Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Influência do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a integridade ecológica de riachos neotropicais

Gláucia Regina Santos

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2022

Gláucia Regina Santos
Bacharel em Engenharia Florestal

Influência do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a integridade ecológica de riachos neotropicais

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Santos, Gláucia Regina

Influência do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a integridade ecológica de riachos neotropicais / Gláucia Regina Santos - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2022.

171 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Macroinvertebrados 2. Qualidade da água 3. Habitat físico 4. Ecossistema lótico I. Título

Aos meus pais Ademir e Fátima

por todo amor

DEDICO.

AGRADECIMENTO

Quando eu concluí o mestrado, um amigo budista me disse que não podemos, por questões estéticas, restringir a uma única página a seção de agradecimento, pois nunca é demais agradecer. Assim, sabendo que muitas pessoas me ajudaram e sem elas eu não teria concluído meu projeto, aqui manifesto uma extensa lista de agradecimentos.

Primeiramente agradeço a Deus por me proporcionar uma família maravilhosa!

Ao meu pai por não medir esforços na elaboração de qualquer tipo de utensílio ou equipamento de campo e na demonstração do seu amor.

À minha mãe Fátima e irmãos Daniela e Leandro pelos constantes incentivos e apoio incondicional ao longo dessa jornada.

Agradeço imensamente ao meu orientador Prof. Silvio Ferraz pela confiança, oportunidade e orientação. Obrigada pela paciência e dedicação nas explicações, pelas diversas ideias e sugestões, no olhar atento às habilidades e desejos de seus orientados.

Ao Prof. Tadeu Siqueira, pelas valiosas contribuições no planejamento do projeto e suporte nas análises estatísticas.

Ao Prof. Alex Krusche, por disponibilizar os equipamentos para a coleta dos dados físicos e químicos da água e fornecer as orientações básicas de coleta e interpretação dos resultados obtidos.

À Alexandra Montebelo, que realizou todas as análises dos parâmetros físicos e químicos da água desta pesquisa de doutorado.

À Profa. Suzana Trivinho Strixino por ampliar meu conhecimento sobre ecologia e biologia de macroinvertebrados aquáticos, e no fornecimento de equipamentos e instruções que foram essenciais na condução desta pesquisa.

Ao Sujimoto por fornecer as diretrizes básicas para elaborar ilustrações a partir de fotos utilizando o Powerpoint, esse conhecimento foi indispensável na elaboração do livreto.

Ao Felipe Rossetti de Paula e a Cecília Gontijo Leal pelas orientações tanto nas análises estatísticas quanto no planejamento das atividades de campo e redação da tese, bem como na revisão da arte gráfica, ilustrações e conteúdo do livreto.

Aos membros do Laboratório de Hidrologia Florestal pelo suporte técnico e científico, aprendizado e orientações, são eles: Carol, Lara, Aline, Carla Cassiano, Renata, Matheus, Marina, Cecília, Felipe (Benito), Diana, Raíza, Kalmer, Luiz, Nathalia e o pessoal do GEFLA. À Lucilene por acompanhar as atividades do LHF e se tornar confidente das dificuldades e conquistas dos alunos.

À Ana Paula Bertocin no auxílio com a análise da Permanova *pairwaise*, mesmo sendo eu uma desconhecida.

Aos estagiários, guarda-parques e auxiliares de pesquisa pela força mental e física, empenho nas atividades de campo e pela agradável companhia, são eles: Michel, William, Danilo, Joana, Raquel, Gabriel, Stéfani, Nilton, Barguam, Sérgio, Rogério, Adilson, Werther e Milena.

Aos funcionários do Parque Estadual Carlos Botelho pelas inúmeras colaborações nas atividades de campo e estadia.

À Suzano por autorizar as atividades de campo nas áreas da empresa e fornecer suporte científico nas atividades de campo.

Ao Laboratório de Ecologia e Entomologia Florestal coordenado pelo Prof. Wesley Augusto Conde Godoy por disponibilizar seu espaço para a identificação dos macroinvertebrados aquáticos, permitir que eu levasse a Lupa para minha casa no periodo da quarentena e por possibilitar a convivência com pessoas tão queridas, inteligentes e agradáveis como a Isabella, Maysa, Larine e o Walter.

A todos os pesquisadores que ajudaram na identificação dos macroinvertebrados: Adolfo Calor, Erlane Cunha, Frederico Cunha, Caio Corrêa, Leonardo Azevedo, Hugo Saulino, Pitágoras Bispo e Thiago Mendes.

Meus agradecimentos ao meu companheiro Werther Magro pelos incentivos, ensinamentos, auxílios nas atividades de campo, e principalmente pelo seu amor.

Ao pessoal de Capivari, que aos finais de semana tornavam meus dias mais leves e descontraídos, dentre eles: Thais, Gica, Matheus, Nene, John, Guilerme, Tami, Pato, Pedro e Deco. Em especial a família Campos Magro, que proporcionou momentos de acolhimento e refeições de alto nível, são eles: Maria de Fátima, Manoel Henrique, Lucas e Lavínia.

A todas as repúblicas que morei em Piracicaba, em especial a República Saia Daki, local onde tive paz e tranquilidade na etapa final do doutorado.

A todos os amigos e colegas que convivi em Piracicaba, mesmo com as diferenças, acredito que todos deixaram um pouco de si em minha trajetória, segue alguns deles: Regina, Glauco, Diana, Yajahaira, Naty, Matheus, Isabela, Lukão, Magda, Luara, Marcela Barbosa, Taciana, Mari, Ana, Aline, Nanci, Renata, Érika, Márcia e Nick.

Aos amigos floresteiros pela companhia nos momentos bons e ruins, por ampliar minha visão sobre a vida e por sempre estarem dispostos a desbravar uma cachoeira ao estilo Bear Grylls!

Ao Programa Recursos Florestais, em especial à Giovana pelo auxilio nos trâmites burocráticos, dedicação em solucionar problemas e amizade.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa durante todo o período de pesquisa.

À banca de defesa pelas sugestões importantíssimas na conclusão deste trabalho, dentre eles: Gabriel Brejão, Ricardo Taniwaki, Alex Krusche e meu orientador Silvio Ferraz.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

“Logo que raiou o dia, Sidarta pediu a seu anfitrião que o conduzisse ao outro lado. Na jangada de bambu, o balseiro transportou-o através do vasto rio, cuja água resplandecia rosada à luz da aurora.
— Que lindo rio! — disse Sidarta ao companheiro.
— Pois é — respondeu o balseiro. — É muito lindo. Prefiro esse rio a todo o resto do mundo. Muitas vezes escutei o seu murmúrio, muitas vezes observei o seu olhar e nunca deixei de aprender dele. Um rio pode ensinar-nos tanta coisa.
— Agradeço-te, ó meu benfeitor — disse Sidarta, ao desembarcar. — Não te posso dar nenhum presente, para retribuir a tua hospitalidade. Não tenho com que te pagar, meu caro. Sou um homem sem lar. Sou filho de brâmane e *samana*.
— Eu sabia disso — replicou o balseiro — e não esperei da tua parte nenhuma recompensa, nenhum presente. Em outra ocasião me darás algum mimo.
— Achas mesmo? — perguntou Sidarta jovialmente.
— Tenho certeza. Também isso aprendi do rio: tudo volta. Tú também voltarás, ó *samana.* Passa bem!”

Hermann Hesse (Sidarta)

SUMÁRIO

RESUMO 10
ABSTRACT 11
1. INTRODUÇÃO GERAL 13
Referências 15
2. GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS E O BIOMONITORAMENTO NA CONSERVAÇÃOS DE RIACHOS NA MATA ATLÂNTICA 19
Resumo 19
Abstract 19
2.1. Introdução 20
2.2. Gradiente de intensidade de uso do solo e os impactos no ecossistema de riachos . 22
2.2.1. Condições de referência 22
2.2.2. Atividades com menor impacto: monoculturas de Eucalyptus em estágio avançado de desenvolvimento 24
2.2.3. Atividades agrícolas com práticas adequadas de manejo: implementação de florestas ripárias 25
2.2.4. Atividades com maior impacto: monoculturas (silvicultura, agricultura e pastagens mal manejadas) 26
2.3. Avaliação e monitoramento dos impactos antrópicos sobre riachos 28
2.3.1. Biomonitoramento e o uso de indicadores na avaliação dos impactos antrópicos sobre riachos 28
2.3.2. Avaliação e monitoramento biológico na Mata atlântica com o uso dos macroinvertebrados aquáticos 33
2.4. Desafios na conservação de riachos da Mata Atlântica 35
Referências 38
3. EFEITO DO GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO SOBRE O HABITAT FÍSICO E A QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA 51
Resumo 51
Abstract 52
3.1. Introdução 52

3.2. Materiais e Métodos 56
3.2.1. Localização e histórico da área de estudo 56
3.2.2. Reconhecimento de campo, delimitação e caracterização do uso do solo das microbacias 58
3.2.3. Microbacias de estudo 61
3.2.4. Caracterização do habitat físico dos riachos 63
3.2.5. Variáveis físicas e químicas da água 66
3.2.6. Análise dos dados 67
3.3. Resultados 69
3.3.1. Variáveis selecionadas e análise dos componentes principais (PCA) de todas as categorias 69
3.3.2. Morfologia do canal 72
3.3.3. Substrato 75
3.3.4. Madeira e abrigo 77
3.3.5. Aspectos da vegetação ripária 78
3.3.6. Parâmetros físicos e químicos da água 80
3.4. Discussão 82
3.4.1. Gradiente de uso do solo e habitat físico de riachos 83
3.4.2. Gradiente de uso do solo e parâmetros físicos e químicos de riachos 86
3.4.3. Implicações para o manejo do uso do solo e conservação de riachos 88
3.5. Conclusão 90
Referências 91
4. EFEITO DO GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE RIACHOS SITUADOS NA MATA ATLÂNTICA 99
Resumo 99
Abstract 100
4.1. Introdução 101
4.2. Materiais e Métodos 106
4.2.1. Localização e histórico da área de estudo 106
4.2.2. Amostragem da assembléia de macroinvertebrados aquáticos 106
4.2.3. Obtenção das métricas indicadoras e os grupos tróficos funcionais 108
4.2.4. Análise dos dados 109
4.2.5. Seleção das variáveis ambientais 111

4.3. Resultados 112
4.3.1. Caracterização geral da comunidade de macroinvertebrados aquáticos 112
4.3.2. Métricas bióticas 114
4.3.3. Macroinvertebrados aquáticos em relação às variáveis ambientais 119
4.3.4. Proporção dos Grupos Tróficos Funcionais 120
4.3. DISCUSSÃO 121
4.4.1. Resposta da assembléia de macroinvertebrados ao gradiente de intensidade de uso do solo 121
4.4.2. Resposta dos macroinvertebrados aquáticos às alterações no habitat 124
4.3.3. Resposta dos grupos tróficos funcionais ao gradiente de intensidade de uso do solo..... 127
4.3.4. Implicações para o manejo e conservação de riachos 129
4.4. Conclusão 131
Referências 131
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS 143
5.1. Síntese dos principais resultados 143
5.2. Gradiente de intensidade de uso do solo e seus efeitos sobre o habitat e qualidade da água de riachos 144
5.3. Gradiente de intensidade de uso do solo e seus efeitos sobre a comunidade de macroinvertebrados de riachos 145
5.4. Limitações 146
5.5. Desafios encontrados e como foram contornados 146
5.6. Futuras prioridades de pesquisa 147
5.7. Aplicação dos resultados: recomendações para a conservação de riachos da Mata Atlântica 148
5.8. Conclusões Gerais 149
APÊNDICES 151
ANEXOS 167

RESUMO

Influência do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a integridade ecológica de riachos neotropicais

Riachos de cabeceira apresentam forte conexão com o ambiente terrestre, sendo assim o grau de conservação da vegetação ripária e o uso do solo em sua área de contribuição exercem efeitos diretos e indiretos sobre riachos. Os impactos diretos incluem modificações nos processos hidrológicos, na morfologia do canal, tamanho e quantidade de troncos fornecidos, na cobertura do dossel e parâmetros da água; enquanto que os impactos indiretos se relacionam às alterações na comunidade aquática. A relação de dependência entre o ecossistema aquático e terrestre, influencia a qualidade da água e o habitat físico, e como consequência, promove alterações sobre a comunidade aquática e processos ecológicos. Desta forma, pretendemos responder às seguintes questões neste estudo: (i) existe uma relação direta entre a intensidade de uso do solo na microbacia e características físicas e químicas de riachos de cabeceira? (ii) como o gradiente de intensidade de uso do solo na microbacia afeta a estrutura da comunidade de macroinvertebrados? O estudo foi realizado em 18 riachos, na região de São Miguel Arcanjo (SP), representando um gradiente de intensidade de uso do solo: vegetação nativa conservada; plantios de *Eucalyptus* spp entre 4 a 7 anos; plantios jovens de *Eucalyptus* spp com idade até 3 anos; agricultura com alta presença de vegetação ripária; e agricultura com baixa presença de cobertura ripária. Os parâmetros da água obtidos *in situ* e analisados em laboratório foram: concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH, nutrientes, íons, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e sólidos suspensos totais. Para caracterizar o habitat físico (e.g. morfologia do canal, substrato, volume de madeira etc) dos riachos, foi aplicado o protocolo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA). Para avaliar os efeitos na comunidade aquática, os macroinvertebrados aquáticos foram coletados em 10 subtrechos do riacho com o uso do surber, em uma extensão de 100 a 150 m. De forma geral, os resultados mostraram que os efeitos do uso do solo sobre o habitat de riachos em regiões neotropicais não foram graduais e contínuos em todas as categorias de variáveis (morfologia do canal, substrato, hidráulica, pedaços de madeira, vegetação ripária, influência humana e qualidade da água). Os riachos em áreas de floresta nativa apresentaram as melhores condições, ou seja, a presença de vegetação ripária contínua e conservada, possibilitaram maior heterogeneidade no habitat aquático e presença de diferentes micro-habitats que são indispensáveis para a sobrevivência da biota aquática. Por outro lado, a abundância do grupo Chironomidae aumentou em direção aos usos mais intensivos. Este trabalho confirma que usos menos intensivos impactam menos a comunidade aquática. Assim, os usos mais intensivos devem aplicar boas práticas de manejo do solo, dentre outras medidas, pois isso irá refletir na proteção dos riachos.

Palavras-chave: Macroinvertebrados, Qualidade da água, Habitat físico, Ecossistema lótico

ABSTRACT

Influence of land use intensity gradient on the ecological integrity of neotropical streams

Headwater streams have a strong connection with the terrestrial environment, so the degree of conservation of riparian vegetation and land use in their area of contribution exert direct and indirect effects on streams. Direct impacts include changes in hydrological processes, channel morphology, size and quantity of wood supplied, canopy cover and water parameters; while indirect impacts are related to changes in the aquatic community. The dependence relationship between aquatic and terrestrial ecosystems influences water quality and physical habitat, and as a consequence, promotes changes in the aquatic community and ecological processes. Thus, we intend to answer the following questions in this study: (i) is there a direct relationship between the intensity of land use in the catchment and physical and chemical characteristics of headwater streams? (ii) how does the gradient of land use intensity in the catchment affect the macroinvertebrate community structure? The study was carried out in 18 streams in the region of São Miguel Arcanjo (SP), representing a gradient of land use intensity: conserved native vegetation; *Eucalyptus* spp plantations between 4 to 7 years old; young *Eucalyptus* spp plantations aged up to 3 years old; agriculture with a high presence of riparian vegetation; and agriculture with low presence of riparian coverage. The water parameters obtained *in situ* and analyzed in the laboratory were: dissolved oxygen concentration, temperature, electrical conductivity, pH, nutrients, ions, dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon and total suspended solids. To characterize the physical habitat (e.g. channel morphology, substrate, wood volume etc) of the streams, the protocol developed by the North American Environmental Protection Agency (US-EPA) was applied. To evaluate the effects on the aquatic community, aquatic macroinvertebrates were collected in 10 sub-sections of the stream with the use of the surber, in an extension of 100 to 150 m. Overall, the results showed that the effects of land use on stream habitat in neotropical regions were not gradual and continuous across all variable categories (channel morphology, substrate, hydraulics, pieces of wood, riparian vegetation, influence human resources and water quality). Streams in native forest areas showed the best conditions, that is, the presence of continuous and conserved riparian vegetation, allowed greater heterogeneity in the aquatic habitat and the presence of different micro-habitats that are essential for the survival of aquatic biota. On the other hand, the abundance of the Chironomidae group increased towards more intensive uses. This work confirms that less intensive uses have less impact on the aquatic community. Thus, the most intensive uses must apply good soil management practices, among other measures, as this will reflect on the protection of streams.

Keywords: Macroinvertebrates, Water quality, Physical habitat, Lotic ecosystem

1. INTRODUÇÃO GERAL

Distúrbios são eventos naturais ou antrópicos a que estão sujeitos os ecossistemas, incluindo os lóticos, que além dos distúrbios causados pelas condições naturais do ambiente (chuvas e secas intensas, por exemplo), são afetados por modificações ocorridas em seu entorno e bacia de contribuição. Dependendo da magnitude, frequência e duração dos distúrbios, eles podem alterar os processos ecológicos do ambiente aquático, ter efeitos persistentes a longo prazo (CAMANA et al., 2020; SANTOS et al., 2020), e até exceder a capacidade de resiliência ambiental (BUMA; WESSMAN, 2011). Atividades como a silvicultura, agricultura e a pecuária podem atuar como um distúrbio (DAVIES et al., 2016; DUNNE; WESTERN; DIETRICH, 2011), pois promovem grandes interferências nos ecossistemas terrestres, incluindo os ecossistemas adjacentes, como os riachos que percorrem a paisagem.

O sistema de preparo do solo convencional, proveniente da prática agrícola e/ou florestal, envolvem atividades que resultam na exposição periódica do solo (DAVID et al., 1994; GRAMLICH et al., 2018), deixando-o susceptível à ação das chuvas. O uso de maquinário pesado ou a pecuária extensiva agrava os processos de compactação do solo e reduz a infiltração de água (AMPOORTER et al., 2010; DUNNE; WESTERN; DIETRICH, 2011). Com a redução da infiltração, ocorrerá um aumento do escoamento superficial (EDWARDS; SCHOONOVER; WILLIARD, 2015). Todos esses distúrbios, em conjunto ou não, podem alterar a qualidade da água, o habitat físico, as funções ecológicas e a integridade biótica dos riachos. No entanto, apesar da importância do ecossistema aquático no fornecimento de serviços ecossistêmicos (ex.: ciclagem de nutrientes, alimento e lazer) e proteção da biodiversidade aquática, eles são negligenciados no processo de planejamento do uso e ocupação do solo.

Além da influência de processos operantes em larga escala (ex.: bacias de drenagem) e aspectos naturais da paisagem (declividade, área da microbacia, relevo e etc), os riachos também sofrem influência direta da vegetação ripária local (FELD, 2013; MOLINA et al., 2017; PAULA et al., 2018). Dependendo da extensão e qualidade, a vegetação ripária fornece habitat e matéria orgânica, atua como corredor ecológico, melhora a infiltração de água, retêm sedimentos, estabiliza margens e reduz o assoreamento do leito (FRANÇA et al., 2009; MINSHALL; RUGENSKI, 2007). A presença de floresta ripária degradada associada ao uso intensivo do solo resultam em impactos no ecossistema aquático, alterando suas características físicas e promovendo a homogeneização das condições ambientais (BLEICH et

al., 2015; WARD; STANFORD, 1983). Habitats homogêneos fornecem menor diversidade de recursos alimentares e menor diversificação de abrigos para fauna (MALONEY; MUNGUIA; MITCHELL, 2011). Dessa forma, existe uma relação de dependência entre o ecossistema aquático e terrestre, tendo em vista sua influência sobre a qualidade da água e habitat físico de riachos (BRYCE; LOMNICKY; KAUFMANN, 2010; JUEN et al., 2016; MELLO et al., 2020) e, como consequência, sobre a comunidade aquática e processos ecológicos (FIERRO et al., 2019; VERDONSCHOT; VAN DER LEE; VERDONSCHOT, 2020).

No ambiente aquático de riachos, normalmente é encontrada elevada diversidade de organismos, como por exemplo os macroinvertebrados aquáticos (RESH, 2007). Como a maioria dos macroinvertebrados são bentônicos, a presença de folhas, troncos, pedras, macrófitas e filamentos de algas são muito importantes como abrigo e fonte de alimento para estes organismos (BUENO; BOND-BUCKUP; FERREIRA, 2003; KOVALENKO; THOMAZ; WARFE, 2012; PEREIRA et al., 2017). Os macroinvertebrados também são importantes na decomposição da matéria orgânica, nas relações tróficas e na ciclagem de nutrientes (GUEVARA; GODOY; FRANCO, 2018). Distintos grupos de macroinvertebrados aquáticos respondem de forma diferente às interferências no ambiente (REID; QUINN; WRIGHT-STOW, 2010) e como alguns são muito sensíveis às alterações (DAVIES et al., 2005), eles podem ser usados como ferramentas eficientes de avaliação do estado ecológico e atuar como indicadores da saúde do ecossistema aquático (MÁRQUEZ et al., 2015).

Os indicadores biológicos respondem aos impactos antrópicos de uso do solo, atuando como eficientes ferramentas de diagnóstico da condição ambiental. Todavia, os impactos antrópicos podem atuar de forma direta e indireta sobre o ecossistema aquático. Os impactos diretos incluem modificações hidrológicas (maior vazão e escoamento superficial), alterações na morfologia do canal (represamentos, erosão da margem, assoreamento do leito e etc) e na cobertura vegetal (maior exposição do solo, maior entrada de luz, alterações no tipo de matéria orgânica disponível e redução de abrigos para a fauna); enquanto que os impactos indiretos se relacionam com mudanças na diversidade de algas, peixes e macroinvertebrados aquáticos (DAVIES et al., 2016; THOMPSON; PHILLIPS; TOWNSEND, 2009).

Cabe ressaltar que os impactos de uso do solo não se restringem apenas à cobertura atual já que são dependentes do histórico de pressões antrópicas (BREJÃO et al., 2018). Neste sentido, o domínio da Mata Atlântica é um exemplo de longo histórico de degradação e ocupação do solo, apresentando diferentes graus de intervenção humana ao longo de sua extensão territorial (DAUNT; SILVA, 2019). Esta situação, por sua vez, resultou em áreas muito impactadas, caracterizadas pelo uso intensivo do solo com baixa cobertura ripária. Em

outros casos, ocorre intervenção antrópica intermediária, como por exemplo, os locais destinados ao plantio florestal comercial (e.g. *Eucalyptus*) com a presença da vegetação ripária. Há, por fim, locais com pouca ou nenhuma intervenção antrópica, como os espaços protegidos por lei com a função de proteger e conservar os recursos naturais e a biodiversidade animal e vegetal, por exemplo.

Entender como o uso do solo afeta os ecossistemas lóticos auxilia na conservação da qualidade do habitat e biodiversidade aquática. O fomento de pesquisas nessa linha poderá viabilizar a implementação de protocolos de habitat e o uso da comunidade aquática em programas e instituições nacionais, no diagnóstico da qualidade do ambiente aquático. E ainda, considerando que o domínio da Mata Atlântica sofreu um intenso processo de degradação e supressão da vegetação, a avaliação e/ou o monitoramento poderão acompanhar e minimizar os impactos sobre o habitat, qualidade da água e biodiversidade. Deste modo, o presente estudo tem como objetivo geral verificar como o gradiente de intensidade de uso do solo afeta o habitat, qualidade da água e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos, respondendo às seguintes questões: (i) existe uma relação direta entre a intensidade de uso do solo na microbacia e características físicas e químicas de riachos de cabeceira?; ii) como o gradiente de intensidade de uso do solo na microbacia afeta a estrutura da comunidade de macroinvertebrados?

Para tanto, no primeiro capítulo, foi realizada uma revisão de literatura sobre os efeitos do uso do solo (e.g., agricultura e silvicultura) sobre riachos de cabeceira, os tipos de avaliação e monitoramento biológico com o uso de macroinvertebrados aquáticos e os desafios para a implementação do biomonitoramento na Mata Atlântica. Nesta etapa também foi elaborado um modelo conceitual dos impactos do uso do solo sobre riachos e sua biota aquática. No segundo capítulo, analisou-se como o gradiente de intensidade de uso do solo afeta variáveis físicas e químicas da água e o habitat físico de riachos. Por fim, o terceiro capítulo permitiu testar como a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos de riachos de cabeceira variam conforme o uso do solo presente em uma microbacia.

Referências

AMPOORTER, E. et al. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. Forest Ecology and Management, v. 260, n. 10, p. 1664–1676, 15 Oct. 2010.

BLEICH, M. E. et al. Autochthonous primary production in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental integrity. Ecological Indicators, v. 53, p. 154–161, 1 Jun. 2015.

BREJÃO, G. L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. Conservation Biology, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018.

BRYCE, S. A.; LOMNICKY, G. A.; KAUFMANN, P. R. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. Journal of the North American Benthological Society, v. 29, n. 2, p. 657–672, 2010.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 20, n. 1, p. 115–125, 2003.

BUMA, B.; WESSMAN, C. A. Disturbance interactions can impact resilience mechanisms of forests. Ecosphere, v. 2, n. 5, p. art64, 2011.

CAMANA, M. et al. Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil. Hydrobiologia, v. 2, 2020.

DAUNT, A. B. P.; SILVA, T. S. F. Beyond the park and city dichotomy: Land use and land cover change in the northern coast of São Paulo (Brazil). Landscape and Urban Planning, v. 189, p. 352–361, 1 Sep. 2019.

