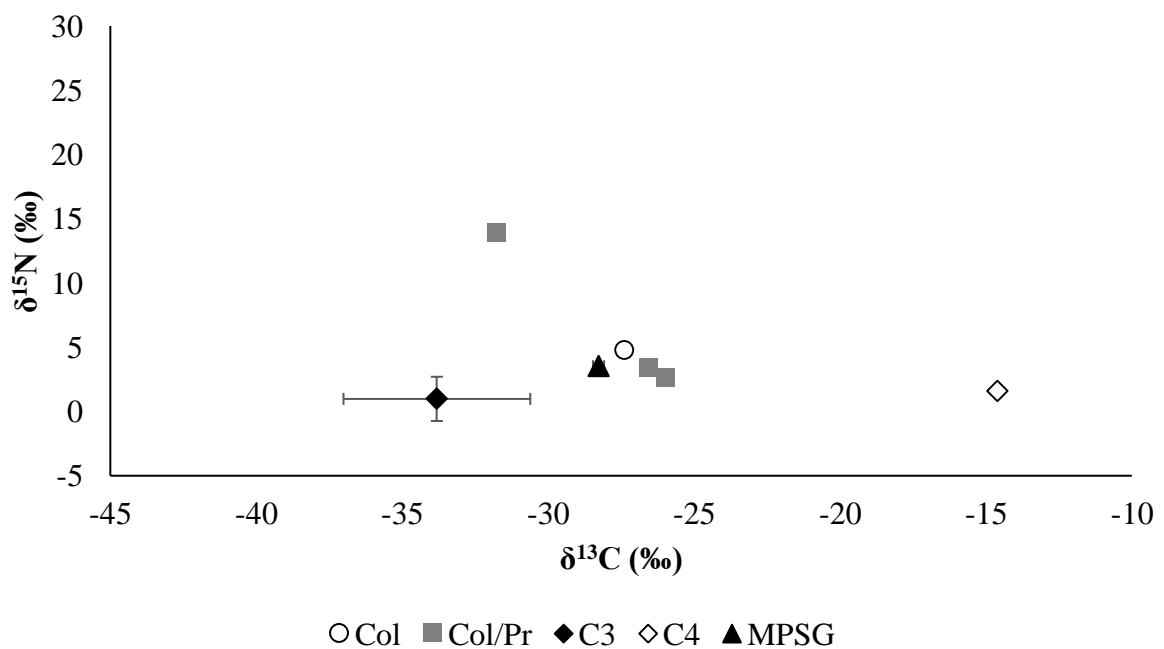


Tabela 14 – Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto à matriz de uso de solo nas microbacias ou uso anterior da área restaurada (variáveis qualitativas)

	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Cana		
Pasto	0,02	-0,90***
Flo-C	0,05**	-0,35***
Flo-P	0,06***	-0,11
Constante	3,32***	2,27***
<i>N</i>	195	180
<i>R</i> ²	0,03	0,19
F	3,25	11,03

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.Tabela 15 – Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto a idade de restauração das áreas (variáveis qualitativas): sem restauração (cana e pasto), restauração recente (até 15 anos) e antiga (mais de 50 anos)

	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
0 Cana		
0 Pasto	0,02	-4,94***
Recente	0,06***	-1,36
Antiga	0,06**	-2,35*
Constante	3,32***	9,92***
<i>N</i>	195	195
<i>R</i> ²	0,03	0,08
F	3,33	11,77

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.Tabela 16 – Regressão linear do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos macroinvertebrados quanto a produção local e o tempo de restauração da área estudada

	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Cana		
Pasto	0,008	-5,00***
Tempo	0,014**	-0,64*
Constante	3,32***	9,98***
<i>N</i>	195	195
<i>R</i> ²	0,02	0,08
F	2,91	14,36

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.

4.3.1 Contribuições das fontes

A contribuição das plantas C₃ e C₄ para o MPSG variaram entre riachos, principalmente quanto aos usos e coberturas de solo (Tabela 17). Em geral, a contribuição das plantas C₄ variou entre 34% a 88% nas áreas de cana, 45% a 100% nos pastos e 14% a 32% nas floretas. Em média, nas áreas agrícolas, o MPSG tinha a proporção de mais de 60% por plantas C₄ enquanto que, nas áreas florestais, essa média de contribuição foi de 24%.

As fontes de contribuição para a dieta dos macroinvertebrados variaram entre os riachos estudados (Tabela 18). De maneira geral, a menor contribuição foi a das plantas C₄, variando, em média, a menos de 12% do total dependendo do riacho. As plantas C₃ foram as principais componentes nas dietas dos macroinvertebrados dos riachos C1, C4, P1, P2, P3, F1, F4 e F6. Enquanto que, para F2, o principal componente foi o MPSG, e C3, C2 e F5, a dieta foi composta principalmente por material autóctone (algas, macrófita ou perifíton). No riacho F3, a dieta foi composta igualmente pelas fontes C₃ e MPSG.

Tabela 17 – Porcentagem da contribuição das plantas C₃ e C₄ para o MPSG analisado em cada um dos riachos, segundo cálculo de diluição isotópica simples. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

	% C ₃	% C ₄	% média de C ₄
C1	51	49	
C2	66	34	59,4
C3	33	67	
C4	12	88	
P1	0	100	
P2	54	46	63,6
P3	55	45	
F1	68	32	
F2	81	19	
F3	71	29	23,9
F4	86	14	
F5	79	21	
F6	71	29	

Tabela 18 – Porcentagem da contribuição das fontes para os macroinvertebrados analisados em cada um dos riachos, valores das médias (média e desvio padrão) segundo resumo da estatística no MixSIAR. C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

	Média e DP			
	C ₃	C ₄	MPSG	Auto
C1	93,2 ± 9,3	2,0 ± 4,0	4,8 ± 8,7	-
C2	4,2 ± 9,4	1,2 ± 2,3	3,1 ± 6,6	91,5 ± 13,7
C3	0,4 ± 1,7	0,2 ± 0,7	0,5 ± 2,4	98,9 ± 3,3
C4	98,8 ± 2,5	0,4 ± 1,3	0,8 ± 2,1	-
P1	76,0 ± 12,6	11,0 ± 12,2	13,0 ± 13,2	-
P2	46,4 ± 22,4	9,7 ± 10,7	26,2 ± 12,2	17,7 ± 20,5
P3	99,1 ± 2,4	0,2 ± 0,7	0,2 ± 0,9	0,5 ± 2,0
F1	86,2 ± 18,6	0,9 ± 2,1	3,9 ± 9,7	9,0 ± 15,2
F2	41,0 ± 10,2	0,2 ± 0,7	58,8 ± 10,4	-
F3	48,9 ± 12,9	2,7 ± 3,8	48,4 ± 14,6	-
F4	73,3 ± 16,5	10,7 ± 6,2	16,0 ± 17,5	-
F5	39,2 ± 9,3	0,4 ± 1,2	2,8 ± 8,1	57,6 ± 12,5
F6	62,4 ± 29,5	10,3 ± 12,3	27,3 ± 31,8	-

5. DISCUSSÃO

O primeiro questionamento do trabalho foi se índices ecológicos referentes aos macroinvertebrados aquáticos variam de acordo com o uso e cobertura do solo e período de tempo transcorrido desde o início do processo de restauração das áreas ripárias. Sendo as hipóteses base para este questionamento: a riqueza e diversidade serão maiores em ambiente menos alterados e a abundância de macroinvertebrados será maior em sistemas mais alterado. As respostas para esse questionamento foram detalhadas na seção 5.1.