DAVID, J. S. et al. Clearcutting effects on streamflow in coppiced Eucalyptus globulus stands in Portugal. Journal of Hydrology, v. 162, n. 1–2, p. 143–154, 1994.

DAVIES, P. E. et al. Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania. Forest Ecology and Management, v. 219, n. 2–3, p. 132–148, 2005.

DAVIES, P. E. et al. Relating upstream forest management to stream ecosystem condition in middle catchment reaches in Tasmania. Forest Ecology and Management, v. 362, p. 142–155, 2016.

DUNNE, T.; WESTERN, D.; DIETRICH, W. E. Effects of cattle trampling on vegetation, infiltration, and erosion in a tropical rangeland. Journal of Arid Environments, v. 75, n. 1, p. 58–69, 2011.

EDWARDS, P. J.; SCHOONOVER, J. E.; WILLIARD, K. W. J. Guiding Principles for Management of Forested, Agricultural, and Urban Watersheds. Journal of Contemporary Water Research & Education, v. 154, n. 1, p. 60–84, Apr. 2015.

FELD, C. K. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. Freshwater Biology, v. 58, n. 4, p. 715–729, 2013.

FIERRO, P. et al. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. Science of the Total Environment, v. 686, p. 26–37, 2019.

FRANÇA, J. S. et al. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. Marine and Freshwater Research, v. 60, n. 10, p. 990, 2009.

GRAMLICH, A. et al. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 266, p. 84–99, 2018.

GUEVARA, G.; GODOY, R.; FRANCO, M. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. Limnologica, v. 68, p. 105–114, 2018.

JOHNSTONE, J. F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 14, n. 7, p. 369–378, 2016.

JUEN, L. et al. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern amazon. RIiver Research and Applications, v. 32, p. 2081–2094, 2016.

KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. Hydrobiologia, v. 685, n. 1, p. 1–17, 2012.

MALONEY, K. O.; MUNGUIA, P.; MITCHELL, R. M. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, v. 30, n. 1, p. 284–295, 2011.

MÁRQUEZ, J. A. et al. Stream macroinvertebrate communities change with grassland afforestation in central Argentina. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, v. 53, p. 17–25, 2015.

MELLO, K. DE et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. Journal of Environmental Management, v. 270, p. 110879, 2020.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian Processes and Interaction. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). . Methods in stream ecology. 2nd. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 721–742.

MOLINA, M. C. et al. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. Limnologica, v. 65, p. 14–21, 2017.

PAULA, F. R. DE et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. Ecological Indicators, v. 85, p. 1181–1191, 2018.

PEREIRA, T. DA S. et al. Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? Limnologica, v. 63, p. 27–30, 2017.

REID, D. J.; QUINN, J. M.; WRIGHT-STOW, A. E. Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers. Forest Ecology and Management, v. 260, n. 10, p. 1804–1815, 2010.

SANTOS, E. P. et al. Interactive persistent effects of past land-cover and its trajectory on tropical freshwater biodiversity. Journal of Applied Ecology, v. 57, n. 11, p. 2149–2158, 2020.

THOMPSON, R. M.; PHILLIPS, N. R.; TOWNSEND, C. R. Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management. Forest Ecology and Management, v. 257, n. 3, p. 931–940, 2009.

VERDONSCHOT, P. F. M.; VAN DER LEE, G. H.; VERDONSCHOT, R. C. M. Integrating measures of ecosystem structure and function to improve assessments of stream integrity. Freshwater Science, v. 39, n. 4, p. 601–604, 2020.

WARD, J. V; STANFORD, J. A. Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (Eds.) Dynamics of Lotic Systems. Michigan: Ann Arbor Science, 1983. p. 29–42.

2. GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS E O BIOMONITORAMENTO NA CONSERVAÇÃOS DE RIACHOS NA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Na Mata Atlântica, a intensificação do uso do solo e a presença de zonas ripárias degradadas decorrentes do longo histórico de intervenção antrópica estão causando perdas irreversíveis para o habitat e a biodiversidade aquática. Por isso, é possível observar na paisagem riachos em áreas muito impactadas com uso intensivo do solo e degradação da floresta ripária; até riachos com pouca ou nenhuma intervenção antrópica. Para minimizar os impactos ambientais é necessário conhecer a condição atual dos riachos a fim de buscar medidas adequadas de proteção e conservação. O biomonitoramento surge como uma alternativa, pois caracteriza as condições ecológicas de um local, detecta períodos críticos de alteração e avalia a eficácia de medidas de remediação de impactos. Existem inúmeras opções de indicadores no monitoramento biológico, mas os macroinvertebrados aquáticos são o grupo mais utilizado porque estão presentes em quase todos os tipos de habitat, apresentam variedade taxonômica e elevada abundância, sendo sensíveis aos impactos antrópicos oriundos da escala local e de bacia de drenagem. Para monitorar a qualidade do ambiente aquático, pode-se também utilizar diversas técnicas como, por exemplo, a bioacumulação, informações bioquímicas, observações morfológicas e comportamentais, abordagens em nível de população e comunidade. Os índices multimétricos são ferramentas mais robustas, pois podem ser elaborados com diferentes indicadores biológicos, consideram vários impactos e integram várias medidas biológicas em um único valor, mas existem poucos trabalhos nesta área na Mata Atlântica. A implementação de mecanismos de avaliação e monitoramento biológico que possam mitigar tendências e práticas prejudiciais aos ecossistemas aquáticos situados na Mata Atlântica são um grande desafio. No Brasil existe uma resolução que permite a avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, com uso de indicadores biológicos, e embora essa regulamentação seja um avanço, ainda não há exigência do uso do monitoramento biológico em riachos. Um dos obstáculos para a baixa adesão, é a falta de material de divulgação científica e treinamento mínimo para técnicos em meio ambiente, já que na maioria das vezes este tipo de atividade se restringe à pesquisa. Por isso a elaboração e compilação de informações acessíveis ao público geral são de extrema importância, pois fomentam a regulamentação efetiva de dispositivos legais de órgãos públicos, o que auxiliaria na conservação da integridade ecológica de riachos, principalmente na Mata Atlântica que sofre intenso impacto antrópico sobre seus recursos naturais.

Keywords: Ecossistema lótico, Impactos antrópicos, Monitoramento biológico, Neotropical

Abstract

In the Atlantic Forest, the intensification of land use and the presence of degraded riparian zones resulting from the long history of land use are causing

irreversible losses to habitat and aquatic biodiversity. Therefore, it is possible to observe streams in the landscape in areas highly impacted with intensive land use and riparian forest degradation; even streams with little or no human intervention. To minimize environmental impacts, it is necessary to know the current condition of the streams in order to seek adequate protection and conservation measures. Biomonitoring emerges as an alternative, because it characterizes the ecological conditions of a location, detects critical periods of change and assesses the effectiveness of impact remediation measures. There are numerous options for indicators in biological monitoring, but aquatic macroinvertebrates are the most used group because they are present in almost all types of habitat, have taxonomic variety and high abundance, and are sensitive to anthropogenic impacts from the local scale and catchment. To monitor the quality of the aquatic environment, several techniques can be used, such as bioaccumulation, biochemical information, morphological and behavioral observation, population and community level approaches. Multimetric indices are more robust tools because they can be elaborated with different biological indicators, consider several impacts and integrate several biological measures into a single value, but there are few works in this area in the Atlantic Forest. The implementation of biological assessment and monitoring mechanisms that can mitigate harmful trends and practices to aquatic ecosystems located in the Atlantic Forest is a major challenge. In Brazil there is a resolution that allows the assessment of the quality of aquatic environments, using biological indicators, and although this regulation is an advance, there is still no requirement to use biological monitoring in streams. One of the obstacles to low adherence is the lack of scientific dissemination material and minimum training for environmental technicians, since most of the times this type of activity is restricted to research. Therefore, the preparation and compilation of information accessible to the general public is extremely important, as they encourage the effective regulation of legal provisions of public agencies, which would help to conserve the ecological integrity of streams, especially in the Atlantic Forest, which suffers an intense anthropic impact on its natural resources.

Keywords: Lotic ecosystem, Anthropic impacts, Biological monitoring, Neotropical

2.1. Introdução

Aproximadamente metade das florestas tropicais do mundo localizam-se no continente americano (WAIDE, 2008). A denominação de floresta neotropical surge para representar as florestas que estão localizadas ao sul do México e Caribe até Brasil e Bolívia (URQUHART, 2020). Estas florestas são adaptadas ao clima quente e úmido, apresentam elevada diversidade de espécies e dossel florestal de porte alto (URQUHART, 2020). No Brasil, a vegetação que se estende pela costa atlântica brasileira para o interior do continente, mais conhecida como Mata Atlântica, é uma das maiores formações florestais da região

neotropical, e embora seja conhecida pela sua elevada riqueza e endemismo, sofre contínuo impacto sobre seus recursos naturais (PARDINI et al., 2010; ROSA et al., 2021).

As alterações na Mata Atlântica ficaram evidentes com a expansão da agricultura (ROSA et al., 2021; VICTOR et al., 2005) e posteriormente tomaram força com o crescimento urbano, industrial e silvicultural (METZGER, 2009). Regiões que antigamente consistiam de floresta contínua, ao longo do tempo, deram lugar a uma paisagem composta por pequenos fragmentos (PARDINI et al., 2010), de modo que os remanescentes mais conservados situam-se em áreas inclinadas e de difícil acesso (SILVA et al., 2020). Esse domínio é o mais densamente povoado do Brasil, com cerca de 125 milhões de habitantes, situação que intensifica pressões antrópicas (SILVA et al., 2020) e facilita as fontes difusas e pontuais de impacto sobre o ecossistema aquático (CALAPEZ et al., 2018). Atualmente restam cerca de 13% de remanescentes de floresta nativa da Mata Atlântica (GUEDES et al., 2020).

Em estudos realizados neste domínio, as mudanças no uso do solo alteram a qualidade da água (PIFFER et al., 2021), o tipo e quantidade de matéria orgânica que entram no riacho (SANTOS et al., 2019; SERPA et al., 2020), a comunidade aquática (PERESSIN et al., 2020; SILVA-ARAÚJO et al., 2020) e dentre outros. A retirada da cobertura nativa, principalmente a floresta ripária, facilita a entrada de sedimentos, que por sua vez, podem cobrir o substrato e ocupar os espaços intersticiais do leito, resultando em perda de habitat especialmente para grupos de organismos aquáticos bentônicos (BURTON; JOHNSTON, 2010). O aumento na concentração de nutrientes no riacho, em função das atividades antrópicas, podem apresentar efeitos prejudiciais sobre a dinâmica da comunidade aquática dependendo da concentração e do tipo de nutriente considerado (WAGENHOFF; TOWNSEND; MATTHAEI, 2012). A redução da cobertura ripária reduz a quantidade de troncos e a diversidade de folhas que acessam o riacho (PAULA et al., 2011; SERPA et al., 2020). A entrada de luz decorrente da menor cobertura ripária, proporciona um ambiente favorável para o desenvolvimento de algas perifíticas, que alteram a estrutura trófica da comunidade aquática e a taxa de decomposição do material orgânico presente no riacho (TONELLO ET AL 2021), com efeitos pronunciados sobre a biodiversidade aquática (SILVA-ARAÚJO et al., 2020). Enquanto que a construção de barragens e/ou estradas alteram o habitat e a biota (LEAL et al., 2016) e dificultam o fluxo de matéria orgânica, propágulos e de indivíduos ao longo dos riachos (JUVIGNY-KHENAFOU et al., 2020).

Essas modificações alteram a dinâmica do ecossistema aquático e, dependendo do manejo do solo adotado, os impactos podem ser intensificados (VANACKER et al., 2019). A seguir, será discutido um gradiente de intensidade de usos do solo e seus impactos nos

ecossistemas aquáticos (Figura 1). Nesta figura é possível visualizar a sequência de efeitos adversos do uso do solo sobre riachos e sua biota aquática, como a redução do sombreamento, entrada de folhas exóticas no canal, uso de agroquímicos, alterações morfológicas e hidrológicas, redução da cobertura ripária e a introdução de represamentos artificiais que tendem a aumentar no sentido dos usos do solo menos intensivos para os mais intensivos. Na sequência, abordaremos a avaliação e monitoramento dos impactos antrópicos sobre riachos e, em seguida, os desafios na conservação de riachos da Mata Atlântica.

2.2. Gradiente de intensidade de uso do solo e os impactos no ecossistema de riachos

2.2.1. Condições de referência

Neste trabalho, a definição de "condição de referência" adotada relaciona-se a ambientes conservados e representativos do ambiente natural da região e que apresentam condições biológicas, físicas e químicas comumente encontradas em ambientes com mínimo impacto antrópico e o mais próximo possível da condição natural não perturbada (REYNOLDSON et al., 1997; YATES; BAILEY, 2010). A inclusão de locais de referência possibilitam as comparações, uma vez que descrevem o quanto áreas perturbadas desviam-se da condição não perturbada em termos de estrutura e/ou composição da comunidade (LIGEIRO et al., 2013), ou seja, auxiliam na avaliação da condição ambiental de locais sob intervenção antrópica (HAWKINS; OLSON; HILL, 2010).

A manutenção de remanescentes florestais em condições de referência fornece uma série de funções ecológicas relacionadas com o restabelecimento da regeneração natural, dispersão de sementes, decomposição, fixação de carbono, polinização, regulação de pragas de insetos, dentre outros, que auxiliam em sua automanutenção e resiliência (BROCKERHOFF et al., 2017; FOLKE et al., 2004). Quando a floresta nativa localiza-se próxima aos riachos, atua como uma área de transição entre o ambiente aquático e terrestre (MINSHALL; RUGENSKI, 2007), minimizando impactos sobre a qualidade da água (MELLO et al., 2018), o habitat físico de riachos (LEAL et al., 2016; PERESSIN et al., 2020) e a biota aquática (AMARAL et al., 2019; FERREIRA et al., 2018; MONTAG et al., 2019). As zonas ripárias podem se conectar com fragmentos florestais nativos e atuar como corredores ecológicos, facilitando o fluxo gênico e o trânsito de fauna silvestre, além de uma série de outros benefícios como a regulagem da temperatura, sombreamento, estabilização de

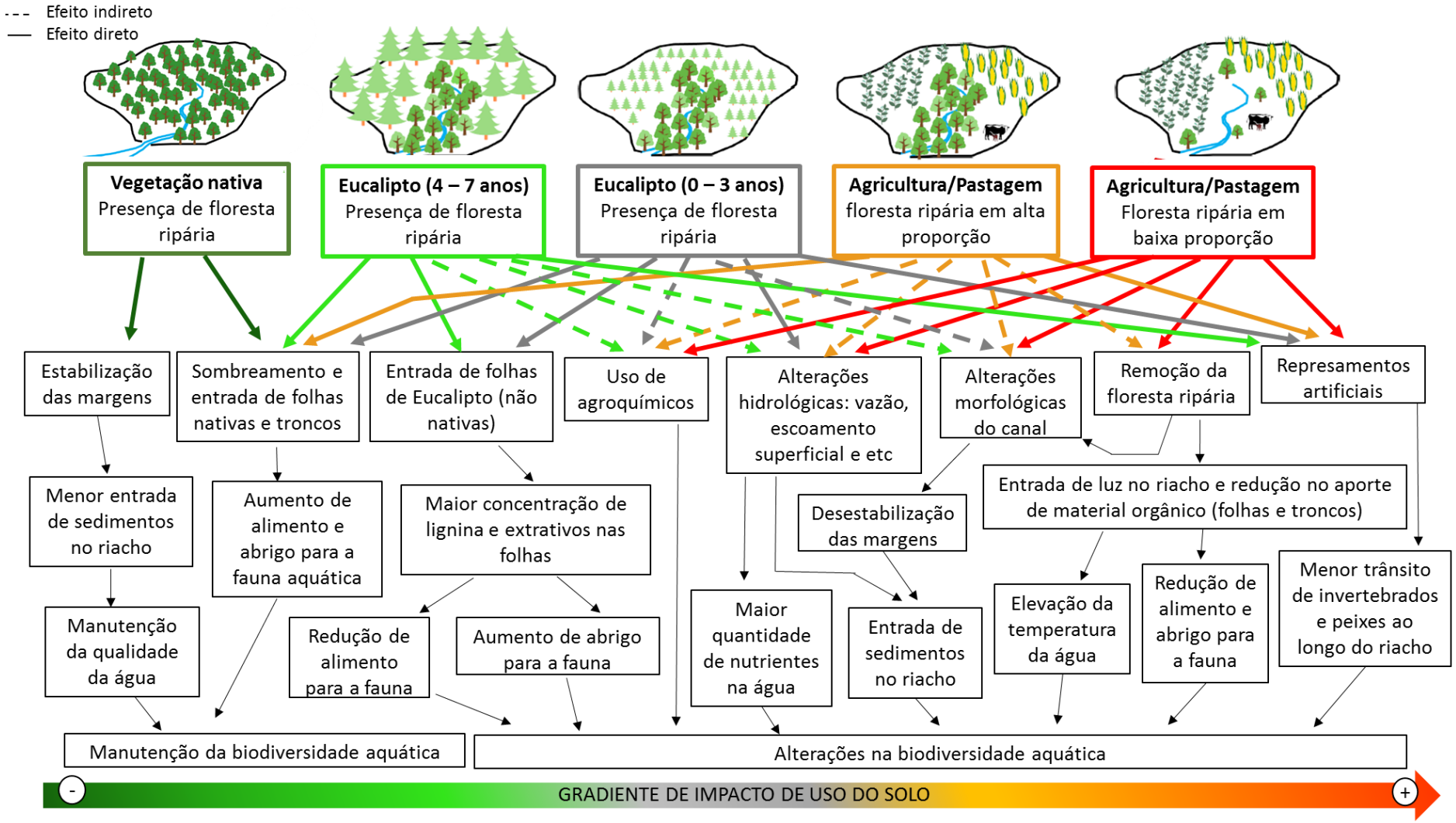


Figura 1: Modelo conceitual dos impactos do uso do solo sobre riachos e sua biota aquática. Os impactos tendem a aumentar no sentido dos usos menos intensivos (-) para os mais intensivos (+).

margens, fornecimento de matéria orgânica e recarga do lençol freático (SALEMI et al., 2012).

2.2.2. Atividades com menor impacto: monoculturas de *Eucalyptus* em estágio avançado de desenvolvimento

Plantios de *Eucalyptus* com idade mais avançada requerem manejo menos intensivo do solo, que em alguns casos, podem favorecer a biodiversidade, aumentar o sombreamento, fixar carbono, reduzir a erosão e fornecer matéria orgânica para o ambiente terrestre e, dependendo da proximidade dos riachos, também podem favorecer o habitat e biota do ambiente aquático principalmente porque minimizam a exposição do solo e os efeitos adversos desta condição (BROCKERHOFF et al., 2008). Como as florestas plantadas de *Eucalyptus* adulto apresentam similaridade estrutural com florestas nativas, esta condição favorece o trânsito de alguns animais silvestres e serve de abrigo contra predadores (GIUBBINA; MARTENSEN; RIBEIRO, 2018).

O ciclo de corte do *Eucalyptus* pode variar de 6 a 15 anos (FERRAZ et al 2013) e a intensidade de movimentação do solo, no que se refere a colheita e preparo do solo, podem ser consideradas menos intensivas quando comparados com culturas agrícolas anuais porque ocorrem em uma frequência menor ao longo do tempo (EMERY et al 2021). Para possibilitar a livre circulação de maquinário e o deslocamento de produtos e insumos, é frequente a presença de estradas não pavimentadas, sendo esta uma das principais fontes de sedimentos e nutrientes em riachos em áreas de florestas plantadas de maior porte (RODRIGUES et al., 2019). E isso ocorre porque as estradas interrompem os padrões naturais de drenagem da água, há também maior exposição do solo que facilita o escoamento superficial e carreamento de sedimentos e nutrientes em períodos de chuvas, além das perturbações recorrentes do tráfego de veículos e máquinas (GRACE III, 2005). Para minimizar esses problemas, recomenda-se um maior distanciamento entre estradas e riachos, uma vez que a maior proximidade promoverá exportação de sedimentos e nutrientes para o canal (GRACE III, 2005). A instalação de estradas no sentido de menor inclinação, uso de cascalho na superfície das estradas e a presença de vegetação também minimizam os impactos provenientes das estradas de terra (SUN et al., 2004).

De forma similar ao que acontece com as estradas, atividades como fertilização, preparo do solo e a colheita florestal também podem causar efeitos adversos prolongados sobre os riachos, todavia os resultados existentes na literatura são muito variados (GRACE

III, 2005). Por exemplo, Rodrigues et al. (2019) concluiu que as concentrações de nutrientes e sólidos suspensos observadas antes e depois da colheita não alteraram a maioria dos parâmetros físicos e químicos avaliados. Ogasawara et al (2020) investigou os efeitos do manejo florestal na exportação de sedimentos sob diferentes condições de cobertura e manejo florestal, e concluiu que tanto a vegetação nativa quanto as florestas plantadas são capazes de proteger o solo e minimizar os efeitos da exportação de sedimentos em riachos. Por outro lado, Rodrigues et al (2014) encontraram elevada exportação de sedimentos em riachos em bacias com plantação de floresta de *Eucalyptus*. Por isso, a adoção de boas práticas de manejo são de extrema importancia porque minimizam os possíveis impactos das atividades florestais sobre os riachos (SUN et al., 2004).

2.2.3. Atividades agrícolas com práticas adequadas de manejo: implementação de florestas ripárias

Além de possibilitar a movimentação da fauna silvestre, fornecer folhas, flores, frutos, sementes, troncos, reduzir o assoreamento e estabilizar as margens (FRANÇA et al., 2009; MINSHALL; RUGENSKI, 2007), a presença de floresta ripária reduz os impactos de atividades como a agricultura e silvicultura, porque atuam como uma barreira ao escoamento superficial, aumentando a infiltração de água e reduzindo a entrada de nutrientes e sedimentos em riachos (STUTTER et al., 2021). Também reduzem a radiação solar incidente sobre o canal, que resultam em condições ideais de temperatura, fornecendo material orgânico em quantidade e qualidade para o riacho (TONELLO et al. 2021). Fernandes et al (2014) destaca que a presença de floresta ripária possui efeitos locais importantes na manutenção da qualidade da água de riachos, tendo em vista que riachos em áreas de pastagens e com estreita floresta ripária tendem a apresentar maiores concentrações de nitrogênio total e condutividade, enquanto que riachos com maior cobertura ripária apresentam elevada concentração de oxigênio dissolvido e diversidade de macroinvertebrados. A menor cobertura ripária também está associada a desestabilização das margens e a entrada de sedimentos no canal (SIEGLOCH et al., 2014; TANIWAKI et al., 2017). Sendo assim, alterações na cobertura ripária podem alterar as condições físico-químicas dos riachos, e por fim, ter efeitos sobre a qualidade do habitat e a composição da comunidade aquática (CHASE et al. 2016).

No que se refere ao habitat físico de riachos, a floresta ripária fornece grandes peças de madeira que aumentam a resistência hidráulica da água possibilitando maior oxigenação,

proteção das margens, acúmulo de matéria orgânica e abrigos (CADOL; WOHL, 2010; PAULA et al., 2013). Como muitos organismos vivem sobre ou entre os substratos do leito e das margens do riacho, a maior diversidade de substrato fornece variadas formas de explorar o habitat aquático (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019; PAULA et al., 2018; VON BERTRAB et al., 2013). O sombreamento exercido pela floresta ripária reduz as flutuações de temperatura e a produtividade primária, auxiliando no metabolismo, nas taxas de crescimento e no ciclo de vida de muitos organismos aquáticos (MALCOLM et al., 2008; THOMPSON; PHILLIPS; TOWNSEND, 2009). Portanto a presença da floresta ripária amortiza os efeitos do entorno e é essencial para a conservação dos ecossistemas aquáticos.

No entanto, a conservação da vegetação ripária nativa e, consequentemente, do ecossistema aquático é dificultada devido aos interesses individuais dos proprietários de terra colidirem com os interesses coletivos que impõem restrições ao uso do solo (GUIDOTTI et al., 2020). Como estratégia para viabilizar as atividades humanas e ao mesmo tempo garantir a conservação da vegetação ripária e os ecossistemas aquáticos, o governo brasileiro implementou dispositivos legais para disciplinar e controlar as atividades antrópicas (GUIDOTTI et al., 2020). No Brasil, as zonas ripárias são parcialmente protegidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651 de 2012), o Código Florestal, através das áreas de preservação permanentes (APP), que dentre os diversos benefícios, tem por finalidade preservar os recursos hídricos, a biodiversidade e assegurar o bem-estar das populações humanas (GUIDOTTI et al., 2020). Embora não seja totalmente embasado por evidências científicas (BRANCALION et al., 2016), o Código Florestal determina a largura mínima de APP ao longo de riachos sem considerar o contexto regional e as práticas de uso do solo adotadas na região (DALA-CORTE et al., 2020; METZGER, 2010). Atualmente, sabe-se que a presença de zonas ripárias mais largas ($\geq$50m) e conservadas é a melhor estratégia para a conservação de riachos nos neotrópicos a fim de minimizar perdas abruptas de biodiversidade (DALA-CORTE et al., 2020). A manutenção a longo prazo destas condições promove melhorias ainda mais significativas sobre a qualidade do ecossistema aquático (BREJÃO et al., 2018).