Já o segundo questionamento do trabalho foi qual o papel das plantas C₄ em riachos onde esse tipo de planta é predominante, como em pastagens e canaviais, e se o período de tempo transcorrido desde o início da restauração da área ripária com plantas C₃ influenciam as possíveis contribuições das plantas C₄ para as cadeias tróficas desses riachos. As principais hipóteses nesse sentido foram: haverá maior contribuição para a dieta dos macroinvertebrados das plantas C₃ nas áreas florestadas ou com maior tempo de restauração e C₄ nas áreas agrícolas; e haverá uma maior contribuição alimentar do material autóctone para os macroinvertebrados quanto menor a cobertura vegetal e mais recente a área de restauração florestal. Essa questão, por sua vez, tem sua resposta detalhada na seção 5.2.

5.1 Assembleia de macroinvertebrados aquáticos

Em média, a abundância foi maior e a riqueza menor em riachos situados em áreas cultivadas com cana quando comparadas aos riachos onde a cobertura predominante da bacia eram florestas. Por outro lado, a abundância e a riqueza foram menores em riachos em áreas com predomínio de pastagens em relação aos riachos de florestas. A diversidade foi maior nos riachos de pastagens e de florestas, quando comparados aos riachos em áreas de cana. Foi encontrada também uma relação direta entre o período de tempo desde o início da restauração e a riqueza dos macroinvertebrados nos riachos e uma relação inversa entre a abundância e o período de tempo transcorrido. Assim como encontrado no presente estudo, o padrão de maiores abundâncias, menores riqueza e menores diversidade em áreas degradadas quando comparadas às áreas de referências é constantemente relatado na literatura (RICKLEFS, 2010; CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; HEPP; SANTOS, 2009; SUGA; TANAKA, 2013; BERTASO et al., 2015; VALENTE NETO et al., 2015; AUGUSTO et al., 2019).

A maioria das ordens encontradas representaram menos de 10% do total de indivíduos em todos os riachos, exceto Diptera e Ephemeroptera. A ordem Diptera foi a mais abundante na maioria dos riachos estudados, constituindo mais de 60% dos organismos encontrados. Esta, naturalmente, é a mais representativa dentre os organismos aquáticos, porém pode aumentar à medida que o riacho se encontra mais degradado, respondendo positivamente à poluição orgânica, tanto urbana quanto rural (BAPTISTA et al., 2007). Apenas em C2 estes organismos foram pouco representativos, com menos de 15% do total dos organismos encontrados neste riacho. A família Chironomidae, dentro da ordem Diptera, foi a mais abundante. O riacho C3 chega a ter cerca de 98% dos organismos representados pela família Chironomidae. Além disso, boa parte desses e outros organismos encontrados no riacho C3 são de coloração vermelha, o que indica altas concentrações de hemoglobina nos indivíduos, permitindo sua sobrevivência em ambientes com baixa oxigenação, que por sua vez é um indicativo de altas concentrações de poluentes orgânicos no local (BERG, 1995; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005; CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2005; TRIVINHO-STRIXINO, 2014), esse resultado reflete a alta porcentagem de área urbana e, conseqüentemente, poluição orgânica encontrada na área C3.

A ordem Ephemeroptera, também teve bastante representação nos riachos C2, F4 e F5, sendo mais de 20% do total de organismos encontrados; em C2, essa ordem representou 75% do total de organismos. De maneira geral, esta ordem é reconhecida por sua grande sensibilidade a distúrbios ambientais, sendo comumente usada como indicador biológico em riachos, por exemplo, por meio da abundância e/ou porcentagem de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (ROSENBERG; RESH, 1993; HEPP; SANTOS, 2009; SOUSA; SOUTO; JACOBUCCI, 2014). Apesar da ordem Ephemeroptera ser uma indicadora de boa qualidade de água em riachos, algumas taxa podem ser tolerantes à poluição ou se beneficiarem indiretamente com ela, como é o caso de algumas espécies das famílias Baetidae e Caenidae (ARIAS et al., 2007; PEREIRA et al., 2016). Em C2, 50% do total de organismos é da família Baetidae. Em riachos situados na Mata Atlântica Montana, no estado do Rio de Janeiro, Egler (2002) mostrou que algumas espécies de Ephemeroptera que se alimentam de algas são beneficiados por altas concentrações de fertilizantes, podendo aumentar em abundância. Esses resultados sugerem que o riacho em C2 seja afetado por escoamentos a partir dos canaviais.

Vale destacar que os valores dos parâmetros físico-químicos no riacho de cana C3, assim como os resultados encontrados quanto aos índices ecológicos, refletem a alta porcentagem de área urbana e, conseqüentemente, poluição orgânica encontrada na área. O riacho obteve valores físico-químicos que também refletem a alta degradação da área: baixo OD e altos

valores de condutividade elétrica, DBO e turbidez. Esta região, além de ser uma área agrícola, com cana-de-açúcar até a beirada do riacho, possui alta influência da área urbana.

A classificação em grupos tróficos funcionais é importante pois representam o papel ecológico de uma determinada espécie em um determinado ecossistema (PETCHEY; GASTON, 2006). Nesse estudo, os coletores representaram entre 40% e 70% dos organismos. Alguns estudos mostram que a predominância desses organismos está associada à poluição orgânica, seja por efluentes urbanos ou rurais (BAPTISTA et al., 2007; BAPTISTA et al., 2011). Por outro lado, os fragmentadores tiveram uma baixa representação, chegando a, no máximo, 5% dos organismos coletados, sendo mais abundantes nas restaurações recentes (F2 e F3). A porcentagem de fragmentadores, de modo geral, está diretamente relacionada com a qualidade da vegetação de entorno do riacho (BRYAN; WILHM, 1990; BRANNSTROM; OLIVEIRA, 2000; SUGA; TANAKA, 2013; TANAKA et al., 2015). Tais macroinvertebrados são consumidores primários importantes no processo de decomposição do material vegetal alóctone (MOORE et al., 2005; GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Assim como neste trabalho, outros estudos encontraram densidade de fragmentadores relativamente baixa nos trópicos (MORETTI et al., 2007; LIGEIRO et al., 2010; MOULTON et al., 2010; SUGA; TANAKA, 2013; TONELLO et al., 2014). Vale acrescentar que a importância dos fragmentadores nas regiões tropicais ainda é discutida (BOYERO et al., 2012). Porém, muitos trabalhos em regiões tropicais de altitude (1000 metros acima do nível do mar) e com temperaturas mais frias relatam maior porcentagem desses organismos (YULE et al., 2009; ENCALADA et al., 2010; AUGUSTO et al., 2019). No presente estudo, os riachos se encontram por volta dos 600 metros acima do nível do mar, seguindo a tendência de baixa densidade de fragmentadores.

Em relação ao período de tempo de restauração como determinante do nível dos índices ecológicos em riachos, os trabalhos de Parkyn et al. (2003), Collins et al. (2012) e Libório (2018), sobre restauração da floresta ripária em ambientes tropicais, apresentam resultados contrastantes ao presente estudo. Os dois primeiros trabalhos avaliaram as restaurações entre 2 e 25 anos na Nova Zelândia, estes não encontraram mudanças significativas nas comunidades aquáticas. Libório (2018), estudando riachos restaurados entre 10 e 13 anos próximos a região do presente estudo, não encontrou modificação na qualidade da água ou diversidade biológica. Ambos os trabalhos sugerem que a restauração pode ser lenta. Nesse sentido, o desenho amostral proposto nessa pesquisa supera as limitações temporais argumentadas pelos autores, uma vez que são consideradas áreas de 0 a 100 anos de restauração.