2.2.4. Atividades com maior impacto: monoculturas (silvicultura, agricultura e pastagens mal manejadas)

A cana-de-açúcar, culturas anuais, citrus, pastagens e florestas plantadas de *Eucalyptus* são algumas das atividades que mais causaram desmatamentos no estado de São

Paulo nos últimos anos (MORAES; MELLO; TOPPA, 2017). A cana-de-açúcar se destaca em função das políticas de produção de biocombustíveis (ALKIMIM; SPAROVEK; CLARKE, 2015), correspondendo a cerca de 42% da energia renovável presente no país e 52,7% da produção nacional (COUTO JÚNIOR et al., 2019). As áreas de pastagem também possuem elevada proporção no estado de São Paulo e, na maioria dos casos, estão sob condições de degradação (ROCHA JUNIOR et al., 2017). Em estudos recentes, observa-se decréscimo das áreas de pastagem (OLIVEIRA et al., 2020) em substituição a outros usos mais lucrativos, principalmente a cana-de-açúcar e, em menor grau, a laranja e a soja (CALABONI et al., 2018; FILOSO et al., 2015).

O preparo convencional do solo de tais atividades consiste no revolvimento superficial da terra com a finalidade de reduzir a compactação, aumentar a porosidade e facilitar na incorporação de corretivos e fertilizantes (TAGAR et al., 2020; THEODORO et al., 2018). Como efeito negativo, também pode causar erosão, carreamento de nutrientes e sedimento devido à maior exposição do solo em período de chuvas intensas (TAGAR et al., 2020; TANIWAKI et al., 2017). O uso de maquinário pesado, como tratores, colheitadeiras e pulverizadores agravam os processos de compactação do solo, reduzem não só a infiltração de água mas também a recarga do lençol freático e aumentam o escoamento superficial (AMPOORTER et al., 2010). A aplicação inadequada de fertilizantes, herbicidas e pesticidas, além de comprometer a qualidade do solo, podem alterar a qualidade da água e a comunidade aquática de pequenos riachos (ALLAN, 2004; SCHÄFER, 2019). Associadas ao intenso uso do solo, a presença inadequada de estradas de terra, rodovias, pontes e travessias potencializam os impactos sobre a biodiversidade e os recursos hídricos (BAILLIE; NEARY, 2015; LEAL et al., 2016) porque desestabilizam encostas, aumentam a quantidade de sedimento e podem intensificar os impactos das atividades de colheita (PRICE; LEIGH, 2006).

Quando consideramos as áreas de pastagem, a ausência ou baixa proporção de vegetação florestal ripária facilita o acesso do gado ao riacho, que por sua vez aumenta a quantidade de carbono orgânico na água (proveniente do estrume), também desestabiliza as margens (TANIWAKI et al., 2017) e facilita a entrada de nutrientes e sedimentos no canal (SIEGLOCH et al., 2014). Outro efeito deletério é a ação do pisoteio do gado e consequente compactação do solo, que facilitará o escoamento superficial em períodos de chuva (DUNNE; WESTERN; DIETRICH, 2011). Segundo Mori et al. (2015), investigando a relação entre as mudanças de uso do solo e a entrada de nutrientes e sedimentos em riachos da Mata Atlântica, que riachos situados em área de pastagem, apresentaram maior turbidez e

concentração de sedimentos. Segundo Taniwaki et al. (2017) a conversão de pastagens em cana-de-açúcar exerceu efeitos negativos na qualidade da água de riachos tropicais em função das elevadas concentrações de nitrato e sólidos suspensos em seus fluxos.

Outra atividade em expansão nas últimas décadas são as florestas plantadas de *Eucalyptus,* que vêm ganhando espaço na economia nacional devido à alta produtividade e rápido crescimento (RODRIGUES et al., 2019). Assim como a agricultura, a silvicultura faz uso de agroquímicos e maquinário pesado tanto para o preparo do solo quanto para as atividades de colheita e transporte florestal (BROCKERHOFF et al., 2008). O maquinário utilizado no preparo do solo em áreas florestais, também consiste em revolver a superficie do solo a fim de reduzir a compactação e permitir a incorporação de corretivos e fertilizantes (TAGAR et al., 2020; THEODORO et al., 2018). Por consequência, esta atividade promove maior exposição do solo e aumentam o escoamento superficial em períodos de chuva (GRACE III). Os impactos sobre o solo poderão ser menores em florestas plantadas, porque algumas máquinas florestais apresentam dispositivos que minimizam danos sobre o solo, como por exemplo o uso de esteira ao invés de rodas. (ZEMÁNEK; NERUDA, 2021). Por outro lado, caso não seja realizado um planejamento sobre a frequência e a intensidade de trânsito das máquinas, que geralmente é maior durante a colheita florestal, haverá alterações em atributos físicos do solo (DIAS JUNIOR et al., 2005).

As alterações adversas dos plantios florestais são mais evidentes, durante e logo após a colheita florestal, assim como nas atividades de preparo do solo, calagem e fertilização devido à maior exposição do solo (RODRIGUES et al., 2019). Sendo assim, no início do desenvolvimento de plantios de *Eucalyptus,* o ambiente aquático estará mais susceptível a impactos sobre riachos, do que em estágio avançado de desenvolvimento. Cabe ressaltar que plantios florestais jovens usualmente possuem floresta ripária, pois as empresas florestais atendem ao Código Florestal. No entanto, se as práticas forem muito intensivas ou inadequadas, a floresta ripária sozinha não será capaz de evitar os impactos.

2.3. Avaliação e monitoramento dos impactos antrópicos sobre riachos

2.3.1. Biomonitoramento e o uso de indicadores na avaliação dos impactos antrópicos sobre riachos

As primeiras avaliações sobre a qualidade da água de riachos ocorreram na Europa, por volta de 1900, a partir de um sistema sapróbico[1] que se baseava na presença de espécies indicadoras, como por exemplo comunidades de plâncton, perifíton e invertebrados aquáticos (METCALFE, 1989). Neste sistema, que foi a base conceitual para métodos de biomonitoramento, Kolkwitz and Marsson (1902) elaboraram uma lista de espécies indicadoras (sensíveis ou tolerantes à poluição) e esta listagem foi utilizada por décadas por inúmeros pesquisadores (MOOG; SCHMUTZ; SCHWARZINGER, 2018). Esse sistema teve aceitação pública e foi uma ferramenta importante para a gestão da água e políticas públicas da época (ROLAUFFS et al., 2004). Ao longo do tempo, a abordagem sapróbica sofreu uma série de modificações e adaptações, as alterações mais recentes ocorreram no ano de 2000 quando a Diretiva Quadro da Água (*The Water Framework Directive* - WFD) alterou alguns métodos de biomonitoramento em riachos e rios da Europa (ROLAUFFS et al., 2004).

Embora exista um longo histórico de uso de indicadores biológicos, a avaliação da condição de riachos foi predominantemente realizada por variáveis físicas e químicas da água (e.g. pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, nitrato, oxigênio dissolvido e outros) que não revelam com precisão as alterações ambientais (BALDERAS et al., 2016). Alguns componentes presentes na água podem apresentar concentrações abaixo dos limites detectáveis e terem efeito acumulativo deletério na vida dos organismos aquáticos (PRABHAKARAN et al., 2017). Quando se inclui informações sobre o habitat (e.g. morfologia do canal, substrato, volume de madeira etc), amplia-se o entendimento de como os efeitos antrópicos atuam no ambiente aquático (KAUFMANN; FAUSTINI, 2012). Por exemplo, Paula et al (2018), estudando riachos no sudeste do Brasil, encontraram que o aumento de cobertura florestal próxima ao canal apresentou relação com o aumento de peças de madeira (troncos), diversidade de habitat e oxigênio dissolvido, assim como pela diminuição da profundidade e temperatura do canal. Na Amazônia, Dias et al (2010) não observaram mudanças significativas no habitat e na comunidade aquática imediatamente após o início da exploração de madeira de reduzido impacto, mas a médio prazo, constataram alterações na temperatura, quantidade de troncos e na abundância relativa de peixes, ou seja, os impactos foram detectados muito tempo depois do início das interferências antrópicas. Carvalho et al. (2018) observaram que a expansão da monocultura do dendê afetou a comunidade de Odonata devido à redução de pedaços de madeira no

[1] Saprobico está associado a dependência de um organismo em ter como fonte de alimento substâncias orgânicas em decomposição (METCALF, 1989).

interior de riachos, pela menor cobertura de floresta ripária ao redor do canal e aumento de infraestruturas antrópicas sobre o canal (estradas), esta condição por sua vez aumentou o pH dos riachos.

Assim, a abordagem sobre o habitat físico de riachos (variáveis de morfologia do canal, hidrodinâmica, disponibilidade de abrigo para a biota, condição da vegetação ripária, tipo de substrato e outros), fornecem informações detalhadas sobre a condições dos riachos e são formas efetivas de caracterizar impactos (FERREIRA et al. 2018). Porém, para que a caracterização do habitat seja eficaz e que possa ser o mais próxima possível da condição original, é necessário o uso de uma série de variáveis, tornando esta atividade cansativa e difícil de se quantificar satisfatoriamente (KAUFMANN; FAUSTINI, 2012). O uso de indicadores biológicos tem se mostrado atrativo na avaliação da integridade ecológica de riachos, porque é um método fácil de se efetuar em campo, barato e com efetivo uso em países com recursos tecnológicos e econômicos limitados (RESH, 2007). Além disso, os indicadores biológicos apresentam forte relação com o meio ambiente ao longo de seu ciclo de vida (MARTINS et al. 2020). Existem inúmeras opções de comunidades que podem auxiliar no diagnóstico do ambiente aquático, como por exemplo, diatomácias, algas, micro-organismos, zooplancton, peixes e macroinvertebrados (RESH, 2007), mas os macroinvertebrados têm sido o grupo mais utilizado como bioindicador (BUSS et al., 2015). Os macroinvertebrados conseguem integrar alterações de curto e longo prazo sob condições variadas de impacto ambiental, permitindo monitorar a qualidade da água e as mudanças ambientais (CARTER et al., 2007; HUSSAIN; PANDIT, 2012). Algumas características que tornam esse grupo importante na avaliação das condições dos riachos são: i) estão presentes em quase todos os tipos de habitat; ii) são sensíveis às alterações ambientais; iii) exibem elevada variedade taxonômica; iv) apresentam elevada abundância; v) apresentam limitada mobilidade; vi) apresentam facilidade para identificação a nível de família (BALDERAS et al., 2016; BUSS et al., 2015; CARTER et al., 2007).

Assim, o uso dos macroinvertebrados no biomonitoramento pode auxiliar na conservação de riachos, pois caracteriza as condições ecológicas de um local, detecta períodos críticos de alteração e avalia a eficácia de medidas de remediação de impactos (BUSS et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2021). Existem inúmeras ferramentas para monitorar a qualidade do ambiente aquático (PRABHAKARAN et al., 2017). Dependendo do objetivo e demandas específicas, incorporam técnicas relacionadas com bioacumulação, alterações bioquímicas, observação morfológicas e comportamentais e abordagens em nível de população e comunidade (PRABHAKARAN et al., 2017).

A bioacumulação ocorre quando a biota aquática acumula poluentes (fertilizantes, herbicidas e pesticidas) por absorção direta do meio circundante ou através do consumo alimentar em vários níveis tróficos (PRABHAKARAN et al., 2017). O contato ou os efeitos tóxicos de componentes químicos presentes no ambiente aquático desencadeiam outros efeitos sobre a biota. Como algumas respostas bioquímicas dos organismos aquáticos podem ocorrer sob baixas concentrações de poluentes, os biomarcadores bioquímicos (e.g., níveis de oxidases de função mista, atividades enzimáticas, metalotioneínas e a extensão do dano ao DNA (CARTER et al., 2007)) tornaram-se ferramentas promissoras para o alerta precoce de impactos (KAVIRAJ et al., 2014; PRABHAKARAN et al., 2017). Os macroinvertebrados são frequentemente utilizados para avaliar alterações bioquímicas em resposta aos impactos antrópicos (GONÇALVES et al., 2021). As alterações bioquímicas resultam em modificações morfológicas (e.g. deformidades no mentum de *Chironomus*), comportamentais (e.g., ventilação, locomoção e a alimentação dos macroinvertebrados) (PRABHAKARAN et al., 2017) e até fisiológicas (e.g. alterações na respiração, metabolismo e bioenergética) (CARTER et al., 2007). Os chironomideos são o grupo mais utilizado em estudos sobre deformidades morfológicas, em especial os *Chironomus*, porque estão presentes em quase todo o tipo de ambiente e, dependendo da condição do riacho, apresentam-se em elevada abundância (KUHLMANN; HAYASHIDA; ARAÚJO, 2000).

As abordagens a nível de população e comunidade se baseiam nos padrões de abundância, distribuição e diversidade das comunidades aquáticas (PRABHAKARAN et al., 2017). É possível utilizar informações descritivas dos táxons por meio de índices de diversidade, riqueza e equabilidade (e. g., índices de Margaleff, Simpson ou Shannon-Wiener) (JACOBSEN et al., 2008), que respondem a situações de severo impacto ambiental mas que não detectam impactos leves e moderados (CAO; BARK; WILLIAMS, 1996). Versões modificadas de índices bióticos implementados na Europa, como por exemplo o BMWP *(Biological Monitoring Working Party system)* e ASPT (*Average Score Per Taxon)* são muito utilizados no Brasil. Embora necessitem de ajustes para uso na Mata Atlântica, tendo em vista que as poucas adaptações destes índices ocorreram apenas no domínio do Cerrado (JUNQUEIRA et al., 2000; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008). Cabe ressaltar que tanto o uso de índices bióticos quanto os descritivos só serão realmente úteis quando acompanhados de informações ambientais em escalas locais ou de microbacia (e.g., parâmetros físicos e químicos da água, habitat físico do riacho, vegetação ripária, uso do solo na microbacia etc) (CAO; BARK; WILLIAMS, 1996).

Para se obter uma visão mais abrangente dos efeitos do uso do solo sobre o

ecossistema aquático, muitos estudos utilizam métricas da comunidade biótica. As mais utilizadas são abundância, riqueza, equabilidade e porcentagem de grupos tolerantes (e.g.,, Chironomidae) e intolerantes (EPT) aos impactos antrópicos (CARTER et al., 2007). Como as métricas mudam conforme o aumento da influência humana, elas podem inferir sobre a condição ecológica do riacho e indicar períodos críticos de perturbação (FLINDERS; HORWITZ; BELTON, 2008). Ou seja, em ambientes degradados observa-se predomínio de grupos tolerantes aos impactos ambientais, enquanto que em ambientes degradados predominam grupos sensíveis as condições ambientais. A abordagem funcional também é muito utilizada, e considera o tipo de alimento consumido, aspectos comportamentais e morfológicos da comunidade aquática (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014), além de excluir o efeito da regionalidade, facilitando comparações entre diferentes regiões (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). De acordo com a classificação proposta por Cummins (1973), os cinco grupos tróficos funcionais são: fragmentador, coletor-catador, coletor-filtrador, raspador e predador. Cummins (1973) foi pioneiro na elaboração do conceito de grupos funcionais para riachos da América do Norte e, posteriormente, fez estudos nessa área em riachos do domínio da Mata Atlântica no sul do Brasil (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005)

Atualmente as técnicas mais robustas para discriminar impactos ambientais são por meio de índices multimétricos (MARTINS et al., 2020). As métricas bióticas utilizadas para compor o índice multimétrico representam tanto características biológicas naturais quanto respostas em relação aos gradientes naturais e de impacto antrópicos (RUARO et al., 2020). Ou seja, as métricas bióticas respondem, ao mesmo tempo, tanto a atributos naturais da paisagem como tamanho da bacia, geologia, geomorfologia, altitude e precipitação, quanto a alterações antrópicas como desmatamentos e poluição. Para utilizá-lo de forma satisfatória, são necessários critérios rígidos de seleção de locais de referência, amostragem e seleção de métricas, para que sejam compartilháveis e comparáveis em outras localidades (RUARO et al., 2020). Existem também as técnicas multivariadas de biomonitoramento preditivo, baseadas em análises multivariadas sequenciais, que conseguem prever a ocorrência de determinadas comunidades de invertebrados em função das condições ambientais de locais teste sob baixo estresse antrópico (CARTER et al., 2007). Assim, a comunidade esperada é derivada de um banco de dados composto por informações sobre a biota e características do ambiente em locais de referência, todavia essa abordagem é mais utilizada em estudos de grande escala (CARTER et al., 2007). Podemos citar como exemplo o RIVPACS - *River Invertebrate Prediction and Classification System* - desenvolvido no Reino Unido

(WRIGHT et al., 1984), BEAST - *Benthic Assessment of Sediment* - Canadá (REYNOLDSON et al., 1995) e outros (KOKEŠ et al., 2006; LINKE et al., 2005; SUDARYANTI et al., 2001).

2.3.2. Avaliação e monitoramento biológico na Mata atlântica com o uso dos macroinvertebrados aquáticos

No Brasil, o primeiro estudo ocorreu no final da década de 80 com os autores Schroeder-Araujo e Cipólli (1986) estudando a ocorrência de organismos bentônicos, indicadores da qualidade dos rios do Parque Estadual de Campos de Jordão, no domínio da Mata Atlântica. A maioria dos estudos, até então, se restringiam à caracterização morfológica e taxonômica dos organismos aquáticos (MELO, 2014). Após essa data, alguns estudos começaram a surgir como o de Junqueira e Campos (1991), Callisto (1993), Callisto e Esteves (1995), Callisto e Esteves (1996, 1998), Junqueira e Campos (1998), Marques, Barbosa e Callisto (1999), Pedrosa, Calasans e Rezende (1999) e Ometo et al. (2000). Assim, a década de 90 consolida grupos de pesquisa na área de ecologia de riachos, mas é no início dos anos 2000 que se iniciam, de fato, a expansão e internacionalização de informações sobre os invertebrados aquáticos no Brasil (MELO, 2014).

Os primeiros estudos sobre bioindicadores aquáticos no domínio da Mata atlântica com macroinvertebrados eram focados no uso de algumas métricas bióticas (FERREIRA-PERUQUETTI; MARCO JR., 2002; OMETO et al., 2000) ou na presença de grupos tolerantes/sensíveis aos impactos ambientais (SCHROEDER-ARAÚJO; CIPÓLLI, 1986). Como já explicitado no tópico anterior, existem diferentes técnicas para monitorar/avaliar os impactos antrópicos sobre riachos. São duas as principais abordagens utilizadas na Mata Atlântica, uma delas relaciona-se com a caracterização taxonômica da comunidade aquática e sua abundância, e a segunda relaciona-se a atributos funcionais da comunidade (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Muitos estudos fazem uso conjunto de métricas e índices com informações taxonômicas e funcionais. Hunt et al., (2017), por exemplo, buscou investigar a eficácia das zonas ripárias na mitigação de efeitos adversos sobre riachos, e utilizaram os índices Biological Monitoring Working Party (BMWP) e média de pontuação por táxon (BMWP ASPT), e as métricas de densidade da comunidade, índice Shannon–Weaver, riqueza total, riqueza de Coleoptera, riqueza do grupo EPT, dentre outros. De forma similar, Silva-Araújo et al. (2020) investigando os efeitos do desmatamento da zona ripária sobre medidas de estrutura da comunidade de invertebrados

bentônicos aquáticos, fizeram uso de métricas de riqueza da comunidade, índice Shannon–Weaver, porcentagem de fragmentadores, porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e porcentagem de Chironomidae entre Dípteros.

Todavia, o uso de muitas métricas e índices pode dificultar a interpretação dos resultados, por isso alguns autores preferem utilizar determinados táxons sensíveis ou tolerantes às alterações ambientais. Por exemplo, Amaral et al. (2019) estudaram a composição e distribuição espacial da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos, em diferentes condições, situados no domínio da Mata Atlântica. E os autores Siegloch et al. (2017) observaram como a complexidade da zona ripária afeta a composição e abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Enquanto que Silveira et al. (2015) examinaram a diversidade e distribuição da assembléia de Chironomidae na escala de mesohabitat em riachos localizados em diferentes áreas preservadas da Mata Atlântica. Também existem estudos focados em determinados grupos com a finalidade de relacionar deformidades morfológicas com impactos ambientais. Alguns estudos realizados na Mata Atlântica mostram que deformidades em peças bucais de Chironomidae em riachos estão associadas a elevadas concentrações de poluentes como zinco e cobre (BEGHELLI; ROSA; MOSCHINI-CARLOS, 2011; CALLISTO; MARQUES; BARBOSA, 2000; DELIBERALLI et al., 2018).

Além das métricas que consideram grupos de organismos sensíveis e tolerantes aos impactos em riachos, há também os grupos tróficos funcionais. Na Mata Atlântica, essa abordagem mostra resultados satisfatórios, tendo em vista a sensibilidade dos grupos funcionais às mudanças no uso do solo (COLZANI et al., 2013; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2007). Observa-se que os coletores catadores estão presentes em diferentes condições ambientais (BRASIL et al., 2014; MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014), generalistas predominam em riachos degradados (CASTRO et al., 2016) e filtradores são mais abundantes em riachos com melhor qualidade da água (BRASIL et al., 2014). Outros estudos mostram que consumidores primários e filtradores auxiliam na detecção de contaminação por metais pesados ou componentes orgânicos tóxicos associados a fertilizantes agrícolas em riachos (LOUREIRO et al., 2018), como por exemplo, alguns táxons do grupo Decapoda, Gastropoda (SCHWANTES et al., 2021) e Bivalve (MANFRIN et al., 2019; SCHWANTES et al., 2021).

Os índices multimétricos (MMI – do inglês Multimetric Index) ou indice de Integridade Biótica (do inglês Index of Biotic Integrity, IBI), são ferramentas promissoras, pois podem ser elaborados com diferentes indicadores biológicos, consideram vários

impactos e integram várias medidas biológicas em um único valor, facilitando a avaliação das condições do local (OLIVEIRA et al., 2011). Na Mata Atlântica, ainda existem poucos estudos sobre índices multimétricos com o uso de macroinvertebrados aquáticos, mas os poucos estudos que existem fomentam a criação e implementação de programas de monitoramento biológico para conservação dos ecossistemas aquáticos. Pode-se citar, como exemplo, Baptista et al (2007), em estudo na região da Serra dos Orgãos (RJ), que elaboraram o índice multimétrico com seis métricas (% Diptera, % Coleoptera, Family Taxa, EPT Taxa, BMWP- CETEC e % fragmentadores) e destacaram a importância de alguns ajustes como a integração de informações sobre a análise química da água e avaliação da integridade ambiental. No trabalho de Oliveira et al (2011), incluiu-se 9 métricas (riqueza de família; riqueza de Trichoptera; índice Shannon; % Plecoptera; % Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT); % moluscos e dípteros; % de fragmentadores; proporção de indivíduos Chironomidae/Diptera e % Hydropsychidae/Trichoptera) e o índice multimétrico final distinguiu bem entre os diferentes níveis de alteração ambiental e foi fortemente correlacionado com medidas de perturbação. Enquanto que Pereira et al (2016), propondo um índice mais robusto para o domínio da Mata Atlântica, desenvolveram índices multimétricos com macroinvertebrados considerando dois tipos de riachos e duas ecorregiões no estado do Rio de Janeiro. Nesta abordagem também foram testados diferentes ajustes e testes para a seleção das métricas. Entretanto, ainda existem lacunas quanto à padronização dos métodos utilizados (seleção de locais referência, amostragem e procedimentos para a seleção das métricas) sobre a aplicação em larga escala e o estabelecimento de critérios para definir as áreas de referência (MARTINS et al 2020; RUARO; GUBIANI, 2013).

2.4. Desafios na conservação de riachos da Mata Atlântica

A implementação de mecanismos de avaliação e monitoramento biológico que possam mitigar tendências e práticas prejudiciais aos ecossistemas aquáticos situados na Mata Atlântica são um grande desafio. O uso de ferramentas que buscam uma visão integrada da condição ecológica dos riachos dificulta ainda mais as medidas de recuperação e proteção dos recursos hídricos (TERRA et al., 2013). Uma das grandes justificativas para a implantação do biomonitoramento relaciona-se com a necessidade de conhecer a condição atual dos riachos, a fim de buscar as medidas adequadas de proteção e conservação (BALDERAS et al., 2016). Ao considerar o contexto atual e histórico de uso do solo, e

consequente degradação de florestas na região da Mata Atlântica, são necessárias medidas que visem monitorar e conservar pequenos riachos, para uma maior proteção do ecossistema aquático. Riachos em paisagem degradadas e altamente fragmentadas apresentam modificações na estrutura no ambiente aquático que podem persistir por longo período de tempo (BREJÃO et al., 2018; SANTOS et al., 2020). Nesses casos, o monitoramento biológico auxilia no diagnóstico da condição dos riachos e acompanha os padrões da biota, a fim de mantê-los dentro de limites ambientais aceitáveis (PRABHAKARAN et al., 2017).

Nas últimas décadas, agências e instituições nacionais dos Estados Unidos, Canadá, União Europeia (UE), África do Sul, Austrália, Nova Zelândia e Coreia do Sul apresentam programas de biomonitoramento que mostram resultados relevantes na conservação dos ecossistemas aquáticos (BUSS et al., 2015). O estabelecimento de políticas públicas como a lei federal dos Estados Unidos chamada *Clean Water Act* e a Diretiva Quadro da Água (*Water Framework Directive*) na União Europeia foram essenciais para estimularem estudos sobre biomonitoramento e o desenvolvimento de metodologias mais robustas para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo o uso de índices multimétricos (RUARO; GUBIANI, 2013). Todavia, países em desenvolvimento, localizados na América do Sul, Ásia e grande parte da África, ainda estão em fase de adaptação e testes (MOOG; SCHMUTZ; SCHWARZINGER, 2018).

A Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o Código Florestal (Lei Federal n° 12651/2012) foi um grande avanço na conservação de riachos pois determina a largura mínima de APP ao longo de rios/riachos, todavia esta lei não considera as práticas de uso do solo adotadas na região, que exercem grande influência sobre a qualidade do ecossistema aquático. Por isso, alguns municípios brasileiros têm implementado políticas públicas que vão além do que é exigido por essa lei a fim de conciliar a conservação de riachos e o desenvolvimento sustentável. Na cidade de Extrema (SP), existe a iniciativa do município de pagar aos proprietários rurais que adotam práticas de manejo de uso do solo com o objetivo de prover serviços hidroambientais. Em Bonito (MS) e Aparecida de Goiânia (GO), existe uma regulamentação específica para a manutenção de pelo menos 50m de vegetação ripária, em ambas as margens de riachos em áreas rurais, com a finalidade de manter a qualidade dos ecossistemas aquáticos e atividades de ecoturismo (DALA-CORTE et al., 2020).

Muitas empresas florestais também estão incorporando aspectos da conservação de riachos (ERDOZAIN et al., 2019), a fim de manter a conservação dos ecossistemas aquáticos em parceria com a atividade florestal (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Uma das práticas mais adotadas é a proteção e recuperação das zonas ripárias que estão

previstas por lei (BRANCALION et al., 2016; GUIDOTTI et al., 2020; SOARES-FILHO et al., 2014) e o acompanhamento da qualidade da água por meio da coleta de dados físicos e químicos da água (FERNANDES; DE SOUZA; TANAKA, 2014; RODRIGUES et al., 2019). O uso de indicadores biológicos, na maioria dos casos, restringe-se a atividades de pesquisa no sudeste do país, com o uso de poucas técnicas de avaliação (BUSS et al., 2015). Alguns indicadores biológicos são possíveis de serem utilizados sem a necessidade de recursos elevados e mão de obra especializada. Por exemplo, a identificação até o nível de família ou gênero são comumente utilizados em programas de biomonitoramento, e o uso de comunidades sensíveis (EPT) ou tolerantes às condições ambientais (Chironomidae) mostram-se eficientes na avaliação da condição de riachos (AMARAL et al., 2019; BALDERAS et al., 2016; SILVEIRA et al., 2015).

No Brasil, a Resolução CONAMA 357 de 2005 permite a avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, quando apropriada, por meio do uso de indicadores biológicos. Embora essa regulamentação seja um avanço na conservação da integridade ecológica de riachos e para a proteção da biodiversidade aquática, ainda não há exigência do uso do monitoramento biológico em riachos (OLIVEIRA et al., 2011). Observa-se que as dificuldades relacionam-se com a elevada extensão territorial e variabilidade ambiental da Mata Atlântica, que exige estudos regionais, limitando programas de avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (OLIVEIRA et al., 2011). Em países onde a prática do biomonitoramento é comum, os procedimentos de coleta de dados são diferentes por regiões. Na Europa, por exemplo, observam-se diferenças relacionadas ao tamanho da malha dos coletores e o número e tipo de substratos a serem amostrados (BALDERAS et al., 2016). Na Nova Zelândia, os protocolos de biomonitoramento são diferentes em função do tipo de leito do riacho (*hard-bottomed and soft-bottomed*) (PEREIRA et al., 2016). Além da grande extensão territorial dos domínios vegetacionais existentes no Brasil, observa-se que a fiscalização ambiental é deficiente (BRITO et al., 2020; SOARES-FILHO et al., 2014). A incorporação de métodos de fiscalização mais eficazes, acessíveis e fáceis de se aplicar são uma forma de assegurar a qualidade dos riachos. Dependendo do método ou técnica utilizada, o biomonitoramento pode ser aplicado por profissionais e técnicos de meio ambiente, fornecer alertas sobre impactos e ser determinantes para a aplicação de sanções administrativas ao não cumprimento das leis (SANTOS, 2012).

Um dos obstáculos para a baixa adesão no uso de indicadores biológicos por órgãos públicos no Brasil, e consequentemente na Mata Atlântica, é a falta de material de divulgação científica sobre biomonitoramento para o público leigo e treinamento mínimo

para técnicos em meio ambiente, já que na maioria das vezes este tipo de atividade se restringe à pesquisa científica. Por isso a elaboração e compilação de informações acessíveis ao público geral são de extrema importância, pois ampliam o conhecimento geral na área de ecologia de riachos, despertam o interesse da população, auxiliam trabalhos de campo e propagam o uso desse conhecimento na conservação e qualidade de vida da população humana (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). Além disso, a utilização de protocolos padronizados de amostragem e de processamento de amostras facilitam as comparações e são essenciais em monitoramentos por longo período de tempo (BALDERAS et al., 2016). Essas medidas podem facilitar a regulamentação efetiva de dispositivos legais de órgãos públicos, o que auxiliaria na conservação da integridade ecológica de riachos, principalmente na Mata Atlântica que sofre intenso impacto antrópico sobre seus recursos naturais.

Referências

ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K. C. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. Applied Geography, v. 62, p. 75–84, 1 ago. 2015.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004.

AMARAL, P. H. M. et al. Richness and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Atlantic forest streams. Acta Oecologica, v. 99, 2019.

AMPOORTER, E. et al. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. Forest Ecology and Management, v. 260, n. 10, p. 1664–1676, 2010.

BAILLIE, B. R.; NEARY, D. G. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. New Zealand Journal of Forestry Science, v. 45, n. 1, p. 1–18, 2015.

BALDERAS, E. C. S. et al. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. Ecological Indicators, v. 61, p. 558–567, 2016.

BAPTISTA, D. F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. Hydrobiologia, v. 575, n. 1, p. 83–94, 2007.

BEGHELLI; ROSA, A. H.; MOSCHINI-CARLOS. Effects of copper in sediments on benthic macroinvertebrate communities in tropical reservoirs. v. 29, n. 2, p. 103–116, 2011.

BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. Natureza & Conservação, v. 14, p. e1–e16, 2016.

BRASIL, L. S. et al. Longitudinal Distribution of the Functional Feeding Groups of Aquatic Insects in Streams of the Brazilian Cerrado Savanna. Neotropical Entomology, v. 43, n. 5, p. 421–428, 2014.

BREJÃO, G. L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. Conservation Biology, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018.

BRITO, J. G. et al. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. Biological Conservation, v. 241, p. 108263, 2020.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. Biodiversity and Conservation, v. 26, p. 3005–3035, 2017.

BURTON, G. A.; JOHNSTON, E. L. Assessing contaminated sediments in the context of multiple stressorsEnvironmental Toxicology and ChemistryJohn Wiley & Sons, Ltd, , 1 dez. 2010. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/etc.332>. Acesso em: 29 jan. 2021

BUSS, D. F. et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. Environmental Monitoring and Assessment, v. 187, n. 1, p. 4132, 2015.

CADOL, D.; WOHL, E. Wood retention and transport in tropical, headwater streams, La Selva Biological Station, Costa Rica. Geomorphology, v. 123, n. 1–2, p. 61–73, 2010.

CALABONI, A. et al. The forest transition in São Paulo, Brazil: Historical patterns and potential drivers. Ecology and Society, v. 23, n. 4, 2018.

CALAPEZ, A. R. et al. The effect of hypoxia and flow decrease in macroinvertebrate functional responses: A trait-based approach to multiple-stressors in mesocosms. Science of the Total Environment, v. 637–638, p. 647–656, 2018.

CALLISTO, M. Macrobenthic fauna of an Amazonian lake impacted by bauxite mining - Lago Batata. Chironomus Newsletter, v. 5, n. 1, p. 15–15, 1993.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de Bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 8, p. 115–126, 1996.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Caracterização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia central (Brasil). Oecologia Brasiliensis, v. 5, p. 223–234, 1998.

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba River, southeast Brazil. SIL Proceedings, 1922-2010, v. 27, n. 5, p. 2699–2702, 2000.

CAO, Y.; BARK, A. W.; WILLIAMS, W. P. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. Hydrobiologia, v. 341, n. 1, p. 1–19, 1996.

CARTER, J. L. et al. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). Methods in stream ecology. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 805–834.

CARVALHO, F. G. et al. Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. Animal Conservation, v. 21, n. 6, p. 526–533, 2018.

CASTRO, D. M. P. et al. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. PLoS ONE, v. 11, n. 3, p. 1–19, 2016.

CHASE, J. W. et al. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 3, p. 194–205, 2016.

CHRISTINA, M. et al. Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. Functional Ecology, v. 31, n. 2, p. 509–519, 2017.

COLZANI, E. et al. Responses of Aquatic Insect Functional Diversity to Landscape Changes in Atlantic Forest. Biotropica, v. 45, n. 3, p. 343–350, 1 maio 2013.

COUTO JÚNIOR, A. A. et al. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). Catena, v. 172, p. 313–323, 2019.

CUMMINS, K. W. Trophic Relations of Aquatic Insects. Annual Review of Entomology, v. 18, p. 183–206, 28 nov. 1973.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 40, n. 1, p. 69–89, abr. 2007.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 40, n. 1, p. 69–89, 2005.

DALA-CORTE, R. B. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. Journal of Applied Ecology, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020.

DELIBERALLI, W. et al. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in chironomidae (Diptera). Zoologia, v. 35, 2018.

DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. Conservation Biology, v. 24, n. 1, p. 278–286, 1 fev. 2010.

DIAS JUNIOR, M. DE S. et al. Traffic effects on the soil preconsolidation pressure due to eucalyptus harvest operations. Scientia Agricola, v. 62, n. 3, p. 248–255, 1 maio 2005.

DUNNE, T.; WESTERN, D.; DIETRICH, W. E. Effects of cattle trampling on vegetation, infiltration, and erosion in a tropical rangeland. Journal of Arid Environments, v. 75, n. 1, p. 58–69, 1 jan. 2011.

EFFERT-FANTA, E. L.; FISCHER, R. U.; WAHL, D. H. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. Hydrobiologia, v. 841, n. 1, p. 45–64, 2019.

EMERY, S. E. et al. High agricultural intensity at the landscape scale benefits pests, but low intensity practices at the local scale can mitigate these effects. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 306, p. 107199, 2021.

ERDOZAIN, M. et al. Metabarcoding of storage ethanol vs. conventional morphometric identification in relation to the use of stream macroinvertebrates as ecological indicators in forest management. Ecological Indicators, v. 101, p. 173–184, 2019.

FERNANDES, J. DE F.; DE SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. Hydrobiologia, v. 724, n. 1, p. 175–185, 2014.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. DE P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. Forest Ecology and Management, v. 301, p. 58–66, 1 ago. 2013.

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S.; MARCO JR., P. DE. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 19, n. 2, p. 317–327, 2002.

FERREIRA, M. C. et al. Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. Environmental Biology of Fishes, v. 101, n. 4, p. 547–562, 2018.

FIGUEIREDO, R. DE O. et al. Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. Environmental Monitoring and Assessment, v. 193, n. 1, 2021.

FILOSO, S. et al. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 52, p. 1847–1856, 1 dez. 2015.

FLINDERS, C. A.; HORWITZ, R. J.; BELTON, T. Relationship of fish and macroinvertebrate communities in the mid-Atlantic uplands: Implications for integrated assessments. Ecological Indicators, v. 8, n. 5, p. 588–598, 2008.

FOLKE, C. et al. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711, v. 35, p. 557–581, 22 nov. 2004.

FRANÇA, J. S. et al. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. Marine and Freshwater Research, v. 60, n. 10, p. 990, 2009.

GIUBBINA, M. F.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C. Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. Austral Ecology, v. 43, n. 5, p. 527–533, 1 ago. 2018.

GONÇALVES, A. M. M. et al. Enzymes as useful biomarkers to assess the response of freshwater communities to pesticide exposure – A review. Ecological Indicators, v. 122, p. 107303, 2021.

GRACE III, J. M. Forest operations and water quality in the south. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 48, n. 2, p. 871–880, 2005.

GUEDES, B. J. et al. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraiba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. Forest Ecology and Management, v. 465, p. 118095, 1 jun. 2020.

GUIDOTTI, V. et al. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. Land Use Policy, v. 94, p. 104511, 2020.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1. ed. Manaus - AM: Editora do INPA, 2014.

HAWKINS, C. P.; OLSON, J. R.; HILL, R. A. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. J. N. Am. Benthol. Soc., v. 29, n. 1, p. 312–343, 19 jul. 2010.

HUNT, L. et al. Do Riparian Buffers Protect Stream Invertebrate Communities in South American Atlantic Forest Agricultural Areas? Environmental Management 2017 60:6, v. 60, n. 6, p. 1155–1170, 4 out. 2017.

HUSSAIN, Q. A.; PANDIT, A. K. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. International Journal of Fisheries and Aquaculture, v. 4, n. 7, p. 114–123, 2012.

JACOBSEN, D. et al. Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. In: Tropical Stream Ecology. 1. ed. San Diego, United States: Elsevier, 2008. p. 316.

JUNQUEIRA, M. V. et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG,Brasil) através de macroinvertebrados. Acta Limnol., v. 12, p. 73–87, 2000.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, M. C. S. Notas Preliminares sobre o Desenvolvimento de Métodos Bioindicadores de Qualidade de Água em Ambientes Tropicais. Arquivo de Biologia e Tecnologia, v. 34, n. 1, p. 109–124, 1991.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 10, n. 2, p. 125–135, 1998.

JUVIGNY-KHENAFOU, N. P. D. et al. Impacts of multiple anthropogenic stressors on stream macroinvertebrate community composition and functional diversity. Ecology and Evolution, v. 00, p. 1–20, 2020.

KAVIRAJ, A. et al. Biomarkers of Environmental Pollutants. BioMed Research International, v. 2014, n. Article ID 806598, p. 2, 2014.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. aus d. Kgl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung u. Abwasserbesei- tigung Berlin, v. 1, p. 33–72, 1902.

KOKEŠ, J. et al. The PERLA system in the Czech Republic: A multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. Hydrobiologia, v. 566, n. 1, p. 343–354, 2006.

KUHLMANN, M. L.; HAYASHIDA, C. Y.; ARAÚJO, R. P. A. Using Chironomus (Chironomidae: Diptera) deformities in environmental assessment. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 12, n. May, p. 55–56, 2000.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. Landscape Ecology, v. 31, p. 1725–1745, 2016.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators, v. 25, p. 45–57, 2013.

LINKE, S. et al. ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. Freshwater Biology, v. 50, n. 1, p. 147–158, 2005.

LOUREIRO, R. C. et al. Incorporation of zinc and copper by insects of different functional feeding groups in agricultural streams. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 18, p. 17402–17408, 2018.

MALCOLM, I. A. et al. The influence of riparian woodland on stream temperatures: implications for the performance of juvenile salmonids. Hydrological Processes, v. 22, n. 7, p. 968–979, 2008.

MANFRIN, J. et al. Evaluation of benthic macroinvertebrates as indicators of metal pollution in Brazilian rivers. International Journal of River Basin Management, p. 1–11, 2019.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-east Brazil. Revista Brasileira de Biologia, v. 59, n. 4, p. 553–561, 1999.

MARTIN-ORTEGA, J.; OJEA, E.; ROUX, C. Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. Ecosystem Services, v. 6, p. 122–132, 2013.

MARTINS, I. et al. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? Ecological Indicators, v. 110, n. 105953, 2020.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C. DE; SALCEDO, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora do ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 117–128.

MELLO, K. DE et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. Catena, v. 167, p. 130–138, 2018.

MELO, A. S. Ecologia de riachos no Brasil: breve histórico e conhecimento atual sobre macroinvertebrados. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). . Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus - AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. p. 29–37.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). . Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1. ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 69–88.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. Environmental Pollution, v. 60, n. 1–2, p. 101–139, 1989.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. Biological Conservation, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? Natureza a Conservação, v. 8, n. 1, p. 92–99, 2010.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian Processes and Interaction. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). . Methods in stream ecology. 2nd. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 721–742.

MONTAG, L. F. A. et al. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. Ecology of Freshwater Fish, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade da água utilizando macroinvertebrados bentônicos:adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. Oecol. Bras., v. 12, n. 3, p. 553–563, 2008.

MOOG, O.; SCHMUTZ, S.; SCHWARZINGER, I. Biomonitoring and Bioassessment. In: SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. (Eds.). Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future. Cham, Switzerland: SpringerOpen, 2018. p. 371–390.

MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K. DE; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. Journal of Environmental Management, v. 188, p. 73–84, 2017.

MORI, G. B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. Annales de Limnologie, v. 51, n. 1, p. 11–21, 2015.

OGASAWARA, M. E. K. et al. Runoff and sediment yield from forested catchments under varying management intensities: insights from a subtropical region of Brazil. **Land Degradation & Development**, p. ldr.3753, 2020.

OLIVEIRA, J. C. et al. Pasture land cover change in São Paulo State, Brazil. 2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS), v. 42, p. 607–612, 2020.

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

OMETO, J. P. H. B. et al. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. Freshwater Biology, v. 44, n. 2, p. 327–337, 2000.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. PLoS ONE, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PAULA, F. R. DE et al. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of southeast Brazil. Environmental Management, v. 48, n. 4, p. 750–763, 2011.

PAULA, F. R. DE et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. Ecological Indicators, v. 85, p. 1181–1191, 2018.

PAULA, F. R. et al. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: A multi-scale analysis. Landscape Ecology, v. 28, n. 1, p. 13–27, 2013.

PEDROSA, P.; CALASANS, C. V. C.; REZENDE, C. E. Particulate and dissolved phases as indicators of limnological and ecophysiological spatial variation in Cima Lake system, Brazil: A case study. Hydrobiologia, v. 411, p. 89–101, 1999.

PEREIRA, P. S. et al. Incorporating natural variability in the bioassessment of stream condition in the Atlantic Forest biome, Brazil. Ecological Indicators, v. 69, p. 606–616, 2016.

PERESSIN, A. et al. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in brazilian atlantic rainforest streams. Neotropical Ichthyology, v. 18, n. 2, p. 1–18, 2020.

PIFFER, P. R. et al. Native forest cover safeguards stream water quality under a changing climate. Ecological Applications, p. e02414, 2021.

PRABHAKARAN, K. et al. Biomonitoring of Malaysian aquatic environments: A review of status and prospects. Ecohydrology & Hydrobiology, v. 17, n. 2, p. 134–147, 2017.

PRICE, K.; LEIGH, D. S. Morphological and sedimentological responses of streams to human impact in the southern Blue Ridge Mountains, USA. Geomorphology, Vol. 78: 142-160, 2006.

PRUDENTE, B. S. et al. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. Freshwater Biology, v. 62, n. 2, p. 303–316, 2017.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. Revista de Biologia Tropical, v. 62, n. April, p. 155–167, 2014.

REYNOLDSON, T. B. et al. Biological guidelines for freshwater sediment based on BEnthic Assessment of SedimenT (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Austral Ecology, v. 20, n. 1, p. 198–219, 1995.

REYNOLDSON, T. B. et al. The reference condition: A comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, v. 16, n. 4, p. 833–852, 1997.

ROCHA JUNIOR, P. R. DA et al. Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. Science of the Total Environment, v. 583, p. 53–63, 2017.

RODRIGUES, C. B. et al. Eucalyptus short-rotation management effects on nutrient and sediments in subtropical streams. Forests, v. 10, n. 6, p. 1–13, 2019.

ROLAUFFS, P. et al. Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive – Case studies in Austria, Germany and Czech Republic. Hydrobiologia 2004 516:1, v. 516, n. 1, p. 285–298, 2004.

ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. Science Advances, v. 7, n. eabc4547, p. 1–8, 2021.

RUARO, R. et al. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. Ecological Indicators, v. 110, p. 105862, 2020.

RUARO, R.; GUBIANI, É. A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. Ecological Indicators, v. 29, p. 105–110, 2013.

SALEMI, L. F. et al. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. Journal of Hydrology, v. 454–455, p. 195–202, 2012.

SANTOS, G. R. et al. Changes in decomposition rate and litterfall in riparian zones with different basal area of exotic Eucalyptus in south-eastern Brazil. Southern Forests, v. 81, n. 4, p. 285–295, 2019.

SANTOS, J. C. A perícia ambiental criminal. In: TOCCHETTO, D. (Ed.). . Perícia ambiental criminal. 2. ed. Campinas (SP): Millennium Editora, 2012. p. 1–28.

SCHÄFER, R. B. Responses of freshwater macroinvertebrates to pesticides: insights from field studies. Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 11, p. 1–7, 1 out. 2019.

SCHROEDER-ARAÚJO, L. T.; CIPÓLLI, M. N. Organismos bentônicos como indicadores da qualidade da água de rios do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. Boletim do Instituto de Pesca, v. 13, n. 2, p. 77–83, 1986.

SCHWANTES, D. et al. Distribution of heavy metals in sediments and their bioaccumulation on benthic macroinvertebrates in a tropical Brazilian watershed. Ecological Engineering, v. 163, p. 106194, 2021.

SERPA, K. V. et al. Niche breadth of invertebrate shredders in tropical forest streams: which taxa have restricted habitat preferences? Hydrobiologia, v. 847, n. 7, p. 1739–1752, 2020.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effect of land use on mayfly assemblages structure in neotropical headwater streams. Anais da Academia Brasileira de Ciencias, v. 86, n. 4, p. 1735–1747, 2014.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. Marine and Freshwater Research, v. 68, n. 3, p. 519–527, 2017.

SILVA-ARAÚJO, M. et al. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic Forest streams. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 18, n. 4, p. 277–282, 2020.

SILVA, R. F. B. et al. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. Landscape and Urban Planning, v. 204, p. 103948, 2020.

SILVEIRA, L. S. et al. Influence of Pools and Riffles on Chironomidae Diversity in Headwater Streams of the Atlantic Forest. Neotropical entomology, v. 44, p. 423–429, 2015.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. Science, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

STUTTER, M. et al. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review. Science of the Total Environment, v. 757, p. 143982, 2021.

SUDARYANTI, S. et al. Assessment of the biological health of the Brantas River, East Java, Indonesia using the Australian River Assessment System (AUSRIVAS) methodology. Aquatic Ecology, v. 35, p. 135–146, 2001.

SUN, G. et al. Influences of Management of Southern Forests on Water Quantity and Quality. In: **Southern Forest Science: Past, Present, and Future Water and Soils**. GTR SRS-75, p. 195–224.

TAGAR, A. A. et al. Soil fragmentation and aggregate stability as affected by conventional tillage implements and relations with fractal dimensions. Soil and Tillage Research, v. 197, p. 104494, 2020.

TANIWAKI, R. H. et al. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. Science of the Total Environment, v. 584–585, p. 339–347, 2017.

TERRA, B. D. F. et al. Assessment of biotic condition of atlantic rain forest streams: A fish-based multimetric approach. Ecological Indicators, v. 34, p. 136–148, 2013.

THEODORO, G. D. F. et al. Influência De Sistemas De Preparo Na Manutenção Da Palhada E Resistência Do Solo À Penetração. Journal of Neotropical Agriculture, v. 5, n. 2, p. 25–30, 2018.

THOMPSON, R. M.; PHILLIPS, N. R.; TOWNSEND, C. R. Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management. Forest Ecology and Management, v. 257, n. 3, p. 931–940, 2009.

TONELLO, G. et al. The conversion of natural riparian forests into agricultural land affects ecological processes in Atlantic forest streams. **Limnologica**, v. 91, n. March, p. 125927, 2021.

URQUHART, G. R. The Neotropical Rainforests. In: GOLDSTEIN, M.; DELLASALA, D. (Eds.). . Encyclopedia of the World's Biomes. 1. ed. Vancouver: Elsevier, 2020. v. 3p. 56–65.

VANACKER, V. et al. Land use impacts on soil erosion and rejuvenation in Southern Brazil. Catena, v. 178, p. 256–266, 2019.

VICTOR, M. A. M. et al. Cem anos de devastação: revisitadas 30 anos depois. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005.

VON BERTRAB, M. G. et al. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? Ecological Indicators, v. 24, p. 589–598, 2013.

WAGENHOFF, A.; TOWNSEND, C. R.; MATTHAEI, C. D. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: A stream mesocosm experiment. Journal of Applied Ecology, v. 49, n. 4, p. 892–902, 2012.

WAIDE, R. B. Tropical Rainforest. Encyclopedia of Ecology, p. 679–683, 2008.

WRIGHT, J. F. et al. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biology, v. 14, n. 3, p. 221–256, 1984.

YATES, A. G.; BAILEY, R. C. Selecting objectively defined reference sites for stream bioassessment programs. Environmental Monitoring and Assessment, v. 170, n. 1, p. 129–140, 2010.

ZEMÁNEK, T.; NERUDA, J. Impact on the Operation of a Forwarder with the Wheeled, Tracked-Wheel or Tracked Chassis on the Soil Surface. Forests 2021, Vol. 12, Page 336, v. 12, n. 3, p. 336, 2021.