Por outro lado, outros trabalhos encontraram resultados que corroboram com o presente estudo. Jowett, Richardson e Boubée (2009) encontraram mudanças significativas nas comunidades de macroinvertebrados ao avaliarem riachos restaurados a 10 anos na Nova Zelândia, aproximando-os dos níveis observados nos locais de referência. Assim como Lehosmaa et al. (2017), que encontraram diferenças entre as áreas restauradas e impactadas e similaridade entre as áreas restauradas e naturais ao estudar nascentes na Finlândia.

Os resultados positivos do tempo de restauração obtidos pelo presente estudo também são contrastantes quando comparados aos estudos sobre a restauração da heterogeneidade de habitats em riachos temperados. Jähnig et al. (2010) estudaram riachos restaurados e não restaurados na Europa e não encontraram diferenças significativas na comunidade de macroinvertebrados. Já Lepori et al. (2005) compararam a comunidade de macroinvertebrados e peixes entre riachos canalizados, restaurados e de referência, onde também não encontraram diferenças significativas nas comunidades dos dois primeiros tipos. Estes autores sugerem que a restauração será benéfica apenas quando a heterogeneidade ambiental relevante ao organismo for atingida. Os macroinvertebrados aquáticos forrageiam vários tipos de substrato como de rochas, folhas, troncos, tipos de sedimento, vegetação aquática, o que influencia diretamente em sua diversidade e distribuição. Portanto, quanto maior a heterogeneidade de habitats, maior será a riqueza de espécies e, como consequência, a diversidade (WARD; HOLMES; JOSÉ, 1995; RICKLEFS, 2010; PALMER, MENNINGER; BERNHARDT, 2010; VERDONSCHOT et al., 2016; HASSELQUIST et al., 2018). Assim, visto que no presente estudo temos uma relação positiva do aumento do tempo de restauração com as mudanças na comunidade de macroinvertebrados, é possível que a floresta ripária restaurada já tenha influenciado na heterogeneidade dos leitos dos riachos, contribuindo para a formação de novos habitats. De maneira geral, temos a tendência de uma maior heterogeneidade ambiental nas áreas de floresta, devido a presença dos bancos de folhas e troncos, por exemplo, contribuindo com a maior disponibilidade e variedade de abrigo e alimentos.

Assim, é importante enfatizar que o papel da floresta ripária é fundamental na manutenção das comunidades biológicas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001) e, para um maior sucesso, a restauração deve levar em consideração tanto o sistema aquático quanto terrestre. Além disso, a maioria dos trabalhos citados sugere que deve haver um monitoramento pós restauro de longo prazo a fim de detectar melhor os efeitos ecológicos positivos da restauração e as restaurações podem levar décadas para apresentarem suas mudanças, principalmente para a biota aquática.

5.2 Análises isotópicas e contribuição das fontes

No geral, mesmo em áreas agrícolas, a contribuição das plantas C_4 foi muito baixa, chegando ao máximo em 12%. Em riachos localizados em áreas restauradas, houve uma relação inversa entre tempo decorrido desde a restauração e valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ dos macroinvertebrados. Por outro lado, as plantas C_3 foram as principais componentes na dieta dos macroinvertebrados na maioria dos riachos estudados, sejam áreas agrícolas ou florestadas. Somente em dois riachos situados em áreas de cana e um situado na área florestada mais antiga, o material autóctone foi a principal fonte de energia.

Castro et al. (2016) e Augusto et al. (2019) encontraram maiores valores de $\delta^{15}N$ em macroinvertebrados aquáticos nas áreas agrícolas quando comparados com as florestas. De maneira geral, resíduos de agricultura e pecuária tendem a aumentar o ^{15}N do solo, isso acontece devido ao processo de nitrificação de fertilizantes, por exemplo (JOHANNISSON; HÖGBERG, 1994). Assim, esse material enriquecido em ^{15}N é escoado para os riachos e incorporado na cadeia trófica (HARRINGTON et al., 1998). No presente estudo, também encontramos maiores valores de $\delta^{15}N$ nos canaviais, porém, na pastagem, esses valores foram os menores. Esse resultado fortalece a argumentação anterior de que a alta porcentagem de Ephemeroptera no riacho C2 pode estar ocorrendo devido ao fato destas se beneficiarem, de maneira indireta, com uso de fertilizantes.

A baixa contribuição de plantas C_4 para a dieta dos macroinvertebrados aquáticos observada nesse estudo, mesmo para ambientes com áreas ripárias agrícolas, já foi amplamente relatada pela literatura (BUNN; DAVIES; KELLAWAY, 1997; MARTINELLI et al., 1999; CLAPCOTT; BUNN, 2003; CASTRO et al., 2016; CARVALHO et al., 2019; AUGUSTO et al., 2019). Uma provável causa é a baixa digestibilidade das gramíneas, devido à presença de elementos estruturais e compostos inibidores para os organismos aquáticos, por exemplo, taninos, polifenóis, lignina, entre outros (CLAPCOTT; BUNN, 2003; HÄTTENSCHWILER; GASSER, 2005; TREVISAN; HEPP, 2007; GESSNER et al., 2010; FIGUEIREDO et al., 2018).

Augusto et al. (2019), em ambientes tropicais na serra do mar do estado de São Paulo, Brasil, encontraram uma contribuição significativa do material autóctone na pastagem, assim como Watson e Barmuta (2011), na Austrália. No presente estudo, o material autóctone foi significativo apenas para os riachos C2, C3 e F5. A teoria do contínuo fluvial, pressupõe que riachos florestados sejam sustentados por fontes alóctones provenientes da floresta (VANNOTE et al., 1980), o que corrobora com os resultados encontrados para a maioria das áreas restauradas. Porém, a área F5 tem uma alta contribuição de fontes autóctones,

provavelmente por possuir clareiras e apresentar pontes para veículos, que acabam por expandir as áreas com maior incidência de luz.

A contribuição do material particulado grosso foi significativamente grande, próximo a 50%, para os riachos F2 e F3, e representativo nos riachos P2 e F6, ficando por volta de 25%. O material orgânico particulado, em geral, é composto por detritos provenientes tanto do ambiente aquático quanto terrestre, sendo uma fonte de grande importância para o fluxo de nutrientes em riachos (KENDALL et al., 2001). Cerca de 60% do MPSG é composto por folhas e os nutrientes e energia provenientes deste material estarão disponibilizados ao riacho após o processo de decomposição dessa matéria orgânica (ALLAN; CASTILLO, 2007; ESTEVES, 2011). Ao examinar-se a proporção material C₃ ou C₄ de que compõe o MPSG nos riachos, em média, as plantas C₄ foram responsáveis a cerca de 60% do MPSG nas áreas de canaviais e pastagem, enquanto que cerca de 25% deste material foi encontrado no MPSG nas áreas florestadas. As mudanças no uso e cobertura do solo, bem como na vegetação ripária, tendem a modificar o material orgânico que adentra o riacho e o estudo mais minucioso deste material acaba por revelar as ações antrópicas na bacia (HEDGES et al., 1986; WEBSTER, 1990). Assim, a composição isotópica deste material reflete a proporção de material C₃ ou C₄ que adentra nos riachos, corroborando com o encontrado neste trabalho, onde as maiores proporções de C₄ foram encontradas nos ambientes agrícolas.

Já em relação à estrutura trófica, Kupilas et al. (2016), ao estudarem a dieta de macroinvertebrados aquáticos em riachos restaurados temperados na Europa, indicaram que a restauração dos habitats nos riachos pode alterar a estrutura trófica local, aumentando a amplitude de recursos assimilados por esses organismos. Essas mudanças na estrutura trófica dependem da variedade de recursos alimentares disponíveis na área, além de características da área e da restauração, como tipos de medidas de restauração empregadas, recursos locais e características ambientais. Isso corrobora com os resultados do presente estudo visto que, nas áreas que se tem mais variedade de recursos alimentares, a média das contribuições das fontes foi mais bem distribuída, isto é, nas áreas P1, P2, F2, F3, F4, F5 e F6.

Por fim, as análises isotópicas de carbono e nitrogênio contribuíram para a interpretação dos impactos relacionados às mudanças no uso de solo na dieta dos organismos aquáticos. A baixa contribuição de fontes C₄ reitera os resultados acerca da importância da manutenção de florestas ripárias para que os recursos alimentares dos macroinvertebrados não se limitem às fontes autóctones. Já a análise de $\delta^{15}\text{N}$ evidencia que ausência de floresta ripária deixa os mananciais desprotegidos, como na área C2, podendo levar à contaminação dos mesmos com fertilizantes e outros defensivos agrícolas, agravando a perturbação do sistema aquático.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Comparando-se os riachos inseridos em microbacias de áreas agrícolas com uma sequência de restauração envolvendo áreas florestais regeneradas entre 4 anos e 100 anos, os resultados deste trabalho sugerem que há alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos nos riachos estudados, tanto na composição quanto na dieta. Assim, os principais resultados, com relação aos questionamentos iniciais, são:

- Diminuição nas abundâncias e aumento nas riquezas e diversidades dos pastos e florestas com relação os canaviais; Diminuição nas abundâncias e aumento nas riquezas e diversidades quanto mais antiga a restauração.
- Menores valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ quanto maior o tempo de restauração; valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre pastos e canaviais semelhantes e o $\delta^{15}\text{N}$ menor nas pastagens que nos canaviais.
- Baixa contribuição das fontes C_4 e contribuição principal de fontes C_3 na maioria dos riachos; MPSG com maior representação em dois riachos de restauração recente e material autóctone como principal representante em dois riachos de cana e uma floresta mais antiga.

Vale ressaltar que a alta degradação ambiental e os poucos riachos restaurados na região estudada dificultaram o uso de uma quantidade representativa de réplicas e áreas comparáveis para o estudo. Apesar disso, há evidências de que o tempo de restauração teve importância e influencia na composição da comunidade de macroinvertebrados, bem como em seus valores isotópicos. É importante que mais trabalhos verifiquem a questão da regeneração de florestas e sua influência no ambiente aquático. Assim, trabalhos que deem continuidade nos estudos dos riachos restaurados utilizados neste trabalho, principalmente nos riachos mais recentes, poderão dar ideia da sucessão da comunidade ao longo do tempo.

Diante disso, ressalta-se a importância tanto da restauração da mata ripária quanto da heterogeneidade estrutural do riacho para a melhora na qualidade da água, da biota, entre outros serviços ecossistêmicos provenientes dos sistemas aquáticos. Um plano que possa levar em consideração todas as formas de ação de restauro se complementam e tendem a acelerar as respostas ambientais. Além disso, é importante unir o conhecimento ecológico aos planos de restauração, manejo e monitoramento de bacias em restauração para uma melhor resposta do ambiente.

REFERÊNCIAS

- ALLAN J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. Dordrecht: Springer, 2007. 444 p.
- ALBA-TECEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IV Simposio del Agua em Andaluzia (SIAGA), 4., Almeria, 1996. v. 2, p. 203-213, 1996.
- ALBERT, J. **Bayesian Computation with R** (Use R!). 2. ed. Dordrecht: Springer, 2009. 304 p.
- ARIAS, R.L.A.; BUSS, D.F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A.F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D.F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento na contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.
- AUGUSTO, F.G.; FIGUEIREDO, A.F.; CAMARGO, P.B.; COLETTA, L.D.; MAZZI, E.A.; MARTINELLI, L.A. C₃ and C₄ plant leaf breakdown and assimilation by aquatic macroinvertebrates in streams of the Brazilian Atlantic Forest. **Marine and Freshwater Research**, 2019. doi: 10.1071/MF18430.
- BAPTISTA, D.P. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 425-441, 2008.
- BAPTISTA, D.P.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83-94, 2007.
- BAPTISTA, D.F.; DE SOUZA, R.S.G.; VIEIRA, C.A.; MUGNAI, R.; SOUZA, A.S.; DE OLIVEIRA, R.B.S. Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 619-628, 2011.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers**: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2. ed. Washington, DC: US EPA, Office of Water, 1999. (EPA 841-B-99-002).
- BAXTER, C.V.; FAUSCH, K.D.; SAUNDERS, W.C. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 201–220, 2005.
- BERG, M.B. Larval food and feeding behavior. In: ARMITAGE, P.H.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. (Ed.). **The Chironomidae**: biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall, 1995. p. 136-168.

BERNHARDT, E.S.; PALMER, M.A.; ALLAN, J.D.; ALEXANDER, G.; BARNAS, K.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C.; FOLLSTAD-SHAH, J.; GALAT, D.; GLOSS, S.; GOODWIN, P.; HART, D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KATZ, S.; KONDOLF, G.; LAKE, P.S.; LAVE, R.; MEYER, J.L.; O'DONNELL, T.K.; PAGANO, L.; POWELL, B.; SUDDUTH, E. Synthesizing US river restoration efforts. **Science**, v. 308, n. 5722, p. 636-637, 2005.

BERNHARDT, E.S.; PALMER, M.A. Restoring streams in an urbanizing world. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 4, p. 738-751, 2007.

BERNHARDT, E.S.; PALMER, M.A. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 1926-1931, 2011.

BERTASO, T.R.N.; SPIES, M.R.; KOTZIAN, C.B.; FLORES, M.L.T. Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 59, p. 43-49, 2015.

BEZERRA, M.O. **Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso do solo com ênfase no papel da floresta ripária**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G.; DUDGEON, D.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M.A.S.; GESSNER, M.O.; BOULTON, A.J.; CHAUVET, E.; YULE, C.M.; ALBARINHO, R.J.; RAMIREZ, A.; HELSON, J.E.; CALLISTO, M.; ARUNACHALAM, M.; CHARÁ, J.; FIGUEROA, R.; MATHOOKO, J.M.; GONÇALVES, J.F.; MORETTI, M.S.; CHARÁ-SERNA, A.M.; DAVIES, J.N.; ENCALADA, A.; LAMOTHE, S.; BURIA, L.M.; CASTELA, J.; CORNEJO, A.; LI, A.O.Y.; M'ERIMBA, C.; VILLANUEVA, V.D.; ZÚNIGA, M.C.; SWAN, C.M.; BARMUTA, L.A. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 134-141, 2012.

BRANNSTROM, C.; OLIVEIRA, A.M.S. Human modification of stream valleys in the western plateau of São Paulo, Brazil: implications for environmental narratives and management. **Land Degradation & Development**, v. 11, p. 535-548, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Biomás**. Mata Atlântica. Brasília, DF, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomás/mata-atlantica/>>. Acesso em: 25 nov. 2015.