3. EFEITO DO GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO SOBRE O HABITAT FÍSICO E A QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

As mudanças e a intensificação do uso do solo estão entre as principais ameaças aos riachos tropicais. No entanto, informações aprofundadas sobre os impactos ao habitat desses riachos ainda são incipientes. Para abordar essa lacuna de conhecimento, investigamos se riachos sob maior intensidade de uso do solo apresentam menor complexidade estrutural do habitat (e.g. presença de areia, ausência de pedaços de madeira, menor sinuosidade e etc) e menor qualidade da água (e.g. sedimentos dissolvidos, condutividade e etc) em comparação a riachos em microbacias mais preservadas, sem intervenção antrópica (referência). O estudo foi realizado em 18 riachos, na região de São Miguel Arcanjo (SP), representando um gradiente de intensidade de uso do solo: vegetação nativa conservada, plantios de *Eucalyptus* adulto e jovem, agricultura com alta e baixa cobertura ripária. Os parâmetros da água obtidos *in situ* e analisados em laboratório foram: concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH, nutrientes, íons, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e sólidos suspensos totais. Para caracterizar de forma detalhada aspectos do habitat físico (e.g. morfologia do canal, substrato, volume de madeira etc) dos riachos, foi aplicado o protocolo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA). De forma geral, os resultados mostraram que os riachos em microbacias nativas apresentaram maior largura e foram associados a menor quantidade de sedimentos na água. Riachos em área de agricultura apresentaram maior profundidade, largura sazonal, variação no sombreamento e concentração de potássio. Substratos menores (cascalho fino, areia e silte) predominaram nos riachos com alta intensidade de uso do solo, enquanto riachos em florestas nativas revelaram substratos maiores (seixos e pedregulhos). Os pedaços de madeira responderam negativamente ao aumento na intensidade do uso do solo. Riachos em plantios de *Eucalyptus* jovem apresentaram maior quantidade de folhas. Riachos em microbacias de *Eucalyptus* e agricultura com alta cobertura ripária apresentaram associados as variáveis de sombreamento e índice de perturbação na zona ripária. Independentemente do parâmetro considerado (habitat ou água), riachos em cobertura nativa apresentaram as melhores condições, mesmo nos usos menos intensos. Por isso, como estratégia para minimizar os impactos antrópicos e manter a qualidade do habitat, destacamos a importância de práticas sustentáveis de manejo do solo associadas à presença de vegetação ripária extensa e conservada. A caracterização do habitat físico complementará a avaliação da condição do riacho e poderá dar diretrizes para ações de restauração de riachos. A manutenção, a longo prazo destas condições, proporcionará condições mais satisfatórias na preservação da qualidade do habitat aquático.

Palavras-chave: Distúrbios antrópicos, Ecossistemas lóticos, Agricultura e *Eucalyptus.*

Abstract

Land use change and intensification are among the main threats to tropical headwater streams. However, information about the impacts on the stream habitat is still poorly documented in the tropics. To address this knowledge gap, we investigated if streams under high land use intensity have less structural habitat complexity (e.g. presence of small substrate, absence of wood pieces, less sinuosity and others) and lower water quality (e.g. dissolved sediments, conductivity and others) compared to streams in preserved catchment, without anthropogenic intervention (reference). The study was conducted in 18 streams in the region of São Miguel Arcanjo (SP), across a gradient of land use intensity: agriculture with low and high percentage of riparian forest, young and old *Eucalyptus* plantations and reference of native vegetation. Water parameters obtained in situ and analyzed in the laboratory were dissolved oxygen concentration, temperature, electrical conductivity, pH, nutrients, ions, dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon and total suspended solids. To characterize in detail physical habitat aspects (e.g. channel morphology, substrate, wood volume etc) of streams, the protocol developed by the North American Environmental Protection Agency (US-EPA) was applied. In general, the results showed that streams in native catchment had greater width and less amount of sediment in the water. Streams in agricultural area showed greater depth, seasonal width, variation in shading and potassium concentration. Smaller substrates (fine gravel, sand and silt) predominated in streams with high land use intensity, while streams in native forests had larger substrates (cobbles and boulders). The pieces of wood responded negatively to the increase in the intensity of land use. Streams in young *Eucalyptus* plantations had a greater amount of leaves. Streams in *Eucalyptus* catchment and agriculture with high riparian coverage were associated with shading variables and disturbance index in the riparian zone. Regardless of the considered parameter (habitat or water), reference streams had the best conditions, even in less intense uses. Therefore, as a strategy to minimize human impacts and maintain habitat quality, we highlight the importance of sustainable soil management practices associated with the presence of extensive and conserved riparian vegetation. Characterization of physical habitat will complement the assessment of stream condition and may provide guidelines for stream restoration actions. The long-term maintenance of these conditions will provide more satisfactory conditions in maintaining the quality of the aquatic habitat.

Keywords: Anthropogenic disturbances, Lotic ecosystems, Agriculture and *Eucalyptus*.

3.1. Introdução

Riachos de cabeceira apresentam grande influência da vegetação ripária, já que esta constitui a principal fonte de energia e nutrientes para o ambiente aquático (MINSHALL;

RUGENSKI, 2007; VANNOTE et al., 1980). A vegetação ripária fornece matéria orgânica, recurso importante para a fauna aquática, além de auxiliar no processos de infiltração da água no solo, retenção de sedimentos oriundos da vertente, estabilização das margens e ciclagem de nutrientes (FRANÇA et al., 2009; MINSHALL; RUGENSKI, 2007). Embora a zona ripária possa atenuar os efeitos antrópicos de uso do solo sobre riachos (MOLINA et al., 2017), a presença desta vegetação não é suficiente para manter o equilíbrio natural dos riachos (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019; GUIDOTTI et al., 2020).

Inúmeros estudos têm documentado que a redução e estado de conservação da floresta ripária associada a práticas intensivas de uso do solo exercem impactos sobre o habitat físico de riachos, a qualidade da água e, consequentemente, sobre a comunidade aquática (ALLAN, 2004; DALA-CORTE et al., 2020; GIBSON et al., 2011; ERDOZAIN et al., 2018; LEAL et al., 2016; OGASAWARA et al., 2020; WANG et al., 1997). Modificações na floresta ripária irão reduzir o seu papel de atenuar os impactos de uso do solo tanto na escala de bacia quanto na escala local, que resultam em aumento na entrada de luz, menor fornecimento de troncos e material orgânico, maior a entrada de sedimentos e dentre outros. Assim, os efeitos sobre o ecossistema são dependentes dessa relação entre a intensidade de uso do solo e a atenuação desses efeitos pela vegetação ripária (OGASAWARA et al., 2020).

Nos trópicos, os efeitos das mudanças no uso do solo podem ser acentuados pela maior incidência luminosa, ocorrência de chuvas intensas e concentradas e maior intemperismo químico (BOULTON et al., 2008; DAI; TRENBERTH, 2002; TANIWAKI et al., 2017b). A maior intensidade e frequência de chuva em locais com exposição do solo, acelera a geração de escoamento e, consequentemente, transporte de partículas e poluentes nos riachos (WOHL et al., 2012). A maior incidência luminosa aumenta a temperatura, elevando a produtividade primária e exercendo efeitos letais para alguns organismos aquáticos. (THOMPSON; PHILLIPS; TOWNSEND, 2009).

A perda e fragmentação da floresta nativa por longo período de tempo, devido às atividades de uso do solo, acentuam os impactos sobre a condição de riachos (BREJÃO et al., 2018; SANTOS et al., 2020). A Mata Atlântica é um exemplo bem conhecido pelo processo de perda de habitat e fragmentação de suas florestas. No estado de São Paulo, as alterações na Mata Atlântica ficaram pronunciadas com expansão da agricultura, na segunda metade do século XIX (VICTOR et al., 2005). Em seguida, as ferrovias paulistas, indústrias e grandes siderúrgicas exploraram muita madeira nativa como fonte de energia, enquanto que áreas com baixa produtividade agrícola e sujeitas à erosão, tinham a destinação final como áreas de pastagem (VICTOR et al., 2005). Atualmente a silvicultura vem tomando

espaço na paisagem devido ao seu grande potencial produtivo e rápido desenvolvimento (RODRIGUES et al., 2019). O longo histórico de pressões antrópicas ocorridas na Mata Atlântica promoveu um efeito acumulativo de impactos ambientais. Por isso, ao longo da paisagem, observa-se um gradiente variando desde áreas muito impactadas com uso intensivo do solo e ausência ou degradação da floresta ripária; até locais com pouca ou nenhuma intervenção antrópica, restritos às unidades de conservação.

Riachos que percorrem paisagens sob maior intensificação no uso do solo podem apresentar alterações na estrutura do ambiente aquático. Em áreas agrícolas, por exemplo, ocorre uma grande influência sobre o ecossistema aquático, principalmente quando a vegetação ripária é ausente ou em baixa proporção na microbacia (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019). O aumento na extensão e qualidade da vegetação nativa adjacente aos riachos reduz os efeitos de borda (SIQUEIRA et al., 2004), facilita o fornecimento contínuo de troncos (DE PAULA et al., 2013; PAULA et al., 2011) e folhas (SANTOS et al., 2019) e reduz a entrada de luz e sedimento (TANIWAKI et al., 2017a). Espera-se que o uso do solo menos intensivo resulte na redução de efeitos negativos sobre a água e o habitat aquático quando comparado a riachos em condição de referência (CHASE et al., 2016).

Os estudos que consideram mudanças de uso do solo em regiões da Mata Atlântica estão mais focados sobre a comunidade biótica do que com aspectos do habitat físico de riachos (DALA-CORTE et al., 2019; PARDINI et al., 2010; SEGURA; SIQUEIRA; FONSECA-GESSNER, 2013; SILVA-ARAÚJO et al., 2020). Todavia, sabe-se que no domínio da Mata Atlântica a agricultura pode aumentar a quantidade de sedimentos, nutrientes e reduzir a concentração de oxigênio dissolvido de riachos (MELLO et al., 2018), enquanto que o aumento da cobertura florestal ripária resulta em aumento do fornecimento de troncos, maior diversidade de habitat, níveis mais altos de oxigênio dissolvido, assim como diminuição da profundidade e temperatura do canal (PAULA et al., 2018). Riachos conservados na região de São Miguel Arcanjo (SP), por exemplo, apresentaram maior quantidade de galhos, troncos, rochas, pedregulhos, variedade de meso-habitats (alternância de trechos rasos e profundos com altas e baixas velocidades), raízes, rochas nas margens e riqueza de peixes (PERESSIN et al., 2020)

Embora existam várias iniciativas, ainda não há padronização dos métodos adotados para avaliar o habitat físico de riachos. O protocolo de habitat físico de riachos desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) utilizado em córregos, lagos e reservatórios nos Estados Unidos, tem sido frequentemente aplicado em pesquisas no Brasil (CARVALHO et al., 2018; FERREIRA et al., 2018; LEAL et al., 2016;

MONTAG et al., 2019a; PECK et al., 2006). Este protocolo fornece informações detalhadas sobre a estrutura do habitat físico de riachos, dentre outras informações (PECK et al., 2006), que são de grande importância no entendimento dos efeitos do uso do solo sobre o ambiente aquático. A quantificação da complexidade estrutural do habitat requer o uso de várias métricas (KAUFMANN; FAUSTINI, 2012), que podem ser divididas em componentes do habitat: (1) tipo de habitat (e.g. poços, corredeiras), (2) pedaços de madeira, (3) cobertura no canal para biota, (4) substrato do leito, (5) complexidade do canal e poças residuais, e (6) rugosidade hidráulica (KAUFMANN; FAUSTINI, 2012). Esses componentes juntamente com parâmetros da água fornecem informações importantes sobre a integridade ecológica de riachos (LEAL et al., 2018). Atributos naturais da paisagem como declividade, clima e área de drenagem do riacho (microbacia) também influenciam a estrutura dos riachos, mas as interferências antrópicas acentuam os impactos sobre os ecossistemas aquáticos (KAUFMANN et al., 1999).

Atualmente vários estudos buscam entender como o desmatamento impacta o habitat de riachos na Amazônia brasileira (FERREIRA et al., 2018; JUEN et al., 2016; LEAL et al., 2016; MONTAG et al., 2019), mas nota-se a deficiência de estudos específicos sobre o habitat de riachos no domínio da Mata Atlântica por meio do uso protocolo de habitat físico desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) (PECK et al., 2006; KAUFMANN et al., 1999). A falta de informações aprofundadas nessa área dificulta a compreensão de como as alterações antrópicas se relacionam com aspectos estruturais de riachos. A complexidade estrutural de riachos é fundamental para a manutenção da biodiversidade aquática (JUEN et al., 2016; LEAL et al., 2016). No Brasil, observa-se uma grande dificuldade de implantar métodos de avaliação da condição de riachos que considerem atributos do habitat a fim de minimizar consequências negativas locais e regionais para a biodiversidade, pois muitos organismos aquáticos apresentam elevado grau de endemismo, bem como a implementação de ações efetivas na conservação dos ecossistemas aquáticos.

Tendo em vista que a área de estudo compreende uma extensa área de floresta conservada, ainda existem poucos estudos sobre ecologia de riachos e impactos de uso do solo nesta região. Assim, com a intenção de fomentar uma produção agrícola associada à conservação dos ecossistemas aquáticos, esta pesquisa visa verificar o efeito do gradiente de intensidade de uso do solo sobre o habitat aquático de riachos. Para tanto, será testada a hipótese de que ao longo de um gradiente de intensidade de uso do solo, riachos sob maior intensidade de uso do solo apresentam menor complexidade estrutural do habitat (e.g.

presença de substrato fino, ausência de pedaços de madeira, menor sinuosidade e etc) e menor qualidade da água (e.g. sedimentos dissolvidos, nitrato, sílica e etc) em comparação a riachos que apresentam menor intensidade de uso e riachos sem nenhuma intervenção antrópica (referência).

3.2. Materiais e Métodos

3.2.1. Localização e histórico da área de estudo

A área de estudo situa-se nos municípios de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo e no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), localizados no sudoeste do estado de São Paulo (Figura 2). O perímetro do PECB abrange partes dos municípios de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo e Sete Barras. A região apresenta uma precipitação média anual de 1700 mm, temperatura média de 19,5°C, sendo fevereiro, o mês mais quente (22,4°C) e julho, o mês mais frio (15,4°C), (VENEGAS-GONZÁLEZ et al., 2018); todavia no PECB a precipitação pode alcançar 3384 mm (ROTHER; RODRIGUES; PIZO, 2016). O clima da região é caracterizado como subtropical úmido com ausência de estação seca (Cfa). As áreas de estudo localizam-se em uma altitude que varia de 492 a 700 m. A vegetação dominante no PECB é a floresta ombrófila densa, que chega a alcançar de 20 a 30 metros de altura, sub-bosque aberto com a presença de samambaias, palmeiras, arbustos, espécies da família Araceae e Maranthaceae e muitas epífitas (LIMA et al., 2012; MULER et al., 2014; ROTHER; RODRIGUES; PIZO, 2016). O PECB abriga elevada biodiversidade, com predominância de espécies da família Myrtaceae, Orchidaceae, Fabaceae, Asteraceae, Melastomataceae, Lauraceae, Rubiaceae e Bromeliaceae (LIMA et al., 2011). Fora dos limites do PECB, a vegetação nativa é intensamente degradada e fragmentada.

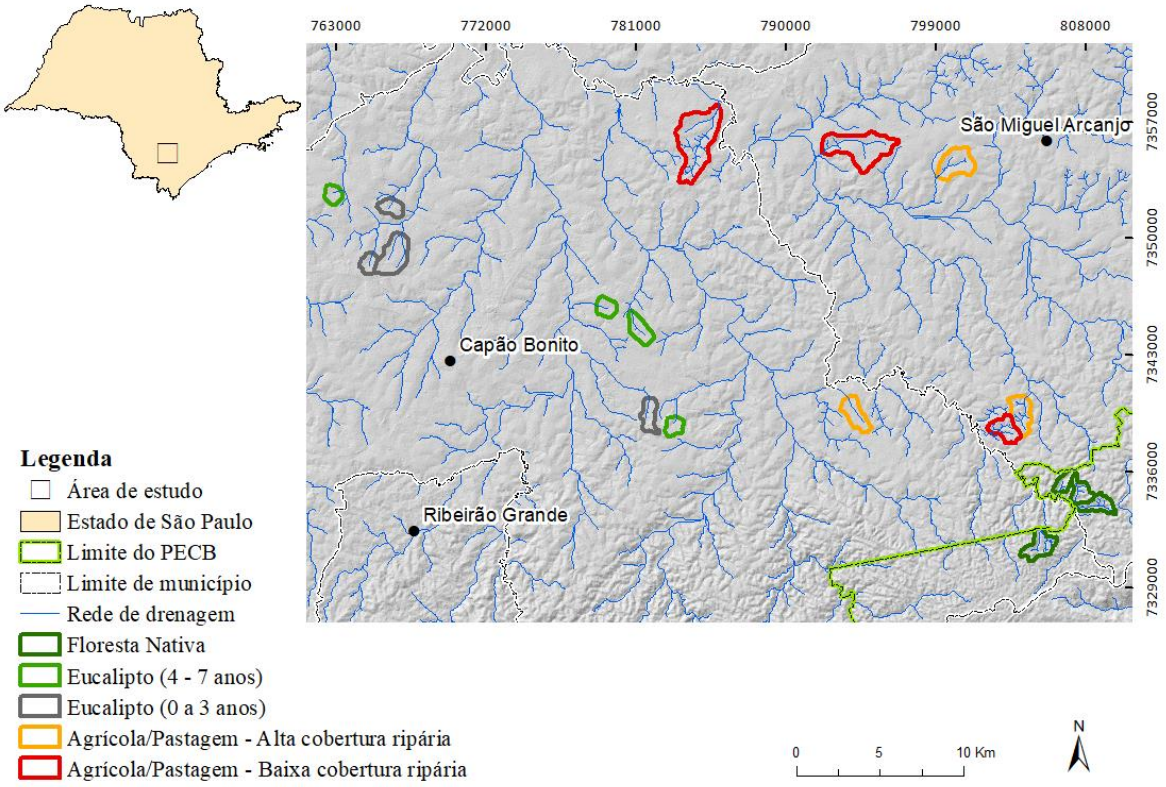


Figura 2: Localização das microbacias hidrográficas amostradas segundo o gradiente de intensidade de uso no sudoeste do estado de São Paulo.

As áreas de pastagem são em sua maioria destinadas à criação extensiva de gado e os principais cultivos agrícolas encontrados na região foram de uva, milho, batata inglesa, tomate, laranja, trigo e abobrinha. Essas culturas apresentam periodicidade no preparo do solo e no uso de agroquímicos e, dependendo da cultura adotada, é frequente o uso de grades aradoras, corretivos de acidez, fertilizantes, inseticidas, herbicidas, gradagem leve, sulcamento e subsolagem. Nas áreas de plantio de *Eucalyptus*, também ocorre o preparo do solo e uso de agroquímicos em extensas áreas, porém o ciclo do *Eucalyptus* é mais longo, com corte na idade de 7 anos. Atualmente, a atividade silvicultural está em crescente expansão nesta região, com plantios florestais de *Eucalyptus spp.* em diferentes idades, para a indústria de papel e celulose. As áreas de vegetação nativa situam-se dentro do PECB, e são compostas por florestas primárias e secundárias, perfazendo uma área de 37644 ha. Junto com o Parque Estadual Turístico Alto Ribeira (PETAR), Intervales, Nascentes do Paranapanema e Estação Ecológica de Xitué, compõem um dos maiores remanescentes contínuos e conservados de Mata Atlântica do sudeste do Brasil (LIMA et al., 2012). O uso do solo presente na área de estudo pode ser visualizado na Figura 3.

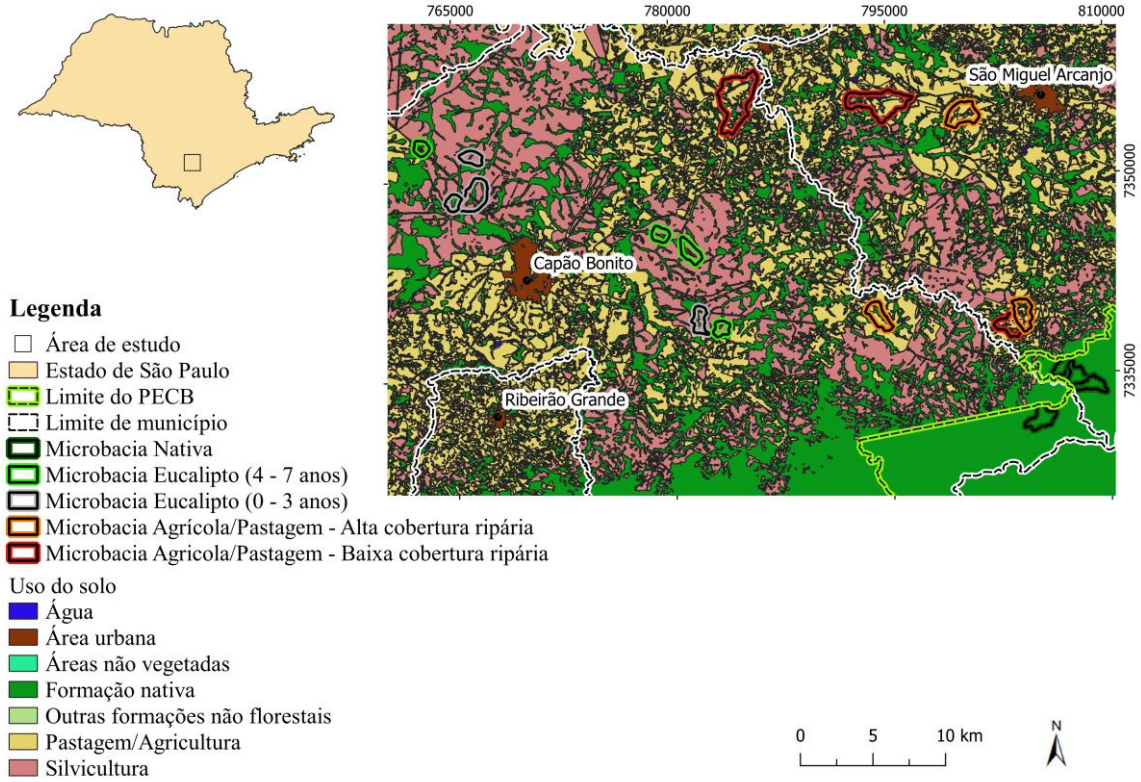


Figura 3: Mapa de uso do solo da área de estudo e localização das microbacias hidrográficas amostradas.

3.2.2. Reconhecimento de campo, delimitação e caracterização do uso do solo das microbacias

Com a finalidade de determinar as microbacias com potencial de coleta de dados, inicialmente foi realizado um reconhecimento de campo, que possibilitou verificar a facilidade de acesso, extensão dos riachos, segurança na coleta de dados e realizar o contato prévio com os proprietários.

Devido à ausência de informações referentes à altimetria na escala 1:10.000 na região de estudo, optou-se pelo uso do modelo digital do terreno (MDT) e o Modelo Hidrológico S.W.A.T. para a delimitação automática das microbacias e rede de drenagem. Para tanto, primeiro foram obtidas 4 imagens MDT da região de estudo (imagem SRTM com 30m de resolução) da base de dados da *United State Geological Survey* (USGS) disponível em (**http://earthexplorer.usgs.gov/**). Foi efetuado um mosaico das 4 imagens MDT obtidas pela base de dados USGS. Utilizou-se o software Arcgis 10.3 e a extensão Arcswat, mais precisamente "Automatic Watershed Delineation" para a determinação automática da rede de drenagem e das microbacias.

Posteriormente, foi determinada a ordem dos riachos segundo a classificação proposta por Strahler (1953) e a caracterização visual do uso do solo predominante na microbacia (mapa elaborado no Arcgis com World Imagery Basemap Source - Esri, Maxar, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA FSA, USGS, Aerogrid, IGN, IGP, and the GIS User Community - resolução de 0.5 m e escala de visualização 1:5.000), de modo a se priorizar riachos presentes dentro de uma matriz de *Eucalyptus* jovem, *Eucalyptus* adulto e agricultura para as áreas fora do limite do PECB. Para os riachos situados dentro dos limites do PECB, deu-se preferência a locais que possuíam fácil acesso. Nesta etapa inicial, não houve a digitalização do uso do solo.

Concluídas essas etapas, para o mapa de reconhecimento dos riachos em campo, foram apenas vetorizadas as estradas e rodovias da área de estudo. Estes arquivos vetorizados foram adicionados no aplicativo de mapeamento Avenza Maps a fim de facilitar o deslocamento até os pontos de interesse. Para o mapa final de reconhecimento, havia cerca de 90 microbacias, das quais visitaram-se 82, sendo que 18 delas foram selecionadas para a coleta de dados.

O plano inicial do projeto considerava um trecho de amostragem de 150 m de riacho em cada microbacia. Entretanto isso não foi possível nas áreas agrícolas e de *Eucalyptus*. Nas áreas agrícolas, era comum a existência de pequenas barragens ao longo dos riachos, construídas com a finalidade de bombear água para uso doméstico ou agrícola, ou como consequência dos cruzamentos de estradas de terra. Nas microbacias com *Eucalyptus*, a dificuldade de encontrar trechos de 150 m de riacho se deu pela presença de locais brejosos. Devido a estas limitações, em dois riachos, a amostragem foi realizada em um trecho de 100 m.

Após verificação e escolha das microbacias para coleta de dados, os limites e a hidrografia obtidos pela extensão ArcSWAT foram corrigidos manualmente para as áreas de interesse. Posteriormente determinou-se o uso do solo das microbacias por fotointerpretação, utilizando o software ArcGis 10.3 com a fonte World Imagery Basemap (Esri, Maxar, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA FSA, USGS, Aerogrid, IGN, IGP, and the GIS User Community) e resolução de 0.5 m. O uso do solo foi digitalizado na escala de visualização 1:5.000. Os polígonos de uso do solo delimitados foram: floresta, vegetação herbácea-arbustiva, agrícola, área urbana, espelhod'água, plantio de *Eucalyptus* e outros (Tabela 1).

Tabela 1: Descrição de cada uso do solo delimitado no processo de fotointerpretação.

Uso do solo	Descrição
Floresta	Vegetação nativa primária ou secundária, médio a grande porte e dossel heterogênio.
Vegetação herbácea-arbustiva	Vegetação de baixo porte ou em estágio inicial de desenvolvimento não uniforme presente na zona ripária.
Pastagem	Área com vegetação rasteira bem espaçada e predomínio de gramíneas.
Agrícola	Área coberta por culturas agrícolas em formatos geométricos definidos, presença de curvas de nível, porte baixo e homogêneo
Área urbana	Área com elevado adensamento de casas e construções urbanas
Espelho d'água	Locais com acúmulo de água, representado por lagos e represas.
Plantio de *Eucalyptus*	Floresta plantada de *Eucalyptus* em formatos geométricos definidos, de médio a grande porte e dossel homogêneo
Outros	Áreas de transmissão de energia e atividades não identificadas

A delimitação da vegetação ripária foi realizada com base na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei n°12651/2012) que determina a largura mínima de vegetação ripária em função do tamanho da propriedade (módulos fiscais) e largura do canal (BRASIL, 2012). Consideramos apenas a largura do canal para definir a faixa de floresta ripária empregada na pesquisa, como os riachos possuem largura inferior a 10 m, a faixa de 30 m de floresta ripária foi utilizada. Com o uso do software ArcGis 10.3, determinou-se uma faixa de 30 m em ambas as margens dos riachos ao longo de toda a microbacia a montante do ponto de coleta, e contabilizada a cobertura de floresta nativa. Verificou-se que todas as microbacias de *Eucalyptus* apresentavam floresta nativa no interior da faixa de 30m, no entanto nas microbacias de agricultura havia variação da cobertura de floresta ripária no interior dessa faixa. Sendo assim, as microbacias agrícolas foram divididas nas classes 'alta' (71,8 a 88,5%) e 'baixa cobertura ripária' (49,9 a 64,1%).

3.2.3. Microbacias de estudo

Na região de estudo, as microbacias com predomínio de no mínimo 60% da área total com produção agrícola/pastagem, plantios florestais de *Eucalyptus* e vegetação nativa, foram consideradas. De modo que, as microbacias denominadas como de agricultura, foram compostas por agricultura e pastagem em pelo menos 60% de cobertura de uso do solo. As microbacias de *Eucalyptus* jovem ou adulto apresentaram pelo menos 60% de cobertura de uso do solo correspondente à sua categoria no gradiente de intensidade. Já as microbacias denominadas como nativa apresentaram 100% de floresta nativa (Figura 4, Apêndices A, B, C, D e E).

O gradiente de intensidade de uso do solo pode ser representado pela seguinte sequência: vegetação nativa conservada, plantios de *Eucalyptus* adulto e jovem, agricultura com alta e baixa cobertura ripária. Assim, os tratamentos de maior interferência antrópica foram as microbacias de agricultura com baixa cobertura ripária devido a maior periodicidade no preparo do solo, uso de agroquímicos, atividades de colheita e baixa proporção de floresta ripária. Enquanto que as microbacias denominadas de menor intensidade de uso do solo foram as microbacias de vegetação nativa (referência) porque são locais conservados e minimamente perturbados por ações antrópicas (Figura 4), e localizam-se no PECB. Foram escolhidas microbacias até 3ª ordem (Sthraler), que possuíssem elevação, declividade e tamanho similares (Tabela 2, Apêndices A a E).

Tabela 2: Uso do solo e outras características gerais das microbacias selecionadas e dos trechos amostrados

Tratamentos		Riachos	Área (ha)	Altitude (m)	Ordem	Extensão do riacho (m)	Uso do solo na microbacia				Uso do solo na área de APP(30m)			
							Floresta nativa (%)	Plantio de *Eucalyptus* (%)	Agricultura/ Pastagem (%)	Outros (%)	Floresta nativa (%)	Plantio de *Eucalyptus* (%)	Agricultura/ Pastagem (%)	Outros (%)
Nativas		N4	225.2	658	3	168	100	0	0	0	100	0	0	0
		N3	163.7	700	2	150	100	0	0	0	100	0	0	0
		N2	150.5	675	2	150	100	0	0	0	100	0	0	0
		N1	100.1	626	2	150	100	0	0	0	100	0	0	0
Plantio de *Eucalyptus*	4 a 7 anos	E11	138	666	1	150	16.3	60.1	12.3	11.3	99.8	0.2	0	0
		E9	114.4	620	2	150	12.8	87.2	0	0	99.9	0.1	0	0
		E7	106.9	673	1	150	9.4	89.7	0	0.9	99.7	0.3	0	0
		E6	174.4	609	2	150	16.8	83.2	0	0	98.9	1.1	0	0
	0 a 3 anos	E4	158.6	492	1	150	23.2	74.1	0	2.7	97.9	2.1	0	0
		E3	103.3	536	1	150	28.2	68.6	0	3.2	100	0	0	0
		E2	125.2	688	1	100	8.7	91.3	0	0	98	2	0	0
		E1	335.9	633	2	150	18.1	77.3	0	4.6	92.7	3	0	4.3
Agrícultura/ Pastagem	alta cobertura ripária	A9	300.4	607	2	150	9.2	1.1	81.5	8.2	73.3	0.6	3.2	22.9
		A4	236.2	545	3	150	19.3	0.5	77.4	2.8	88.5	0	8.1	3.4
		A3	206.1	636	1	100	14.8	0	82	3.2	71.8	0	7.8	20.4
	baixa cobertura ripária	A20	193.1	767	2	150	17.5	4.7	69.6	8.2	63.3	0	10.3	26.4
		A19	756.3	608	3	150	17.6	2.1	72.7	7.6	64.3	0	13.3	22.4
		A16	591.5	552	2	150	12.6	6.5	69.7	11.2	49.9	2.3	1.9	45.9

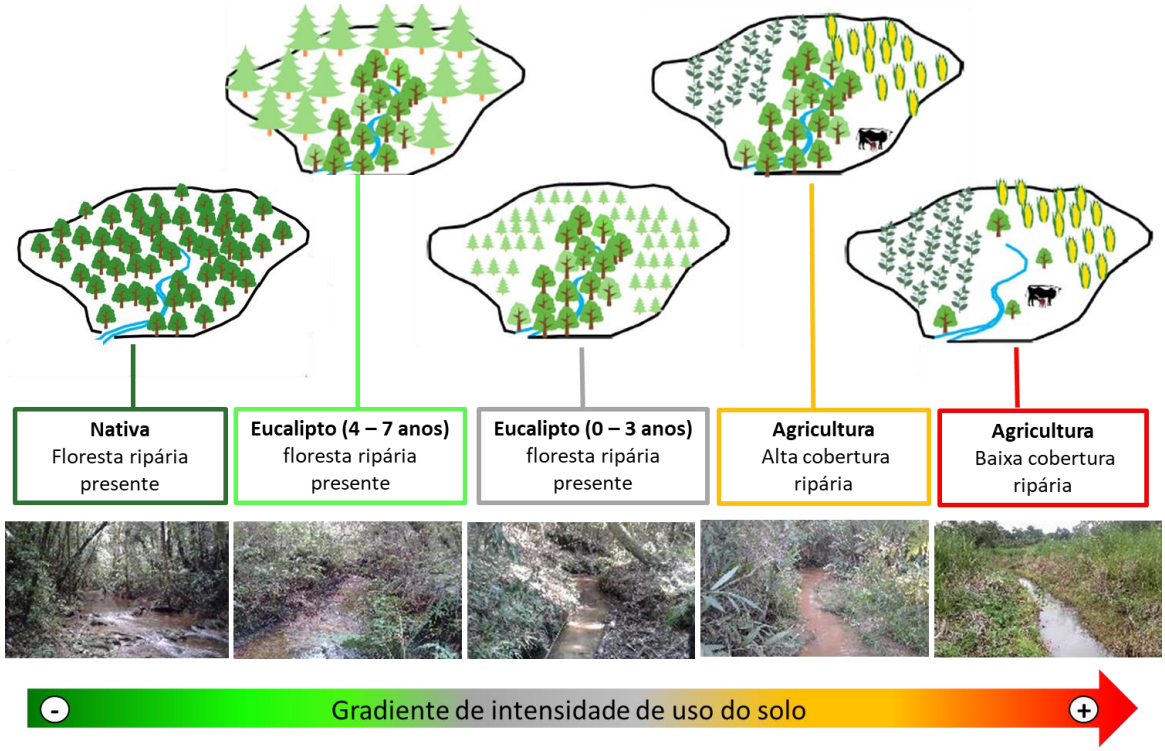


Figura 4: Classificação das microbacias (tratamentos) segundo o gradiente de intensidade de uso do solo considerado.

3.2.4. Caracterização do habitat físico dos riachos

Para a caracterização física dos riachos, foi utilizado o protocolo de habitat físico desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) (Peck et al. 2006; Kaufmann et al. (1999), que fornece um método padronizado, replicável e completo (Anexos A, B, C, D e E). Esse protocolo foi utilizado na Amazônia (FERREIRA et al., 2018; LEAL et al., 2016; MONTAG et al., 2019b), no Cerrado (CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2018; MACEDO et al., 2016) e Pampa (DALA-CORTE et al., 2016). Permite caracterizar de forma detalhada parâmetros do habitat como morfologia do canal, substrato, disponibilidade de abrigos, hidráulica, troncos, influências antrópicas, vegetação ripária, dentre outras. As coletas foram realizadas na estação seca, nos meses de julho e agosto, em condições de fluxo de base.

A caracterização do habitat físico foi realizada em um trecho correspondente a 40 vezes a largura do canal, com o comprimento mínimo de 150 m, com exceção de dois riachos onde o trecho foi de 100 m como explicado na seção anterior (Figura 5). Cada trecho foi subdividido em 10 seções equidistantes por 11 transectos transversais nomeados de A a K. A caracterização física dos riachos (Figura 6) consistiu de informações sobre a

declividade (mangueira de nível), sinuosidade (bússola) e 15 medidas equidistantes do perfil do talvegue por subtrecho (total de 150 medidas por riachos), onde também eram registrados a ocorrência de barras de canal (depósito de sedimento inorgânico no meio do canal, comum em condições de baixa profundidade), sedimentos pequenos, tipo de unidade do canal (piscina, fluxo suave, corredeira etc), canal lateral e remanso. Os pedaços de madeira grandes (*large wood – LW*) presentes nas margens (leito sazonal) e no interior do riacho foram registrados e classificados em função do diâmetro da maior extremidade ($\geq$ 0.1 m) e comprimento dos mesmos ($\geq$ 1.5 m). Três medidas de vazão foram determinadas pelo método do flutuador.

Para detalhar a morfologia do canal, em cada seção transversal, foram obtidos dados da largura molhada, largura das barras do canal, largura e profundidade do leito sazonal, altura da incisão (m) e ângulo de inclinação das margens. Ao longo das 11 seções transversais, 5 medidas equidistantes de profundidade do canal foram executadas, nestes pontos também se verificava o tipo de substrato (e.g. silte, areia, cascalho fino, cascalho grosso, seixo etc) e a porcentagem de imersão do substrato (areia, silte, argila e lama foram definidos como 100% de imersão).

Para avaliar a estrutura e densidade da vegetação ripária, foram realizadas estimativas visuais em ambas as margens com relação ao dossel (>5 m altura), sub-bosque (0.5 até 5 m) e vegetação rasteira (<0.5 m), que foram pontuadas como 0 (ausente), 1 (<10%), 2 (10–40%), 3 (40–75%) ou 4 (> 75%). Com o uso de um densiômetro, determinou-se o sombreamento do canal nas direções centro-montante, centro-jusante, centro-esquerda, centro-direita, esquerda e direita. A pontuação empregada para as estimativas visuais da vegetação ripária foi utilizada para caracterizar a presença de abrigos, por subtrecho, para a comunidade aquática (plantas aquáticas, pedaços de madeira grande, arbustos, árvores vivas ou raízes, banco de folhas, vegetação pendurada $\leq$ 1m de altura etc).

Em cada subtrecho, também foi verificada a proximidade de distúrbios humanos (mineração, agricultura, construções, rodovias, canos, lixo e etc), avaliada visualmente em ambas as margens dos rios, utilizando classes de proximidade: B - dentro do riacho ou na margem; C - distância $\leq$ 10 m; P – distância $\geq$ 10 m, e a classe 0 sem nenhum tipo de perturbação humana.

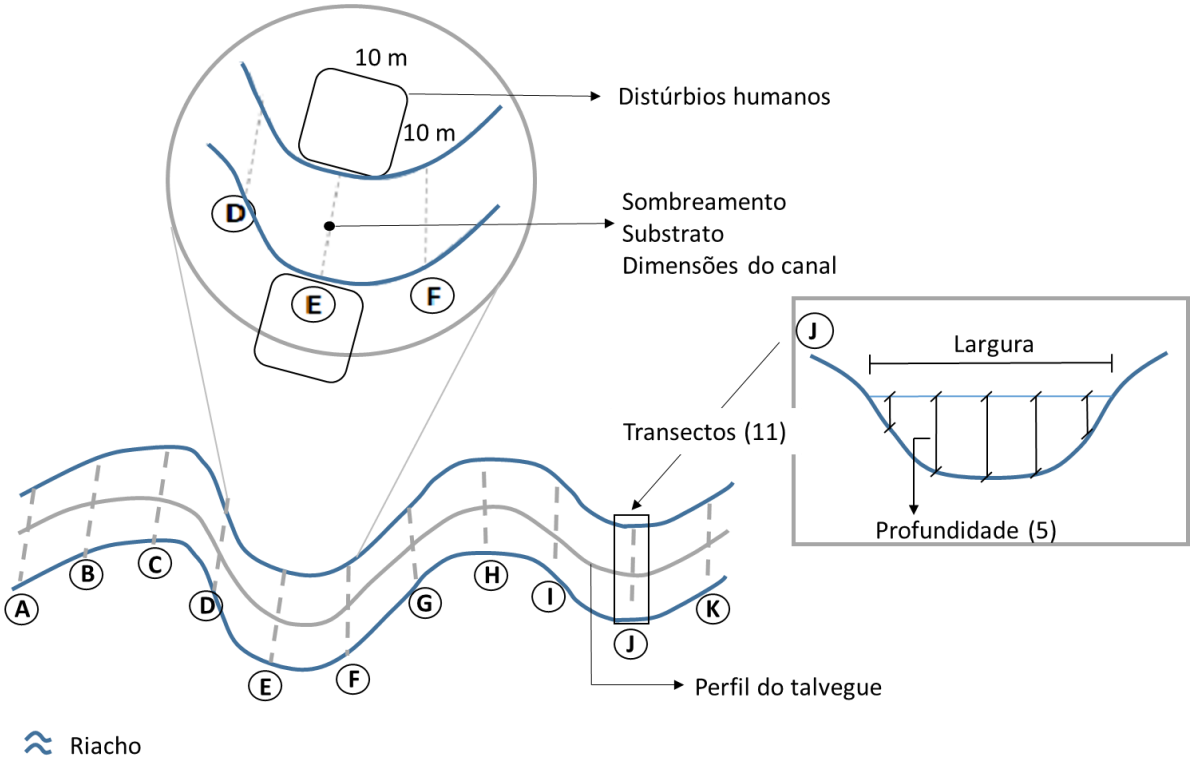


Figura 5: Esquema do desenho amostral utilizado no protocolo de habitat físico (GARDNER; FERREIRA; LEES, 2013 - com modificações).

Figura 6: Métodos, equipamentos e parâmetros utilizados em campo na aplicação do protocolo de habitat físico: A) angulação da margem com o uso do clinômetro; B) sinuosidade com o uso da bússola; C) vazão pelo método do flutuador; D) mangueira de nível; E) profundidade do canal; e F) sombreamento do canal com o uso do densiômetro.

3.2.5. Variáveis físicas e químicas da água

As variáveis físicas e químicas da água foram medidas *in situ*, por meio de sonda portátil no periodo da manhã (08:30h - 11h), antes da caracterização do habitat físico e em laboratório. As medidas foram tomadas após estabilização do valor em três pontos diferentes do riacho (água corrente, remanso e margem): temperatura e oxigênio dissolvido da água (YSI Model 55), pH (Thermo Scientific Orion Model 290A), condutividade elétrica (Amber Science Model 2052) e turbidez (HANNA Model HI 9835) (Figura 7). Amostras de água de cada riacho foram analisadas em laboratório para a detecção de nutrientes (nitrito, nitrato, amônio e fosfato), íons maiores (cálcio, magnésio, sódio, potássio, sulfato, cloreto, ferro, sílica e alumínio), carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e sólidos

suspensos totais. Carbono orgânico e inorgânico dissolvido, nutrientes e íons maiores foram analisados a partir de uma amostra de 250 ml de água. Parte das alíquotas da amostra de 250 ml foram acondicionadas em frascos de 60 ml de polietileno de alta densidade contendo thymol; enquanto outra parte das alíquotas foram destinadas para as análises de carbono orgânico dissolvido, acondicionadas em três frascos de vidro (40ml) e preservadas em HCL (Figura 7). A determinação dos sólidos suspensos totais foi realizada por meio de uma amostra de 1000 ml de água.

Figura 7: Parâmetros físicos e químicos da água: A) coleta dos parâmetros da água *in situ*; B) frascos de coleta de água (sólidos suspensos totais, nutrientes e íons maiores); C) frascos utilizados para as alíquotas preservadas em HCL (nutrientes e íons maiores).

As análises químicas foram realizadas pelo Laboratório do CENA/USP com uma combinação de técnicas envolvendo plasma acoplado a espectrômetro de emissão ótica (ICP - OES, Jobin Yvon Horiba, ULTIMA2) e colorimetria em sistema de análise por injeção em fluxo (sistema FIA automatizado Foss Tecator, FIAStar 5000). Nitrato, nitrito, amônio, fosfato e cloreto foram analisados no sistema FIA, os demais, no sistema ICP. As concentrações de carbono dissolvido orgânico e inorgânico e de nitrogênio dissolvido total foram determinadas em equipamento Shimadzu TOC Analyzer TOC-VCPH. A concentração de sedimentos totais foi obtida por meio de gravimetria.

3.2.6. Análise dos dados

A coleta de campo resultou em 255 variáveis do habitat físico e 23 da qualidade da água. Esse conjunto de dados foi primeiramente reduzido para o habitat, e posteriormente para os parâmetros da água, considerando os seguintes critérios: (i) exclusão de variáveis

com ≥80% valores repetidos; (ii) com ≥ 80% zeros; (iii) com coeficiente de variação ≤ 10%; (iv) altamente correlacionadas dentro de cada categoria de habitat (≥ 70% de correlação de Pearson e Spearman para dados normais e não normais, respectivamente); (v) seleção do especialista que consistiu na escolha de variáveis importantes para responder aos objetivos do estudo a partir do modelo conceitual (Figura 1) (FERREIRA et al., 2018; LEAL et al., 2016; MONTAG et al., 2019a). Duas variáveis representando a variabilidade natural do ambiente, área da microbacia e declividade do riacho, foram mantidas como controle visando separar efeitos do ambiente natural daqueles que refletem o gradiente antrópico de alterações no uso do solo. Após a seleção das variáveis, foram realizados gráficos boxplot por categoria de variáveis do habitat. As variáveis que atenderam as premissas de normalidade e homocedásticidade foram analisadas usando ANOVA, e quando diferenças entre grupos foram detectadas, utilizou-se o teste Tukey. Para aquelas variáveis que não atenderam ao teste de normalidade e homocedásticidade, foram analisadas usando o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e o teste de comparação múltipla de Nemenyi.

Para visualizar o padrão de distribuição espacial dos dados das variáveis respostas em função do gradiente de intensidade de uso do solo (variável explicativa), foi realizada uma análise de componentes principais (PCA – *Principal Componentes Analysis*) por categoria de grupo de variáveis do habitat (morfologia do canal, substrato, madeira e abrigo, aspectos da vegetação ripária e parâmetros físicos e químicos da água). A PCA pôde ser utilizada para verificar relações entre variáveis de um mesmo conjunto e observar a distribuição dos pontos amostrais (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Para compor o gráfico da PCA, foram utilizados os dois primeiros eixos, com exceção da categoria parâmetros físicos e químicos da água, que utilizou os eixos 1 e 4. Variáveis com coeficientes superiores a 0.56 (positivo ou negativo) foram mantidas no gráfico da PCA para a interpretação dos eixos, com exceção das variáveis controle. Para testar se existiam diferenças entre os usos do solo por grupo de variáveis, foi utilizada a Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA), baseada em uma matriz de semelhança euclidiana das variáveis respostas padronizadas (decostand). A PERMANOVA não requer as premissas de normalidade e homocedasticidade, além de reduzir o erro tipo I, de rejeitar uma hipótese nula verdadeira (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Ao se identificar diferenças significativas entre os usos do solo por grupo de variáveis, foi realizada a PERMANOVA *pairwise* para identificar quais usos do solo se diferenciavam entre si.

As análises foram elaboradas no software R, version 3.1.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2003), utilizando os pacotes FactoMiner (LÊ; JOSSE; HUSSON, 2008),

factoextra (KASSAMBARA; MUNDT, 2020), ggplot2 (WICKHAM, 2016) e vegan (OKSANEN et al., 2019).

3.3. Resultados

3.3.1. Variáveis selecionadas e análise dos componentes principais (PCA) de todas as categorias

O conjunto final de variáveis selecionadas totalizou 27 variáveis do habitat físico, 10 variáveis dos parâmetros físicos e químicos da água e 2 variáveis controle (Tabela 3).

Tabela 3: Descrição e acrônimos das variáveis selecionadas (características físicas do habitat e qualidade da água).

Categorias	Variáveis	Acrônimos
Controle	Área das micobacias (ha)	AREA
	Declividade do trecho (%)	XSLOPE
Morfologia do canal	Razão entre largura sazonal e talvegue sazonal (m/m)	XBFWD_RAT
	Média da profundidade da seção (cm)	XDEPTH_S
	Média da largura molhada (m)	XWIDTH
	Média da largura do leito sazonal (m)	XBKF_W
	Razão entre largura e profundidade no trecho (m/m)	XWD_RAT
	Média do ângulo das margens (graus)	XBKA
	Razão entre a média da profundidade da piscina residual e a profundidade do talvegue (cm/cm)	RP100.XD
	Fluxo rápido (quedas, cascatas, rápido e corredeira) (%)	PCT_FAST
	Sinuosidade do trecho (comprimento do alcance/distância do subtrecho (m))	SINU
Substrato	Matacão grande e pequeno (%)	PCT_BL
	Substrato de seixo (64 - 250 mm) (%)	PCT_CB
	Substrato de areia (0.6 - 2 mm) (%)	PCT_SA
	Substrato fino < 0.6mm (%)	PCT_FN
	Substrato com diâmtero < 16 mm - transecto e mesotransecto (%)	PCT_SFGF_S
	Madeira (%)	PCT_WD
	Raízes, serrapilheira fina, banco de folhas (%)	PCT_RTSFBF
Madeira e abrigo	Volume dentro e sobre o canal ativo por 100m - tamanho médio a muito grande (m^3/100 m)	V3T_MSQ
	Volume de madeira dentro do canal ativo por 100m - tamanho pequeno (m^3/100 m)	V0W_100
	Média abrigo - madeira grande (%)	XFC_LWD
	Média abrigo - banco de folhas (%)	XFC_LEB
	Média abrigo - vegetação pendurada (%)	XFC_OHV
	Média de abrigo total + algas e macrófitas (%)	XFC_TOT
Aspectos da vegetação nativa	Média sombreamento no canal (%)	XCDENMID
	Desvio padrão sombreamento no canal (%)	VCDENMID
	Média solo exposto (%)	XGB
	Índice de perturbação na vegetação ripária	W1H_HALL
Parâmetros físicos e químicos da água	Nitrato ($mg.L^{-1}$)	NITRA
	Fosfato ($mg.L^{-1}$)	FOSF
	Amônio ($mg.L^{-1}$)	AMON
	Sílica ($mg.L^{-1}$)	SILIC
	Sedimentos totais dissolvidos ($mg.L^{-1}$)	SEDIM
	Carbono orgânico dissolvido (µM)	COD
	Nitrogênio orgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$)	NDO
	Condutividade (µs)	COND
	Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)	OXIG
	Potássio ($mg.L^{-1}$)	POT

Na tabela 4, é possível visualizar as variáveis de habitat e qualidade da água utilizadas para compor os gráficos da Análise dos Componentes Principais (PCA) assim

como a contribuição de cada variável e a explicação de cada eixo. A média e desvio padrão de todas as variáveis de habitat e qualidade da água podem ser visualizados no Apêndice F.

Tabela 4: Variável de habitat e qualidade da água para os 4 primeiros eixos da PCA.