BRITO, E.F.; MOULTON, T.P.; SOUZA, M.L.; BUNN, S.E. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, p. 623-633, 2006.

BRYAN, R.; WILHM, J. Species diversity of benthic macro-invertebrates in Salt Creek, Oklahoma. **Proceeding of the Oklahoma Academy of Science**, v. 70, p. 9-12, 1990.

BUNN, S.E.; DAVIES, P.M.; KELLAWAY, D.M. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine Freshwater Research**, v. 48, p. 173-179, 1997.

BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F., NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 645-473, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M.D.C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores**. Belo Horizonte, MG: UFMG, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, 2005. 12 p. Disponível em: <<https://manuelzao.ufmg.br/wp-content/uploads/2018/08/invertaquaicos.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2020.

CARVALHO, D.R.; CASTRO, D.M.P.; CALLISTO, M.; CHAVES, A.J.M.; MOREIRA, M.; POMPEU, P.S. Stable isotopes and stomach content analyses indicate omnivorous habits and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. **Aquatic Ecology**, 2019. doi: 10.1007/s10452-019-09695-3.

CASTRO, D.; CARVALHO, D.; POMPEU, P.; MOREIRA, M.; NARDOTO, G.B.; CALLISTO, M. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Plos One**, v. 11, n. 3, e0150527, 2016.

CIFUENTES, L.A.; SHARP, J.H.; FOGEL, M.L. Stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry in the Delaware estuary. **Limnology and Oceanography**, v. 33, p. 1102-1115, 1988.

CLAPCOTT, J. E.; BUNN, S. E. Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1105–1116, 2003.

CLARK, I.D.; FRITZ, P. **Environmental isotopes in hydrogeology**. Boca Raton: CRC Press, 1997.

COLLINS, K.E.; DOSCHER, C.; RENNIE, H.G.; ROSS, J.G. The Effectiveness of Riparian ‘Restoration’ on Water Quality - A case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 1, p. 40-48, 2012.

CONSÓRCIO PCJ. **Nossa área de atuação**. Bacias do PCJ. Americana, 2015. Disponível em: <<https://agua.org.br/nossa-area-de-atuacao/>>. Acesso em: 21 out. 2015.

CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 569–579, 2008.

COSTANZA, R.; D’ARGE, R.; DE GROOT, R.S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O’NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

CRAIG, L.S.; PALMER, M.A.; RICHARDSON, D.C.; FILOSO, S.; BERNHARDT, E.S.; BLEDSOE, B.P.; DOYLE, M.W.; GROFFMAN, P.M.; HASSETT, B.A.; KAUSHAL, S.S.; MAYER, P.M.; SMITH, S.M.; WILCOCK, P.R. Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. **Frontiers in Ecology Environment**, v. 6, n. 10, p. 529-538, 2008.

CURRIE, R.S.; FRAIRCHILD, W.L.; MUIR, D.C.G. Remobilization and export of cadmium from lake sediments by emerging insects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, p. 2333-2338, 1997.

DAILY, G.C. Introduction: What are ecosystem services? In: DAILY, G.C. (Ed.). **Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997. p. 1-10.

DAWSON, T.E.; BROOKS, P.D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. In: UNKOVICH, M.; PATE, J.; McNEILL, A.; GIBBS, D.J. (Ed.). **Stable Isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems**. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. p. 1-18.

DeNIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H.R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009.

EGLER, M. **Utilizando a fauna de macroinvertebrados como indicadores da integridade ambiental em uma área de agricultura intensiva em Nova Friburgo**. 2002. 103 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

EGLER, M.; BUSS, D.F.; MOREIRA, J.C.; BAPTISTA, D.F. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 437-443, 2012.

ENCALADA, A.C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.M.; GRAÇA, M.A.S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1719-1733, 2010.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 602 p.

FERREIRA, W.R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, F.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Freshwater Science**, v. 33, p. 860-871, 2014.

FIGUEIREDO, A.F.; AUGUSTO, F.G.; COLETTA, L.D.; DUARTE-NETO, B.P.J.; MAZZI, E.A.; MARTINELLI, L.A. Comparison of microbial processing of *Brachiaria brizantha*, a C_4 invasive species and a rainforest species in tropical streams of the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 9, p. 1397-1407, 2018.

FISHER, S.G.; GRIMM, N.B.; MARTI, E.; HOLMES, R.M.; JONES JUNIOR, J.B. Material spiralling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. **Ecosystems**, v. 1, p. 19–34, 1998.

FRY, B. Stable isotope of freshwater food webs. **Ecology**, v. 72, n. 6, p. 2293-2297, 1991.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; MARTINELL, L.A.; VICTORIA, R.L.; BONASSI, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the central amazon. **Ecology**, v. 74, n. 3, p. 643-652, 1993.

GESSNER, M.O.; SWAN, C.M.; DANG, C.K.; MCKIE, B.G.; BARDGETT, R.D.; WALL, D.H.; HÄTTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, 2010.

GONÇALVES JUNIOR, J.F.; MARTINS, R.T.; OTTONI, B.M.P.; COUCEIRO, S.R.M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2013. p. 89-116.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

GRAÇA, M. The role of invertebrates on leaf litter decomposition instreams – a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 383-393, 2001.

HARRINGTON, R.R.; KENNEDY, B.P.; CHAMBERLAIN, C.P.; BLUM, J.D.; FOLT, C.L. ¹⁵N enrichment in agricultural catchments: field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Chemical Geology**, v. 147, p. 281–294, 1998.

HASSELQUIST, E.M.; POLVI, L.I.; KAHLERT, M.; NILSSON, C.; SANDBERG, L.; MCKIE, B.G. Contrasting responses among aquatic organism groups to changes in geomorphic complexity along a gradient of stream habitat restoration: implications for restoration planning and assessment. **Water**, v. 10, p. 1465, 2018. doi: 10.3390/w10101465, 2018.

HÄTTENSCHWILER, S.; GASSER, P. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, v. 102, n. 5, p. 1519-1524, 2005.

HEDGES, J.L.; CLARK, W.A.; QUAY, P.D.; RICHEY, J.E.; DEVOL, A.H.; SANTOS, U.M. Composition and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, v. 31, p. 717-738, 1986.

HEPP, L.U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in Southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305-318, 2009.

HERING, D.; AROVIITA, J.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; BRABEC, K.; BUIJSE, T.; ECKE, F.; FRIBERG, N.; GIELCZEWSKI, M.; JANUSCHKE, K.; KÖHLER, J.; KUPILAS, B.; LORENZ, A.W.; MUHAR, S.; PAILLEX, A.; POPPE, M.; SCHMIDT, T.; SCHMUTZ, S.; VERMAAT, J.; VERDONSCHOT, P.F.M.; VERDONSCHOT, R.C.M.; WOLTER, C.; KAIL, J. Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 1518-1527, 2015.

ĨÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; LEIVA, A.; FREDE, H.-G.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? **Plos One**, v. 9, n. 8, e105869, 2014. doi: 10.1371/journal.pone.0105869.

JACKSON, L.; LOUPOUKHINE, N.; HILLYARD, D. Ecological restoration: a definition and comments. **Restoration Ecology**, v. 3, n. 2, p. 71-75, 1995.

JÄHNIG, S.C.; BRABEC, K.; BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; LORENZ, A.W.; OFENBÖCK, T.; VERDONSCHOT, P.F.M.; HERING, D. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, p. 671–680, 2010.

JOHANNISSON, C.; HÖGBERG, P. ¹⁵N abundance of soils and plants along an experimentally induced forest nitrogen supply gradient. **Oecologia**, v. 97, p. 322–325, 1994.

JOLY, C.A.; AIDAR, M.P.M.; KLIN, C.A.; MCGRAPH, D.G.; MOREIRA, A.G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; SAMPAIO, E.V.S.B. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implication for biodiversity conservation. **Ciências e Cultura**, v. 51, p. 331-348, 1999.

JOLY, C.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459–473, 2014.

JOWETT, I.G.; RICHARDSON, J.; BOUBÉE, J.A.T. Effects of riparian manipulation on stream communities in small streams: two case studies. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 43, p. 763–774, 2009.

JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S., FRANÇA, E.S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87, 2000.

KAIL, J.; BRABEC, K.; POPPE, M.; JANUSCHKE, K. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 311–321, 2015.

KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.

KENDALL, C.; SILVA, S.R.; KELLY, V.J. Carbon and nitrogen isotopic composition of particulate organic matter in four large river systems across the United States. **Hydrological Processes**, v. 15, p. 1301-1346, 2001.

KENNEDY, B.V.; KROUSE, H.R. Isotope fractionation by plants and animals: implications for nutrition research. **Canadian Journal Physiology and Pharmacology**, v. 68, p. 960-972, 1990.

KLEINE, P.; TRIVINHO–STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

KRELL, B.; RÖDER, N.; LINK, M.; GERGS, R.; ENTLING, M.H.; SCHÄFER, R.B. Aquatic prey subsidies to riparian spiders in a stream with different land use types. **Limnologia**, v. 51, p. 1–7, 2015.

KUPILAS, B.; FRIBERG, N.; MCKIE, B.G.; JOCHMANN, M.A.; LORENZ, A.W.; HERING, D. River restoration and the trophic structure of benthic invertebrate communities across 16 European restoration projects. **Hydrobiologia**, v. 769, p. 105–120, 2016.

LEHOSMAA, K.; JYVÄSJÄRVI J.; VIRTANEN, R.; ROSSI, P.M.; RADOS, D.; CHUZHEKOVA, T.; MARKKOLA, A.; ILMONEN, J.; MUOTKA, T. Does habitat restoration enhance spring biodiversity and ecosystem functions? **Hydrobiologia**, v. 793, p. 161–173, 2017.

LEPORI, F.; PALM, D.; BRÄNNÄS, E.; MALMQVIST, B. Does Restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? **Ecological Applications**, v. 15, p. 2060–2071, 2005.

LIBÓRIO, R.A. **Efeitos de florestas ripárias em restauração em ecossistemas de riachos tropicais numa paisagem agrícola**. 2018. 113 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M.S.; GONÇALVES, J.F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p. 125–136, 2010.

LOPES, C.A. **Variabilidade de isótopos estáveis de carbono e isótopos estáveis de nitrogênio**. 2001. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

LORION, C.M.; KENNEDY, B.P. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 165-180, 2009.

MACADAM, C.R.; STOCKAN, J.A. More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. **Ecological Entomology**, v. 40, p. 113-123, 2015.

MACEDO, D.R.; CALLISTO, M.; MAGALHÃES JUNIOR, A.P. Restauração de cursos d'água em áreas urbanizadas: perspectivas para a realidade brasileira. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, p. 127-139, 2011.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University Press, 1988.

MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L.; MATSUI, E.; FORSBERG, B.R.; MOZETO, A.A. Utilização das variações de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 11, p. 859-882, 1988.

MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; OMETTO, J.P.H.B. Landcover changes and $\delta^{13}\text{C}$ composition of riverine particulate organic matter in the Piracicaba River Basin (southeast region of Brazil). **Limnology and Oceanography**, v. 44, p. 1826–1833, 1999.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.; FERRAZ, E.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. A composição isotópica do carbono na hidrosfera. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. cap. 8, p. 80-91.

MARTINELLI, L.A.; JOLY, C.A.; NOBRE, C.A.; SPAROVEK, G. A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 323-330, 2010.

McCUTCHAN, J.H.; LEWIS, W.M.; KENDALL, C.; MCGRATH, C.C. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, v. 102, p. 378–390, 2003.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt, 2008.

MILLER, S.W.; BUDY, P.; SCHMIDT, J.C. Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: applications of meta-analysis to river restoration. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 8-19, 2011.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: current state and trends**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 1.

MOORE, A.A.; PALMER, M.A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. **Ecological Applications**, v. 15, n. 4, p. 1169-1177, 2005.

MOORE, J.W.; SEMMENS, B.X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, v. 11, p. 470-480, 2008.

MORAES, C.R.F.; HENRY-SILVA, G.G. Mixing models and stable isotopes as tools for research on feeding aquatic organisms. **Ciência Rural**, v. 48, n. 7, p. 1-14, 2018.

MORETTI, M.S.; GONÇALVES, J.J.F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, p. 199–210, 2007.

MOTTA, R.L.; UIEDA, V.S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 809-817, 2004.

MOULTON, T.P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. p. 123-140. (Oecologia Brasiliensis, 5).

MOULTON, T.P.; MAGALHÃES-FRAGA, S.A.P.; BRITO, E.F.; BARBOSA, F.A. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 638, p. 55–66, 2010.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Bbooks Editora, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 852-858, 2000.

NAKANO, S.; MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, v. 98, p. 166–170, 2001.

NERES-LIMA, V.; BRITO, E.F.; KRSULOVIC, F.A.M.; DETWEILER, A.M.; HERSHEY, A.E.; MOULTON, T.P. High importance of autochthonous basal food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. **International Review of Hydrobiology**, v. 101, p. 132-142, 2016.

NERES-LIMA, V.; MACHADO-SILVA, F.; BAPTISTA, D.F.; OLIVEIRA, R.B.S.; ANDRADE, P.M.; OLIVEIRA, A.F.; SASADA-SATO, C.Y.; SILVA-JUNIOR, E.F.; FEIJÓ-LIMA, R.; ANGELINI, R.; CAMARGO, P.B.; MOULTON, T.P. Allochthonous and autochthonous carbon flows in food webs of tropical forest streams. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 1012-1023, 2017.

PALHARES, J.C.P.; RAMOS, C.; KLEIN, J.B.; LIMA, J.M.M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. **Medição da vazão em rios pelo método do flutuador**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. 4 p. (Comunicado Técnico, 455).

PALMER, M.A.; MENNINGER, H.L.; BERNHARDT, E. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? **Freshwater Biology**, v. 55, p. 205–222, 2010.

PARKYN, S.M.; DAVIES-COLLEY, R.J.; HALLIDAY, N.J.; COSTLEY, K.J.; CROKER, G.F. Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations? **Restoration Ecology**, v. 11, p. 436–447, 2003.

PARKYN, S.M.; SMITH, B.J. Dispersal constraints for stream invertebrates: setting realistic timescales for biodiversity restoration. **Environmental Management**, v. 48, n. 3, p. 602–614, 2011.

PEREIRA, P.S.; SOUZA, N.F.; BAPTISTA, D.F.; OLIVEIRA, J.L.M.; BUSS, D.F. Incorporating natural variability in the bioassessment of stream condition in the Atlantic Forest biome, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 606–616, 2016.

PETCHHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987.

PHILLIPS, D.L.; KOCH, P.L. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. **Oecologia**, v. 130, p. 114-125, 2002.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. p. 91-118.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, M.C.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M.J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C. (Ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Heidelberg: Springer, 2011.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RILEY, A.L. **Restoring streams in cities: a guide for planners, policy makers, and citizens**. Washington, DC: Island Press, 1998. 423 p.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares**, conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2000.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3. ed. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ATTANASIO, C.M. Atividades de adequação e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 55, p. 7-21, 2007.