Categorias	Variáveis Acrônimos	PCA			
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Controle	AREA	0.682	-0.460	0.412	-0.210
	XSLOPE	-0.245	0.489	-0.153	0.619
Morfologia do canal	XBFWD_RAT	**0.617**	0.183	-0.540	0.413
	XDEPTH_S	**0.603**	-0.277	0.504	0.429
	XWIDTH	0.240	**0.693**	0.473	0.023
	XBKF_W	**0.879**	0.084	-0.182	0.160
	XWD_RAT	-0.138	**0.851**	-0.162	-0.354
	XBKA	-0.471	-0.297	0.727	0.162
	RP100.XD	-0.596	-0.044	-0.003	0.413
	PCT_FAST	-0.035	**0.674**	0.646	0.117
	SINU	0.449	0.493	0.219	-0.195
	% Explicação	26.4	23.3	18.3	10.7
Controle	AREA	0.276	-0.355	-0.778	0.149
	XSLOPE	-0.364	0.755	0.280	-0.163
Substrato	PCT_BL	**-0.686**	-0.199	0.387	-0.162
	PCT_CB	**-0.815**	-0.173	-0.034	-0.134
	PCT_SA	0.177	-0.440	0.515	0.677
	PCT_FN	**0.811**	0.140	0.039	-0.514
	PCT_SFGF_S	**0.720**	-0.331	0.561	-0.190
	PCT_WD	0.463	**0.633**	0.062	0.239
	PCT_RTSFBF	0.004	**0.886**	-0.055	0.312
	% Explicação	30.7	25.3	15.8	11.2
Controle	AREA	-0.592	-0.493	0.219	0.063
	XSLOPE	0.756	0.156	-0.379	0.343
Madeira e abrigo	V3T_MSQ	0.486	0.153	0.641	0.508
	V0W_100	0.035	**0.883**	-0.068	-0.246
	XFC_LWD	**0.728**	0.138	0.548	-0.255
	XFC_LEB	**0.713**	-0.218	-0.553	0.049
	XFC_OHV	**0.747**	-0.426	0.164	-0.369
	XFC_TOT	**0.917**	-0.154	-0.022	-0.037
	% Explicação	45.0	16.8	15.5	8.1
Controle	AREA	0.846	0.165	0.180	-0.321
	XSLOPE	-0.541	-0.659	0.258	0.297
Aspectos da vegetação ripária	XCDENMID	**-0.710**	0.515	0.125	-0.260
	VCDENMID	**0.868**	-0.079	-0.134	0.313
	XGB	0.153	0.467	0.826	0.245
	W1H_HALL	0.167	**0.800**	-0.401	0.366
	% Explicação	38.6	26.5	16.3	9.2

Controle	AREA	0.610	-0.234	-0.529	0.107
	XSLOPE	-0.760	-0.190	0.193	0.008
Parâmetros físicos e químicos da água	NITRA	**0.684**	0.012	0.550	-0.203
	FOSF	-0.077	0.837	0.317	-0.170
	AMON	-0.483	0.482	-0.258	-0.371
	SILIC	-0.318	0.800	0.230	0.235
	SEDIM	-0.420	-0.219	-0.025	**0.743**
	COD	-0.037	-0.216	0.581	0.101
	NDO	-0.460	0.241	-0.381	-0.440
	COND	0.381	0.778	-0.079	0.278
	OXIG	**0.707**	-0.122	0.103	-0.336
	POT	**0.602**	0.568	-0.233	0.343
	% Explicação	26.4	23.3	11.6	1.2

Em que: Coloração cinza refere-se aos eixos utilizados para compor a PCA

3.3.2. Morfologia do canal

Os boxplots referentes às variáveis de morfologia do canal podem ser visualizados na Figura 8. As variáveis razão entre largura sazonal e talvegue sazonal (XBFWD_RAT) e razão entre largura e profundidade no trecho (XWD_RAT) variaram conforme o gradiente de intensidade de uso do solo, destas apenas a variável XWD_RAT apresentou diferenças significativas.

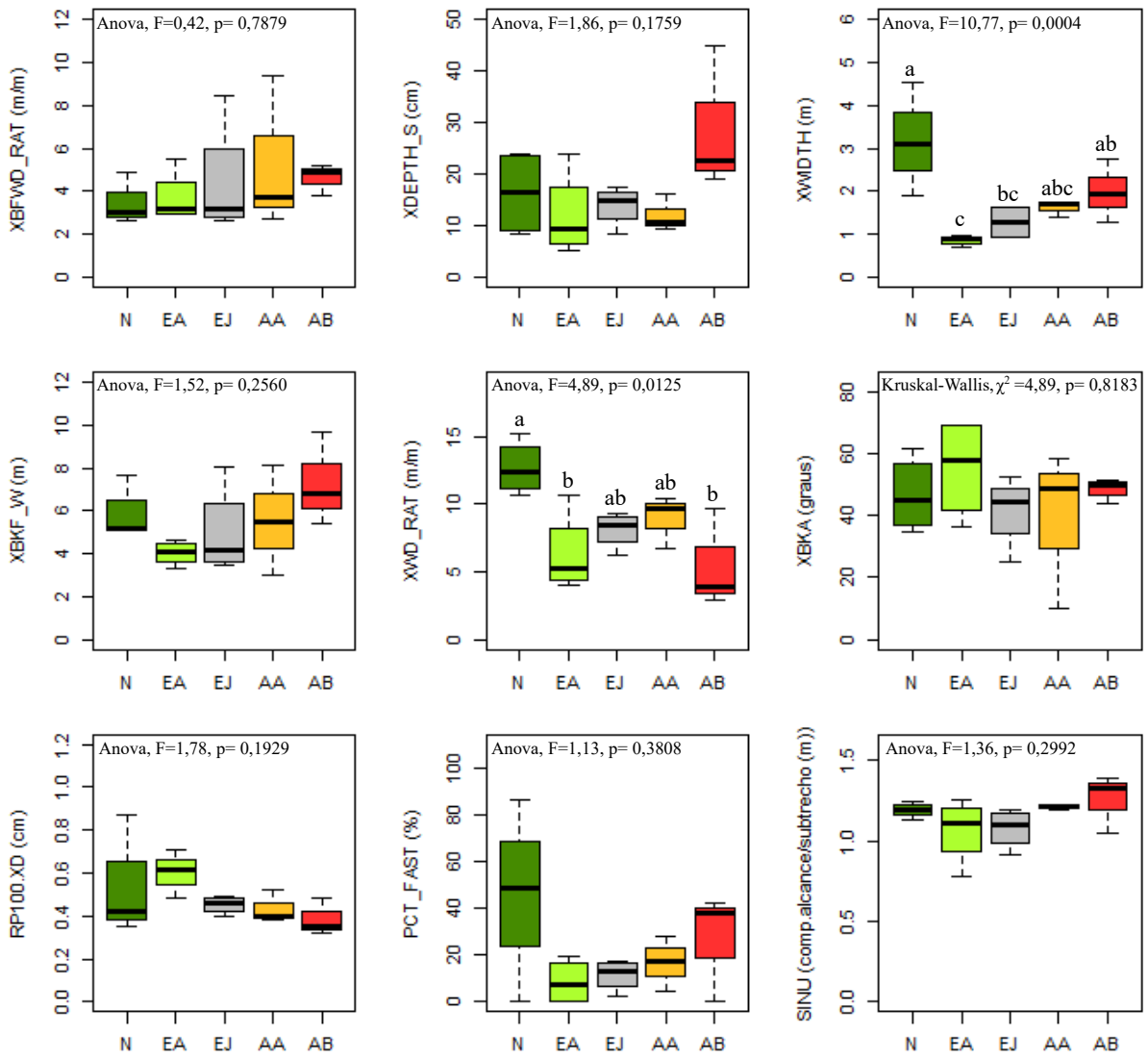


Figura 8: Boxplot das variáveis da categoria "morfologia do canal". Em que: XBFWD_RAT - Razão entre largura sazonal e talvegue sazonal; XBKF_W - Média da largura do leito sazonal; RP100.XD - Razão entre a média da profundidade da piscina residual e a profundidade do talvegue; XDEPTH_S - Média da profundidade da seção; XWD_RAT - Razão entre largura e profundidade no trecho; PCT_FAST - Fluxo rápido; XWIDTH - Média da largura molhada; XBKA - Média do ângulo das margens e SINU - Sinuosidade do trecho.

Os eixos PC1 e PC2 representaram 26,4% e 23,3% da variação dos dados (Figura 9, Tabela 4), representando 49,7% da variação total explicada. As variáveis que mais contribuíram positivamente para a formação do eixo 1 foram a razão entre largura sazonal e talvegue sazonal (XBFWD_RAT), média da profundidade da seção (XDEPTH_S), média ângulo margens (XBKF_W). As variáveis que mais explicam o eixo 2 foram a média da largura molhada (XWIDTH), razão entre largura e profundidade no trecho e (XWD_RAT) e unidade do canal com fluxo rápido (PCT_FAST). A PCA evidenciou uma maior distinção

dos riachos localizados em microbacias nativas em relação aos demais e não foi observado um gradiente de efeitos em nenhum dos dois eixos. Microbacias nativas apresentaram maior largura de canal, maior razão entre largura e profundidade do trecho e maior fluxo rápido (variável associada à declividade) em relação aos demais grupos. No eixo 1, as microbacias de agricultura apresentaram maior razão entre largura sazonal e talvegue sazonal, profundidade da seção e média da largura do leito sazonal. Em geral, as diferenças foram significativas (PERMANOVA: Pseudo-F= 1,996; *p*= 0,004), particularmente entre agricultura com baixa cobertura ripária e *Eucalyptus* adulto (Pseudo-F= 3,667; *p*= 0,025), *Eucalyptus* jovem e vegetação nativa (Pseudo-F= 1,998; *p*= 0,049), *Eucalyptus* adulto e nativa (Pseudo-F= 3.382; *p*= 0,030).

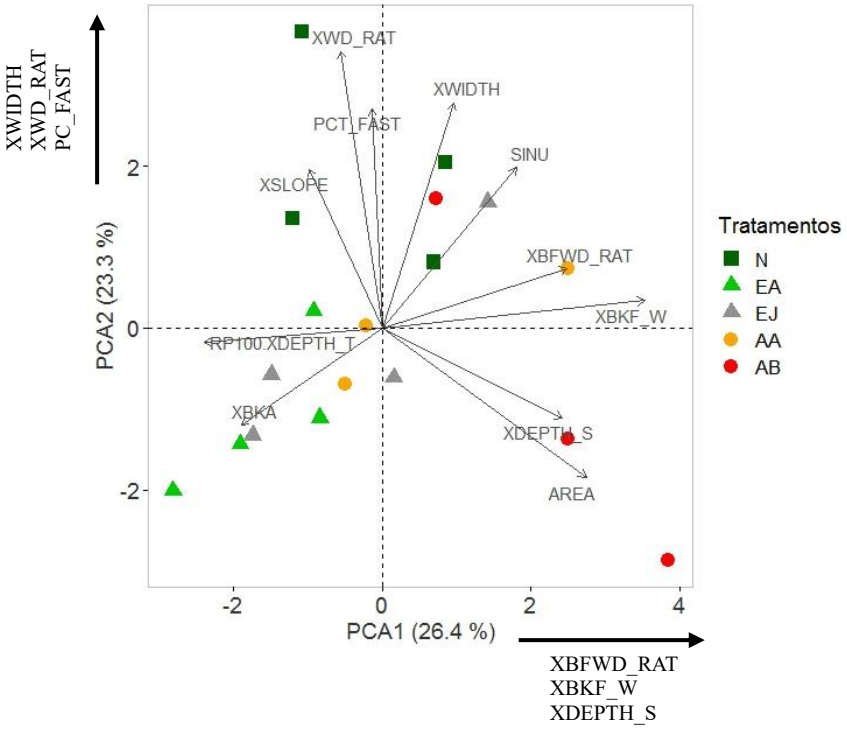


Figura 9: Análise de componentes principais (PCA) para as variáveis de morfologia do canal. Em que: XBFWD_RAT - Razão entre largura sazonal e talvegue sazonal; XBKF_W - Média da largura do leito sazonal; XDEPTH_S - Média da profundidade da seção; XWIDTH - Média da largura molhada; XWD_RAT - Razão entre largura e profundidade no trecho e PCT_FAST - Fluxo rápido. Setas em coloração preta na parte exterior da PCA indicam as variáveis que mais contribuíram para o eixo.

3.3.3. Substrato

Na Figura 10, é possível visualizar os boxplots referentes à categoria substrato ao longo de gradiente de intensidade de uso do solo. Apenas a variável matacão grande e pequeno (PCT_BL) variou significativamente conforme o gradiente de uso do solo.

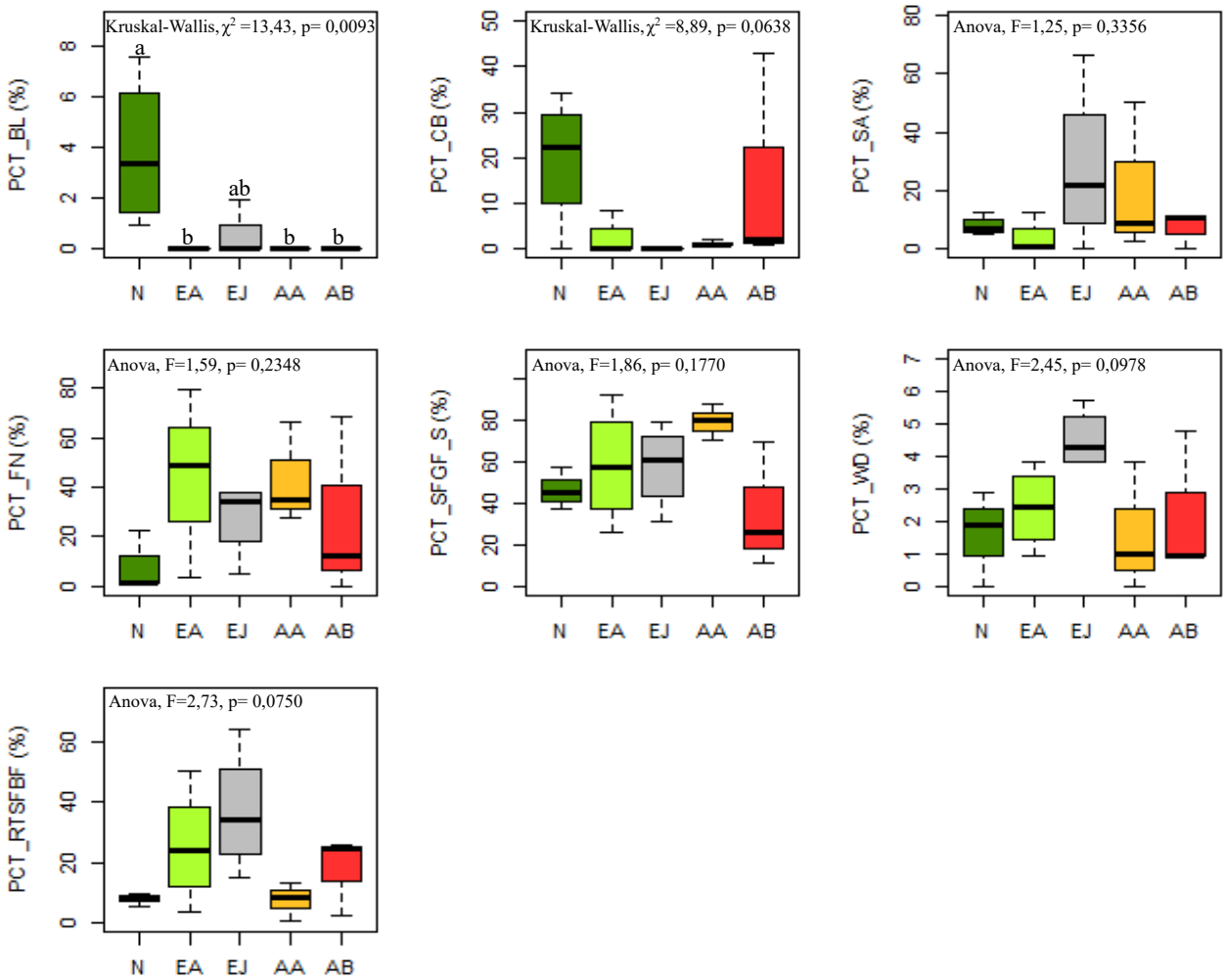


Figura 10: Boxplot das variáveis da categoria "substrato". Em que: PCT_BL - Matacão grande e pequeno; PCT_FN - Substrato fino < 0.6mm; PCT_RTSFBF - Raízes, serrapilheira fina e banco de folhas; PCT_CB - Substrato de seixo (64 - 250 mm); PCT_SFGF_S - Substrato com diâmtero < 16 mm - transecto e mesotransecto; PCT_SA - Substrato de areia (0.6 - 2 mm) e PCT_WD – Madeira.

Os dois eixos selecionados explicam 56% da variação ambiental observada (Figura 11 e Tabela 4). As variáveis que mais contribuíram negativamente para o eixo 1 (PCT_CB) e matacão grande e pequeno (PCT_BL), por outro lado substrato fino (PCT_FN) e substrato com diâmtero <16 mm no transecto e mesotransecto (PCT_SFGF_S), apresentaram relação positiva. Neste mesmo eixo, pode-se observar que o tamanho do substrato se alterou ao

longo do gradiente de uso do solo. No eixo 2, a variável que mais contribuiu foi porcentagem de madeira (PCT_WD) e porcentagem de raízes, serapilheira fina e banco de folhas (PCT_RTSFBF). Os riachos situados em área nativa apresentaram maior porcentagem de matacão (grande e pequeno). As variáveis substrato fino e substrato com diâmtero <16 mm (transecto e mesotransecto) mostraram-se relacionadas a alguns usos agrícolas e *Eucalyptus*. As variáveis porcentagem de madeira e porcentagem de raízes, serapilheira fina e banco de folhas estão associadas apenas aos plantios de *Eucalyptus.* Observaram-se distinções significativas entre os diferentes usos do solo (PERMANOVA: Pseudo-F= 2,300; *p*= 0,006). Para as comparações par-a-par, houve diferença significativa entre *Eucalyptus* jovem e nativa (Pseudo-F= 5,208; *p*= 0,023) e agricultura com alta cobertura ripária e nativa (Pseudo-F= 4,051; *p*= 0,05).

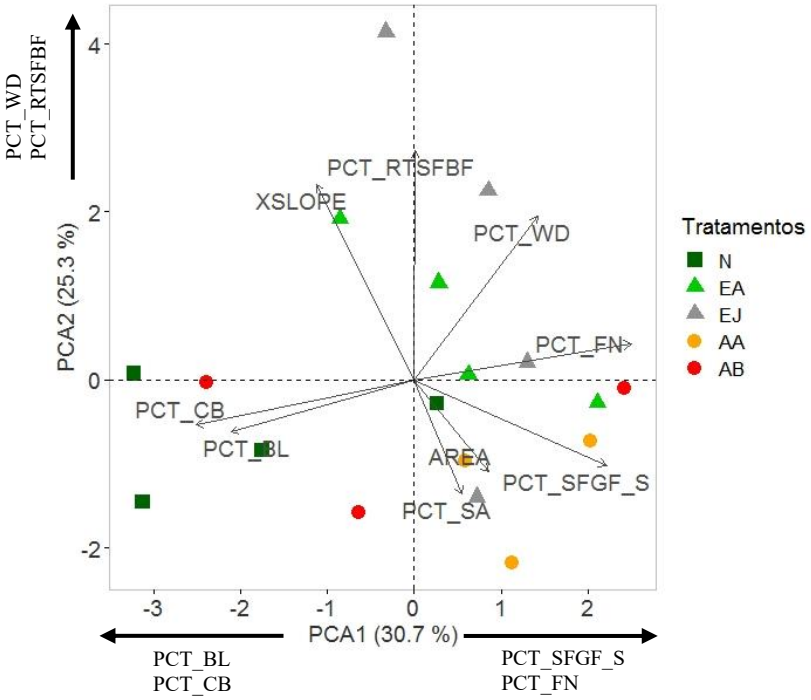


Figura 11: Análise de componentes principais das variáveis de substrato. Em que: PCT_BL - Matacão grande e pequeno; PCT_CB - Substrato de seixo (64 - 250 mm); PCT_SFGF_S - Substrato com diâmtero < 16 mm - transecto e mesotransecto; PCT_FN - Substrato fino < 0.6mm; PCT_WD – Madeira e PCT_RTSFBF - Raízes, serrapilheira fina e banco de folhas. Setas em coloração preta na parte exterior da PCA indicam as variáveis que mais contribuíram para o eixo.

3.3.4. Madeira e abrigo

Na Figura 12, é possível visualizar os boxplots referentes às variáveis da categoria madeira e abrigo. Apenas as variáveis volume dentro e sobre o canal ativo por 100m - tamanho médio a muito grande (V3T_MSQ) e média abrigo - madeira grande (XFC_LWD) apresentaram tendência à mudanças contínuas segundo o uso do solo, mas não apresentaram diferenças significativas.

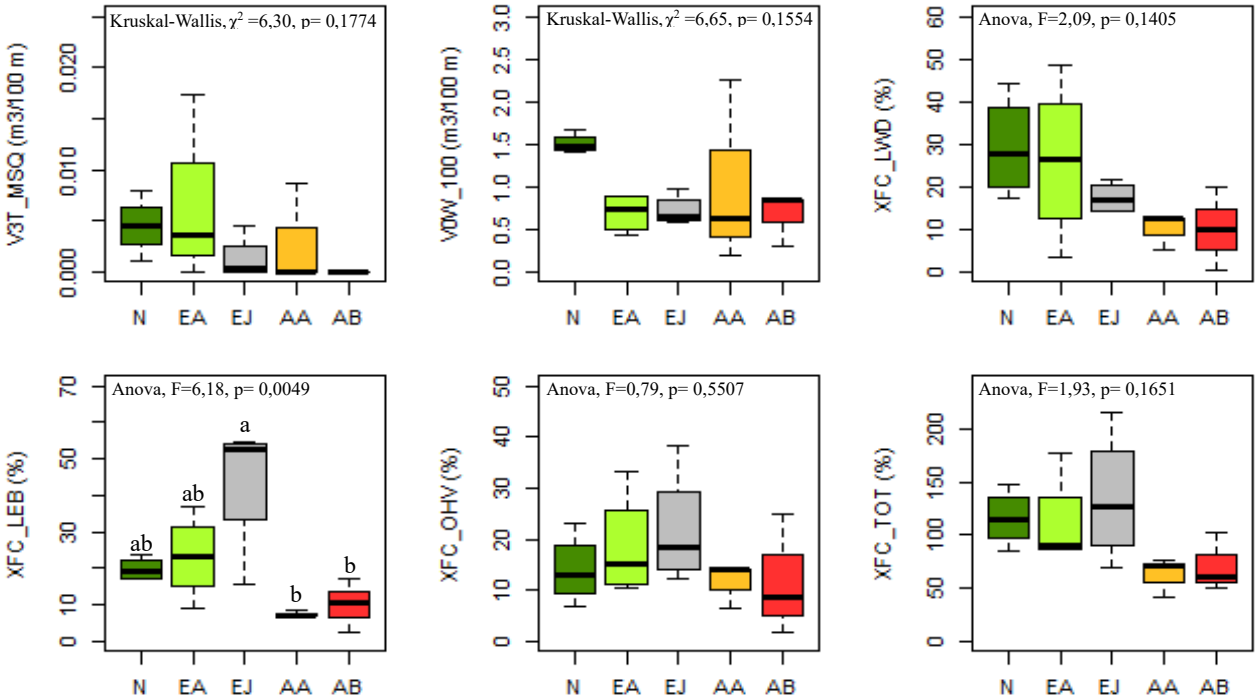


Figura 12: Boxplots das variáveis da categoria "madeira e abrigo". Em que: V3T_MSQ - Volume dentro e sobre o canal ativo por 100m - tamanho médio a muito grande; XFC_LEB - Média abrigo - banco de folhas; V0W_100 - Volume de madeira dentro do canal ativo por 100m - tamanho pequeno, XFC_OHV - Média abrigo - vegetação pendurada; XFC_LWD - Média abrigo - madeira grande e XFC_TOT - Média de abrigo total + algas e macrófitas.

O primeiro e o segundo eixo da PCA totalizaram 61,8% de toda a variabilidade ambiental (Figura 13 e Tabela 4). O eixo 1 foi positivamente determinado pelas variáveis média abrigo - madeira grande (XFC_LWD), média abrigo - banco de folhas (XFC_LEB), média abrigo – vegetação pendurada (XFC_OHV) e média abrigo total + algas e macrófitas (XFC_TOT). A variável que mais contribuiu positivamente para a formação do eixo 2 foi volume de madeira pequena no leito (V0W_100), também pôde-se observar que a variável tronco se alterou continuamente ao longo do gradiente de uso do solo. A PCA destacou maior separação dos riachos inseridos em microbacias nativas, que apresentaram maior

quantidade de detridos pequenos e muito grandes nos riachos, e consequentemente maior média de abrigos lenhosos grandes. Os riachos inseridos em microbacias com *Eucalyptus* jovem apresentaram maior média de banco de folhas e relacionadas a vegetação pendurada sobre o riacho e a algas e macrófitas. Houve diferença significativa entre os usos do solo (PERMANOVA: Pseudo-F= 2,097; *p*= 0,014), particularmente entre agricultura com baixa cobertura ripária e nativa (Pseudo-F= 4,414; p = 0,025).

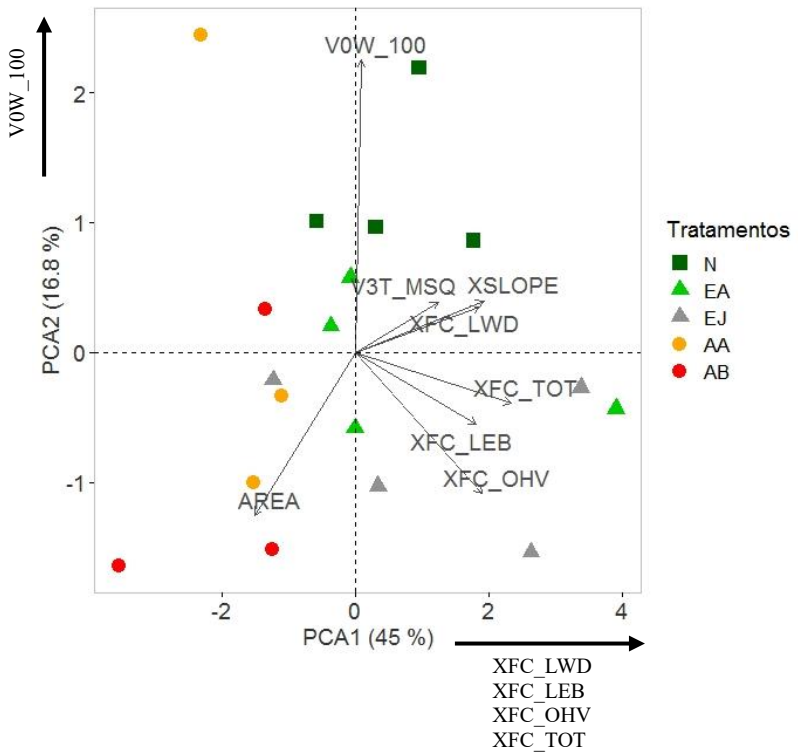


Figura 13: Análise de componentes principais das variáveis de madeira e abrigo. Em que: XFC_LWD - Média abrigo - madeira grande, XFC_LEB - Média abrigo - banco de folhas; XFC_OHV - Média abrigo - vegetação pendurada; XFC_TOT - Média de abrigo total + algas e macrófitas e V0W_100 - Volume de madeira dentro do canal ativo por 100m - tamanho pequeno. Setas em coloração preta na parte exterior da PCA indicam as variáveis que mais contribuíram para o eixo.