ROLIN, G.S.; CAMARGO, M.B.P.; LANIA, D.G.; MORAES, J.F.L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

SCHÄFFER, W.B.; ROSA, M.R.; AQUINO, L.C.S.; MEDEIROS, J.D. **Áreas de preservação permanente e unidades de conservação e áreas de risco**. O que uma coisa tem a ver com a outra? Relatório de inspeção da área atingida pela tragédia das chuvas na região serrana do Rio de Janeiro. Brasília, DF: MMA, 2011. 96 p.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório Anual**. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/11/RA_SOSMA_2018_DIGITAL.pdf>. Acesso em: 25 nov. 2019.

SOUSA, E.F.; SOUTO, R.M.G.; JACOBUCCI, G.B. Distribution and seasonal variation of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Arthropoda: Insecta) in different aquatic environment of a Cerrado area, State of Minas Gerais, Brazil. **BioScience Journal**, v. 30, n. 3, p. 879-890, 2014.

STOCK, B.C.; SEMMENS, B. **MixSIAR user manual**. New York, 2013. Disponível em: <<https://github.com/brianstock/MixSIAR>>. Acesso em: 20 nov. 2019.

SUGA, C.M.; TANAKA, M.O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, p. 203–213, 2013.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDE, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

TANAKA, M.O.; FERNANDES, J.F.; SUGA, C.M.; HANAI, F.Y.; DE SOUZA, A.L.T. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane–forest transition: integrating riparian and in-stream characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 207, p. 171-177, 2015.

TONELLO, G.; LOUREIRO, R.C.; KRAUSE, P.; SILVA, C.; ONGARATTO, R.M.; SEPP, S.; RESTELLO, R.M.; HEPP, U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Brazilian Journal of Biosciences**, v. 12, p. 98–105, 2014.

THORP, J.H.; DELONG, M.D. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. **Oikos**, v. 96, p. 543-550, 2002.

TREVISAN, A.; HEPP, L.U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, p. 55–60, 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Ordem Diptera, Família Chiromidae, Guia de identificação de larvas. In: HAMADA, N.; NESSIMINA, J.L.; QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014. p. 457-660.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

VALENTE-NETO, F.; KOROIVA, R.; FONSECA-GESSNER, A.A.; ROQUE, F.O. The effect of riparian deforestation on macroinvertebrates associated with submerged woody debris. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 115–125, 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, n. 1, p. 130-137, 1980. doi: 10.1139/f80-017.

VERDONSCHOT, R.C.M.; KAIL, J.; MCKIE, B.G.; VERDONSCHOT, P.F.M. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 769, p. 55–66, 2016.

VILLELA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, p. 223-232, 2002.

WADE, P.M.; LARGE, A.R.G.; DE WALL, L.C. Rehabilitation of degraded river habitat: an introduction. In: DE WALL, L.C.; LARGE, A.R.G.; WADE, P.M. (Ed.). **Rehabilitation of rivers: principles and implementation**. Chichester: John Wiley & Sons, 1998. p. 1-10.

WALLACE, J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 41, p. 115-139, 1996.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest streamlinked to terrestrial litter input. **Science**, v. 277, p. 102–104, 1997.

WARD, D.; HOLMES, N.; JOSÉ, P. **The new rivers & wildlife handbook**. (RSPB). Bedfordshire: The Royal Society for the Protection of Birds; NRA; The Wildlife Trusts, 1995. 426 p.

WARD, J.V.; BRETSCJKO, G.; BRUNKE, M.; DANIELOPOL, D.; GIBERT, J.; GONSER, T.; HILDREW, A.G. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 531–569, 1998.

WATSON, A.; BARMUTA, L.A. Feeding-preference trials confirm unexpected stable isotope analysis results: freshwater macroinvertebrates do consume macrophytes **Marine and Freshwater Research**, v. 62, p. 1248–1257, 2011.

WEBSTER, J.R.; GOLLADAY, S.W.; BENFIELD, E.F.; D'ANGELO, D.J.; PETERS, G.T. Effects of forest disturbance on particulate organic matter budgets of small streams. **Journal of North American Benthological Society**, v. 9, n. 2, p. 120-140, 1990.

YULE, C.M.; LEONG, M.Y.; LIEW, K.C.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, S.; WONG, H.M.; PEARSON, R.G.; BOYERO, L. Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 2, p. 404–415, 2009.

ZANZARINE, R.M.; ROSELEN, V. **Mata ciliar e nascente no Cerrado brasileiro – análise e recuperação ambiental**. Araguari, MG, 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 7 – Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de cana e pasto: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

Ordem	Famílias	FFG	C1		C2		C3		C4		P1		P2		P3		
			RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	
Filo Annelida																	
Clitellata																	
	<i>Hirudinea</i>	Pr			1	11	1	4							1	9	
	<i>Oligochaeta</i>	Col	1	30	1	19	1	23					1	41	1	15	
Filo Arthropoda																	
Arachnida																	
	<i>Acari</i>	Pr			1	4			1	4					3	8	
Insecta																	
	Coleoptera	Dytiscidae			1	4	1	11									
	Coleoptera	Elmidae	Col/Rasp		4	19							2	8			
	Coleoptera	Gyrinidae	Pr						1	3	1	8			1	1	
	Coleoptera	Staphylinidae	Frag		1	4									1	1	
	Diptera	Ceratopogonidae	Pr		2	26			1	89	1	11	1	34	1	34	
	Diptera	Chironomidae	Col/Pr	1	289	1	514	1	5760		6582	1	206	1	919	1	727
	Diptera	Ephydriidae	Pr		1	8							1	4	1	1	
	Diptera	Simuliidae	Col		1	101			1	21	1	19	1	851	1	27	
	Diptera	Tabanidae	Pr												1	1	
	Ephemeroptera	Baetidae	Col/Rasp		2	2183			2	694	1	15	1	49	1	9	
	Ephemeroptera	Caenidae	Col						1	3					1	2	
	Ephemeroptera	Leptohyphidae	Col		1	11							1	19			

(continua)

Tabela 7 – Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de cana e pasto: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas

(continuação)

Ordem	Famílias	FFG	C1		C2		C3		C4		P1		P2		P3	
			RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT
Insecta																
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Col/Rasp			3	653			3	468			2	19		
NI		NI			2	8			1	4						
Odonata	Libellulidae	Pr	1	4					2	7			1	4	4	17
Odonata	Calopterigidae	Pr													1	9
Odonata	Megapodagrionidae	Pr							1	3					1	3
Odonata	NI	Pr			1	4										
Trichoptera	Calamoceratidae	Frag			1	11										
Trichoptera	Glosomatidae	Rasp			1	4										
Trichoptera	Hydropsychidae	Col/Rasp			2	8			2	7						
Trichoptera	Hydroptilidae	Col/Rasp							2	7						
Trichoptera	Leptoceridae	Frag/Col													1	3
Trichoptera	Polycentropotidae	Col/Pr			1	4										
Filo Mollusca																
Bivalvia		Col	1	8	1	4			2	8			1	4	2	25
Gastropoda		Rasp	2	15	2	8	2	12					1	4	1	9
Filo Nematoda																
		Pr	1	4			1	34				1	8	1	4	

Tabela 8 – Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de floresta: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.

Ordem	Famílias	FFG	F1		F2		F3		F4		F5		F6		
			RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	
Filo Annelida															
Clitellata															
	<i>Hirudinea</i>	Pr			1	11	1	9							
	<i>Oligochaeta</i>	Col			1	5	1	26							
Filo Arthropoda															
Arachnida															
	<i>Acari</i>	Pr			2	2			1	1	5	15	1	4	
Entognatha															
	<i>Collembola</i>	Col	1	4					2	6			1	1	
Insecta															
	Coleoptera	Curculionidae	Frag			1	1			1	5	1	1		
	Coleoptera	Dytiscidae	Pr			1	1								
	Coleoptera	Elmidae	Col/Rasp	1	4					2	9	4	108	1	4
	Coleoptera	Gyrinidae	Pr			1	1								
	Coleoptera	NI	NI			1	1								
	Coleoptera	Psephenidae	Rasp									1	4		
	Diptera	Ceratopogonidae	Pr	1	2	2	111	1	44	1	64	1	64		
	Diptera	Chironomidae	Col/Pr	1	1033	1	905	1	2693	1	811	1	1557	1	36
	Diptera	Ephydriidae	Pr	1	8	1	2					1	2		
	Diptera	NI	NI							1	1				
	Diptera	Psychodidae	Col			1	1								
	Diptera	Simuliidae	Col	1	44	1	7			1	9	1	1	1	4

(continua)

Tabela 8 – Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de floresta: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.

(continuação)															
Ordem	Famílias	FFG	F1		F2		F3		F4		F5		F6		
			RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	
Insecta															
Diptera	Tabanidae	Pr			1	1									
Ephemeroptera	Baetidae	Col/Rasp			1	2			1	84	1	12			
Ephemeroptera	Caenidae	Col			1	3									
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Col			1	1									
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Col/Rasp			1	26			3	430	3	512			
Heteroptera	Gerridae	Pr	1	1					1	1					
Heteroptera	Veliidae	Pr			1	1			1	1					
Lepdoptera		Frag							1	1					
NI		NI			3	4			1	1	1	1			
Odonata	Aeshnidae	Pr			2	8									
Odonata	Gomphidae	Pr			1	7			1	13	1	17			
Odonata	Libellulidae	Pr			4	6	3	22	2	6	3	6			
Odonata	Calopterigidae	Pr			1	4	1	25	1	3	1	5			
Odonata	Coenagrionidae	Pr							1	3					
Odonata	Megapodagrionidae	Pr							1	4	1	2			
Odonata	NI	Pr					1	11							
Plecoptera	Perlidae	Pr												1	1
Trichoptera	Anomalopsychidae	Rasp			1	1									
Trichoptera	Calamoceratidae	Frag			2	53	1	29			1	1			

(continua)

Tabela 8 – Classificação e identificação dos organismos coletados nos riachos de floresta: de filo a famílias, grupos tróficos funcionais (FFG), riqueza (RT) e abundância total (AbT). Coletor (Col), Fragmentador (Frag), Raspador (Rasp), Predador (Pr) e organismos não identificados (NI). C, áreas de cana; P, áreas de pasto; F, áreas restauradas.

(continuação)															
Ordem	Famílias	FFG	F1		F2		F3		F4		F5		F6		
			RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	RT	AbT	
Insecta															
Trichoptera	Hydropsychidae	Col/Rasp	1	4					1	1				1	8
Trichoptera	Hydroptilidae	Col/Rasp							2	7	1	2			
Trichoptera	Leptoceridae	Pr					1	1							
Trichoptera	Polycentropotidae	Col/Pr					1	12							
Trichoptera	Odontoceridae	Frag			1	6									
Malacostraca															
<i>Eumalacostraca</i>	Amphipoda	Frag			1	3			1	1					
Filo Mollusca															
Bivalvia		Col	1	21	1	36	2	107			2	6			
Gastropoda		Rasp			1	5			2	5	3	4			
Filo Nematoda															
		Pr	1	2	1	4	1	4	1	3	1	7	1	1	

ANEXO

ANEXO A



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 59315-1	Data da Emissão: 11/07/2017 16:26	Data para Revalidação*: 10/08/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Fernanda Gaudio Augusto	CPF: 368.230.678-10
Título do Projeto: Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional Semidecidual da região centro-leste do Estado de São Paulo	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta do material	08/2017	08/2018
2	Coleta do material	08/2018	08/2018

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exige o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, biosprossecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Edmar Antonio Mazzi	Técnico	196.883.768-09	-	Brasileira
2	Gabriela Garcia Medeiros	Pesquisadora	397.723.318-10	493111268 ssp-SP	Brasileira
3	Leonardo de Aro Galera	Pesquisador	396.006.218-45	486593265 ssp-SP	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1	PIRACICABA	SP	Riachos de cana	Fora de UC Federal
2	PIRACICABA	SP	Riacho de floresta	Fora de UC Federal
3	CORUMBATAI	SP	Riacho de pastagem	Fora de UC Federal
4	IPEUNA	SP	Riacho de pastagem	Fora de UC Federal
5	CHARQUEADA	SP	Riacho de cana	Fora de UC Federal

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 19146456



Página 1/4



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 59315-1	Data da Emissão: 11/07/2017 16:26	Data para Revalidação*: 10/08/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Fernanda Gaudio Augusto	CPF: 368.230.678-10
Título do Projeto: Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional Semidecidual da região centro-leste do Estado de São Paulo	
Nome da Instituição : CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

6	SALTINHO	SP	Riacho de floresta	Fora de UC Federal
7	RIO DAS PEDRAS	SP	Riacho de cana	Fora de UC Federal
8	CAMPINAS	SP	Riacho de pastagem	Fora de UC Federal
9	CAMPINAS	SP	Riacho de floresta	Fora de UC Federal
10	ITU	SP	Riacho de floresta	Fora de UC Federal
11	ITIRAPINA	SP	Riacho de floresta	Fora de UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Captura de animais silvestres in situ	Coleoptera, Plecoptera, Platyhelminthes, Annelida, Megaloptera, Trichoptera, Mollusca, Odonata, Ephemeroptera, Hemiptera, Diptera
2	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Platyhelminthes (*Qtde: 100), Mollusca (*Qtde: 100), Ephemeroptera (*Qtde: 500), Trichoptera (*Qtde: 500), Megaloptera (*Qtde: 100), Odonata (*Qtde: 1000), Hemiptera (*Qtde: 100), Coleoptera (*Qtde: 1000), Annelida (*Qtde: 100), Plecoptera (*Qtde: 500), Diptera (*Qtde: 10000)

* Quantidade de indivíduos por espécie, por localidade ou unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Invertebrados)	Outras amostras biológicas (IndivA-duo)
2	Método de captura/coleta (Invertebrados)	Outros métodos de captura/coleta (Surber)
3	Método de captura/coleta (Invertebrados Terrestres)	Outros métodos de captura/coleta (Surber)
4	Método de captura/coleta (Odonatos)	Outros métodos de captura/coleta (Surber)

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 19146456



Página 2/4



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 59315-1	Data da Emissão: 11/07/2017 16:26	Data para Revalidação*: 10/08/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Fernanda Gaudio Augusto	CPF: 368.230.678-10
Título do Projeto: Alterações na fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de cabeceira causadas pelas mudanças na cobertura e uso do solo da Floresta Estacional Semidecidual da região centro-leste do Estado de São Paulo	
Nome da Instituição : CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

* Identificar o espécime no nível taxonômico possível.

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 19146456



Página 4/4