3.3.5. Aspectos da vegetação ripária

Na Figura 14, é possível visualizar os boxplots referentes às variáveis da categoria aspectos da vegetação nativa. Apenas a variável desvio padrão sombreamento no canal

(VCDENMID) apresentou tendência a mudanças contínuas conforme o gradiente de intensidade de uso do solo, mas não apresentou diferenças significativas.

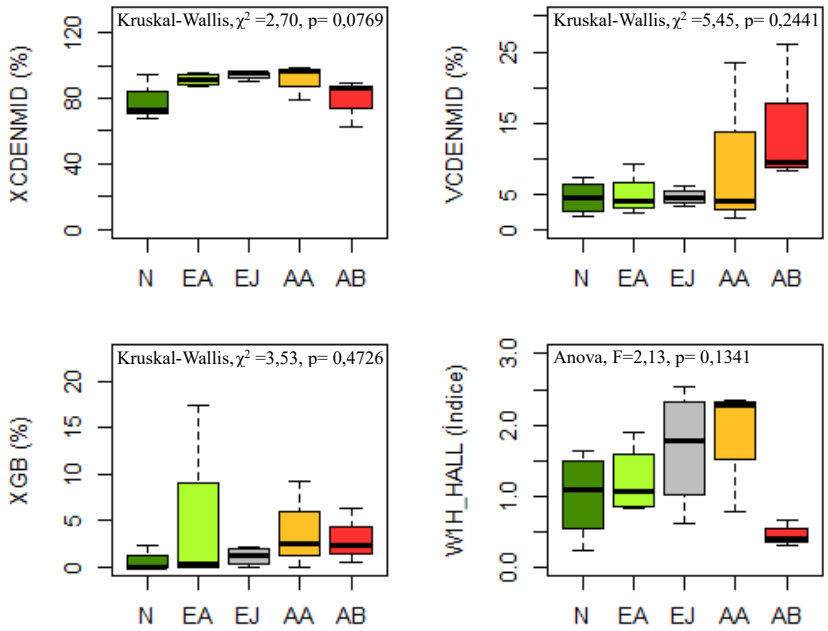


Figura 14: Boxplot das variáveis da categoria "aspectos da vegetação nativa". Em que: XGB - Média solo exposto; XCDENMID - Média sombreamento no canal; W1H_HALL - Índice de perturbação na vegetação ripária; VCDENMID - Desvio padrão sombreamento no canal.

Os eixos 1 e 2 da PCA totalizaram 65,1% de toda a variabilidade ambiental (Figura 15, Tabela 4). No eixo 1, a variável que mais contribuiu de forma negativa e positiva, respectivamente, foi a porcentagem média de sombreamento no canal (XCDENMID) e porcentagem de desvio padrão do sombreamento do dossel (VCDENMID). No eixo 2, apenas uma variável contribuiu para o eixo, o índice de perturbação na floresta ripária (W1H_HALL). A variável porcentagem média de sombreamento mostrou-se associada a riachos de *Eucalyptus,* enquanto que a porcentagem média de desvio padrão do sombreamento mostrou relação com áreas agrícolas. Os riachos com perturbações na vegetação ripária estavam correlacionados com microbacias de agricultura e *Eucalyptus.* Foram detectadas diferenças significativas entre os diferentes usos do solo (PERMANOVA: Pseudo-F= 1,852; *p*= 0,026). Neste conjunto de variáveis, a PERMANOVA *pairwise,* observaram-se diferenças significativas entre agricultura com baixa cobertura ripária e *Eucalyptus* jovem (Pseudo-F= 3,638; p= 0,029) e agricultura com baixa cobertura ripária e *Eucalyptus* adulto (Pseudo-F= 2.807; p= 0,049).

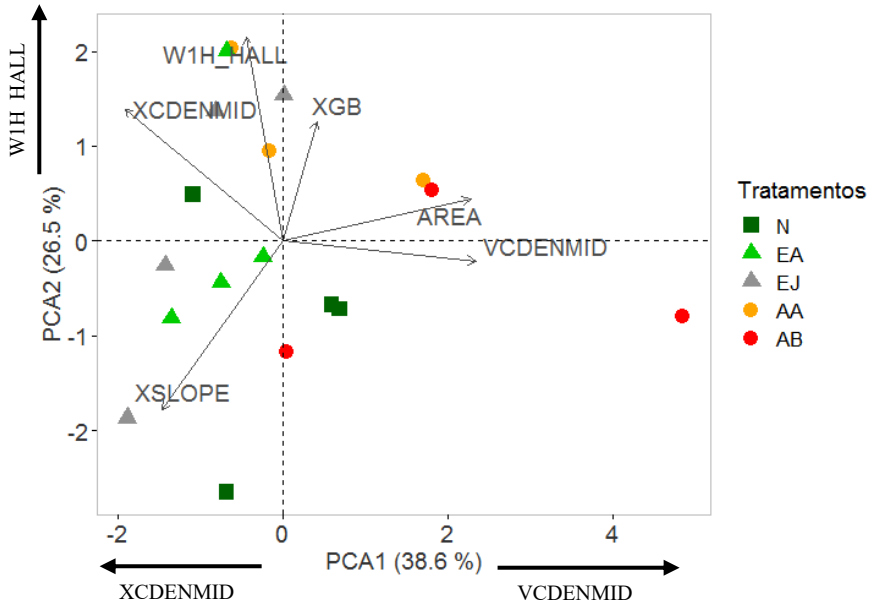


Figura 15: Resultado da análise de componentes principais das variáveis da categoria aspectos da vegetação ripária. Em que: XCDENMID - Média sombreamento no canal; VCDENMID - Desvio padrão sombreamento no canal; W1H_HALL - Índice de perturbação na vegetação ripária. Setas em coloração preta na parte exterior da PCA indicam as variáveis que mais contribuíram para o eixo.

3.3.6. Parâmetros físicos e químicos da água

Na Figura 16, é possível visualizar os boxplots referentes às variáveis da categoria parâmetros físicos e químicos da água. Apenas as variáveis fosfato (FOSF) e potássio (POT) apresentaram tendência a variar conforme o gradiente de intensidade de uso do solo mas não apresentaram diferenças significativas.

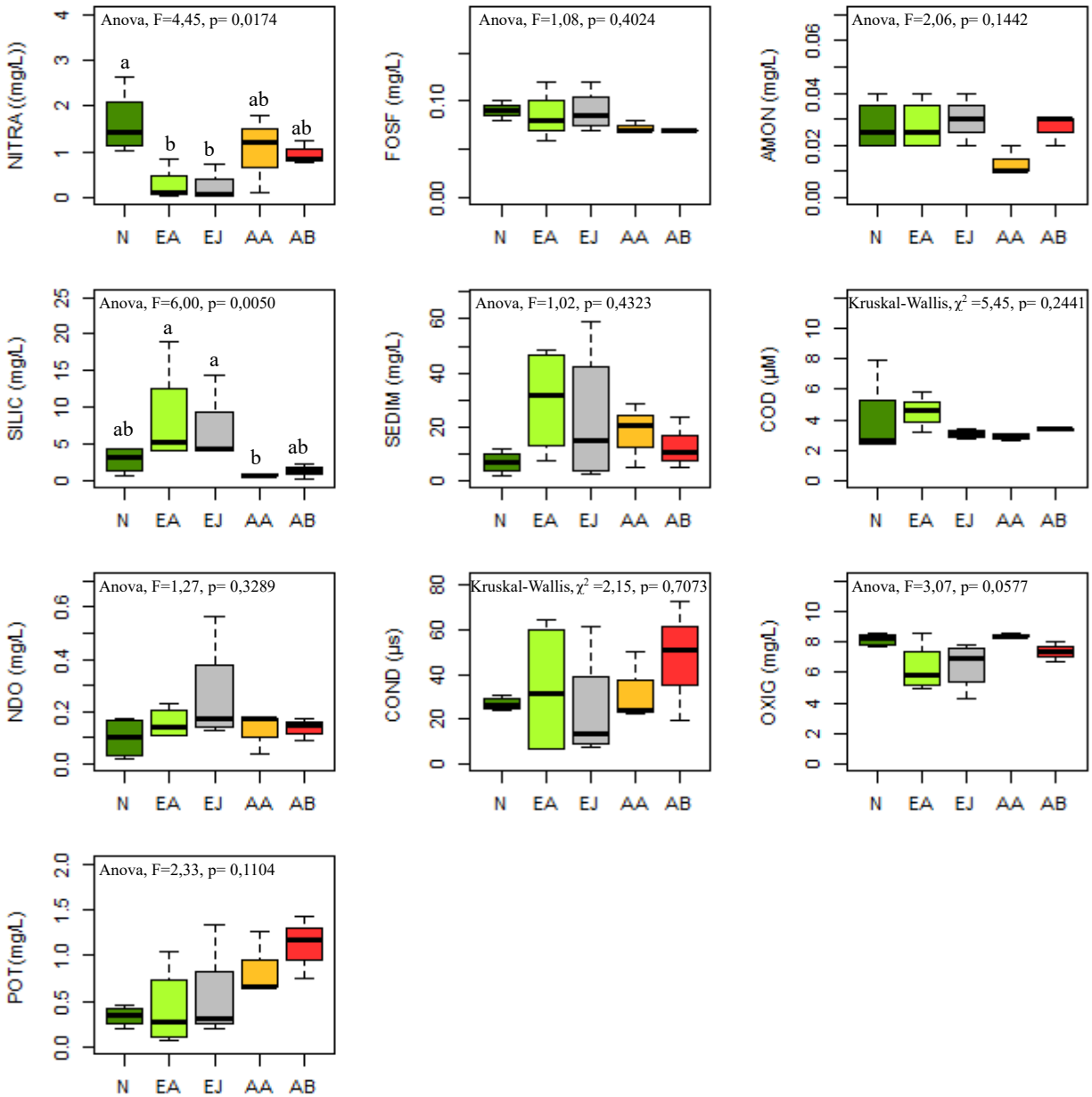


Figura 16: Boxplot das variáveis da categoria "parâmetros físicos e químicos da água". Em que: NITRA – nitrato; SILIC – sílica; NDO - nitrogênio orgânico dissolvido; POT – potássio; SEDIM - sedimentos totais dissolvidos; COND – condutividade; AMON – amônio e OXIG - Oxigênio dissolvido.

Os eixos 1 e 4 da PCA representaram 37,5% da variabilidade total (Figura 17, Tabela 4). As variáveis que mais contribuíram positivamente para o eixo 1 foram a concentração de nitrato (NITRA), concentração de oxigênio dissolvido (OXIG) e potássio (POT). Sedimentos totais (SEDIM) foi a variável que mais explicou o eixo 4. Não foi possível observar o gradiente de intensidade de uso do solo a partir dos eixos 1 e 2; todavia, no eixo 4, observa-se maior distinção dos riachos localizados em microbacias nativas associados a menor quantidade de sedimentos totais. Os diferentes usos do solo

apresentaram efeito significativo sobre as variáveis dos parâmetros físicos e químicos da água (PERMANOVA: Pseudo-F= 1,758; *p*= 0,01), principalmente entre agricultura com baixa cobertura ripária e *Eucalyptus* adulto (Pseudo-F= 2,4093; p= 0,030), agricultura com baixa cobertura ripária e vegetação nativa (Pseudo-F=2,676; *p*= 0,029).

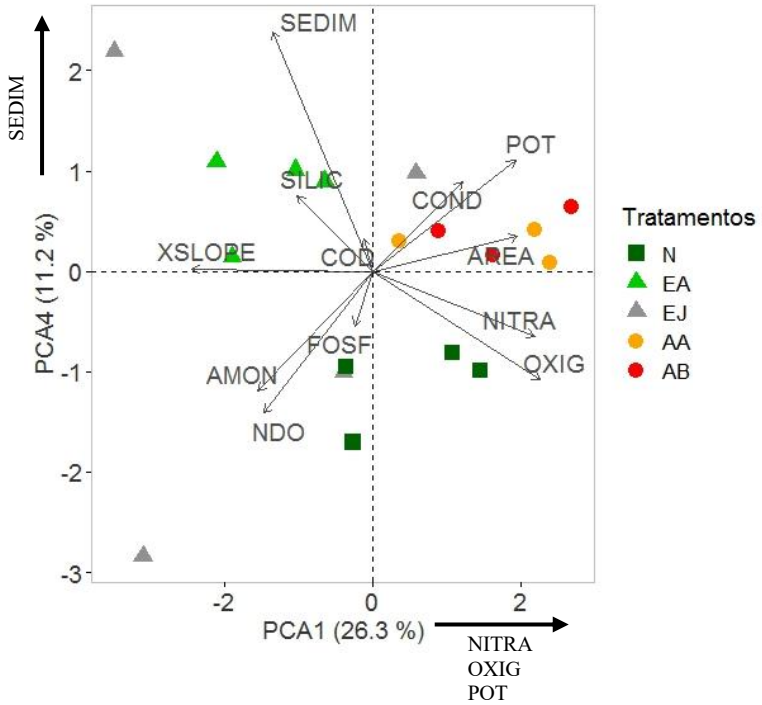


Figura 17: Resultado da análise de componentes principais das variáveis da categoria parâmetros físicos e químicos da água. Em que: NITRA – nitrato; OXIG - Oxigênio dissolvido; POT – potássio e SEDIM - sedimentos totais dissolvidos. Setas em coloração preta na parte exterior da PCA indicam as variáveis que mais contribuíram para o eixo.

3.4. Discussão

Os resultados demonstram que os usos do solo relacionados às atividades produtivas alteram o habitat do riacho e as características físicas e químicas da água, provavelmente por serem fortemente influenciados pela ausência em qualidade e extensão da floresta ripária (DALA-CORTE et al., 2020; NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Assim, a intensificação do uso do solo e a redução da cobertura ripária, ao longo do gradiente proposto, forneceram alguns conjuntos de informações relevantes neste estudo:

i) Riachos em microbacias com floresta nativa apresentaram maior largura e mostraram-se associados a menor quantidade de sedimentos na água;

ii) Riachos em área de agricultura estavam associados a elevada profundidade, largura sazonal, variação no sombreamento e concentração de potássio;

iii) Substratos menores (cascalho fino, areia e silte) predominaram em riachos com alta intensidade de uso do solo, enquanto que riachos em áreas de florestas nativas apresentaram substrato de maior tamanho (seixos e matacões);

iv) A presença de pedaços grandes de madeira no riacho respondeu inversamente ao aumento na intensidade do uso do solo;

v) Riachos em áreas de plantios jovens de *Eucalyptus* apresentaram maior quantidade de folhas;

vi) Riachos em microbacias em áreas de *Eucalyptus* e agricultura com maior cobertura ripária estavam relacionados às variáveis sombreamento e índice de perturbação na zona ripária;

vii) Riachos em microbacias de *Eucalyptus* e agricultura estavam associados às variáveis concentração de sedimentos e potássio.

3.4.1. Gradiente de uso do solo e habitat físico de riachos

Os autores Price e Leigh (2006), Trimble, (1997) e Hession et al. (2003) obtiveram resultados similares com relação às variáveis largura do canal e/ou razão entre largura e profundidade em riachos conservados situados na Carolina do Norte (EUA), Wisconsin (EUA) e Pennsylvania (EUA), respectivamente. Resultados semelhantes também foram encontrados em regiões tropicais e outras localidades, mas com diferenças menos pronunciadas, para profundidade e/ou largura do canal (FERREIRA et al., 2018; JUEN et al., 2016; MOLINA et al., 2017; OLIVEIRA; FERNANDES; FERREIRA, 2016; TERRA et al., 2013). A presença de vegetação ripária regula a frequência, duração e a intensidade do fluxo da água ao longo do tempo (HUPP; OSTERKAMP, 1996). Quando esta vegetação está bem desenvolvida, peças grandes de madeira acessam os riachos que, quando posicionados em uma configuração perpendicular ou diagonal ao canal, podem atuar como uma barreira ao fluxo de água, criando poças naturais e aumentando a largura do riacho (GURNELL; GREGORY; PETTS, 1995; TRIMBLE, 1997). Os autores Allmendinger et al (2005) destacam dois fatores de relevância na largura e profundidade de riachos, um deles relaciona-se com a erodibilidade da margem, associada ao tamanho e densidade de raízes nas margens, ou seja, a presença de raízes pequenas superficiais em baixa densidade

aumentam o estresse erosivo exercido pelo fluxo da água nas camadas mais profundas da margem do canal. E o segundo fator relaciona-se à captura e deposição de sedimento após um evento de inundação (ALLMENDINGER et al., 2005). A ação conjunta desses fatores resulta em maior profundidade e menor largura do canal.

Riachos em áreas agrícolas foram associados a largura sazonal e razão entre largura e talvegue sazonal, que se deve ao manejo adotado nas microbacias. Em regiões tropicais, o período de chuvas se concentra em poucos períodos do ano, influenciando naturalmente a largura sazonal dos riachos (GUPTA, 1995), mas as alterações antrópicas modificam o padrão sazonal da planície de inundação (HERITAGE; BROADHURST; BIRKHEAD, 2001). Em áreas agrícolas, o processo de exposição do solo, a menor cobertura ripária, o uso de maquinário pesado e as operações de movimentação de solo reduzem a infiltração, compactam o solo e facilitam o escoamento superficial (NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Como resultado, após um evento de chuva, os riachos podem receber um volume maior de água via escoamento superficial em um curto período de tempo e gerar alterações sobre a largura sazonal do riacho (ALLAN, 2004; HERITAGE; BROADHURST; BIRKHEAD, 2001; RAMANI; PATEL; TIMBADIYA, 2021; TAFFARELLO et al., 2017). Por outro lado, microbacias com elevada cobertura florestal apresentam maiores taxas de infiltração e armazenamento de água no solo, fornecimento contínuo de água ao longo do tempo e regulação da vazão (cheias e secas menos intensas) (BRUIJNZEEL, 2004), essa situação por sua vez garante menor variação da largura sazonal do riacho. Sendo assim, a presença de cobertura florestal madura fornece melhores condições para a infiltração de água e proteção do solo, reduzindo a amplitude dos pulsos de inundação e a largura sazonal do canal.

Em áreas sob interferência antrópica o substrato predominante foi cascalho fino, areia e silte, enquanto que nas áreas nativas foram encontrados substratos maiores. Ao redor do mundo, vários estudos comprovam que as atividades de uso do solo como agricultura, pastagem e atividades silviculturais, aumentam a quantidade de sedimentos finos em ambientes aquáticos devido à remoção da cobertura florestal ripária e a exposição do solo (KERSHNER et al., 2004; LEAL et al., 2016; VONDRACEK et al., 1996; WALRATH; DAUWALTER; REINKE, 2016). A presença de vegetação ripária contínua e conservada fornece matéria orgânica que garante as condições ideais para reduzir o escoamento superficial e a entrada de sedimento fino no interior de riachos (NEARY; ICE; JACKSON, 2009). A vegetação ripária também garante maior heterogeneidade no habitat aquático e uma série de micro-habitats que são indispensáveis para a sobrevivência de diversos grupos de organismos aquáticos (LANCASTER, 2000).

Outro substrato de grande importância na manutenção da complexidade do ambiente aquático são os troncos (KAUFMANN et al., 2008), pois aumentam a resistência hidráulica, auxiliam na oxigenação da água, proporcionam diferentes unidades de habitat (trechos de remanso e corredeira), auxiliam na deposição de sedimento e fornecem matéria orgânica, abrigo e alimento para a fauna aquática (CADOL; WOHL, 2010; DE PAULA et al., 2013; PAULA et al., 2011). Embora a vegetação ripária local seja a principal fonte de pedaços de madeira para os riachos, o aumento da extensão da vegetação nativa, não só da vegetação ripária, também exerce grandes contribuições (PAULA et al., 2013). No presente estudo, os pedaços grandes de madeira estiveram associados ao aumento da cobertura florestal na microbacia, alinhando-se com outros resultados em regiões neotropicais (FERREIRA et al., 2018; PAULA et al., 2011). Ademais, é provável que a presença de troncos auxilie na presença de substratos inorgânicos diversificados, pois segundo Nadeau et al. (2018), a resistência hidráulica provocada pelos troncos reduz a velocidade do fluxo da água nas imediações deste material (escala de micro-habitat), auxiliando na deposição de materiais de diferentes granulometria (material fino, cascalhos e seixos) conforme aumenta a distância do ponto de resistência.

Assim como os troncos, as folhas são muito importantes para o ambiente aquático porque são utilizadas como alimento e abrigo pelos organismos aquáticos (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2001). O material foliar pode adentrar diretamente o riacho pela ação da gravidade (queda das folhas) ou por movimentos laterais em função do vento, chuvas e cheias (FRANÇA et al., 2009). No presente estudo, os riachos em plantios de *Eucalyptus* jovem se destacaram com grande quantidade de folhas e reduzido número de habitat com fluxo rápido da água. Florestas plantadas de *Eucalyptus,* além de produzirem muitas folhas senescentes, apresentam em sua constituição foliar elevada quantidade de taninos, extrativos, baixa concentração de nutrientes e cutícula espessa, estes componentes atribuem ao material foliar menor decomposição por não serem palatáveis pela comunidade de invertebrados, resultando em acúmulo de folhas no solo da floresta e no interior do riacho (GARCÍA; RICHARDSON; PARDO, 2012; SANTOS et al., 2019). Segundo Ferreira et al. (2016), a conversão de florestas nativas para plantios de *Eucalyptus* reduz a decomposição da serapilheira em cerca de 22%, mas a magnitude dos efeitos do *Eucalyptus* sobre a decomposição depende da proximidade com que estão dos riachos. Além disso, o menor fluxo da água obtido nesses locais favoreceu ainda mais o acúmulo de folhas no leito. Por outro lado, embora o acúmulo de folhas de *Eucalyptus* não seja em sua totalidade palatáveis

para a comunidade aquática, elas podem ser utilizadas como abrigo para a fauna aquática (GONÇALVES JÚNIOR et al., 2012).

A presença de cobertura ripária íntegra e contínua, além de fornecer folhas, troncos e minimizar os efeitos de uso do solo ao seu redor, reduzem a incidência solar e a temperatura da água dos riachos, restringindo o desenvolvimento de algas e macrófitas (STUTTER et al., 2021). O sombreamento da vegetação ripária é dependente de alguns fatores como a densidade de área foliar, altura das árvores, orientação para o riacho (algumas árvores inclinam-se sobre canais para captar maior quantidade de luz) e largura do canal (LI; JACKSON; KRASESKI, 2012). Todavia, riachos muito escavados apresentam sombreamento exercido não só pela vegetação ripária, mas também pela margem do canal, como foi o caso dos riachos em microbacias de *Eucalyptus* e agricultura com alta cobertura ripária que apresentaram elevado sombreamento exercido pelo barranco. Nota-se também que a intensificação do uso do solo aumentou a heterogeneidade do sombreamento e dentre outros tipos de perturbações antrópicas na zona ripária. Tais condições facilitam o desenvolvimento de espécies exóticas e gramíneas nas margens (SCHNITZLER; HALE; ALSUM, 2007), elevam a produtividade primária e facilitam a entrada de sedimentos e poluentes no interior dos riachos (STUTTER et al., 2021). Essas evidências têm implicações negativas sobre o canal, uma vez que a conservação da zona ripária é determinante na manutenção da qualidade do habitat aquático.

Em regiões com predomínio de *Eucalyptus,* a presença de floresta ripária é essencial na manutenção da qualidade da água, principalmente por minimizar a entrada de sedimentos e nutrientes no interior dos riachos. Além disso, a elevada compactação e exposição do solo promovida pelo trânsito de maquinário pesado e tratos silviculturais na fase anterior e no início do desenvolvimento do *Eucalyptus,* facilita o escoamento superficial em período de chuvas (RODRIGUES et al., 2019).

3.4.2. Gradiente de uso do solo e parâmetros físicos e químicos de riachos

Os riachos com predomínio de floresta nativa, na maioria dos casos, apresentaram-se associados a substratos variados e menor concentração de sedimentos na água quando comparados com os demais riachos sob interferência antrópica, e isso se deve principalmente ao nível de conservação e extensão da floresta adjacente aos riachos. A maior integridade e extensão da floresta nativa é determinante para manter as condições ideais de habitat e, consequentemente, de biodiversidade (DALA-CORTE et al., 2020; GIBSON et al.,

2011). Em função dos inúmeros benefícios ecológicos já citados, as zonas ripárias são insubstituíveis para a manutenção da qualidade do ambiente aquático (GIBSON et al., 2011).

Embora as florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentem menor intensidade no uso do solo, quando comparadas com as microbacias de agricultura, observou-se que a variável exportação de sedimentos esteve associada a estes locais. Assim, o tipo de cobertura e o manejo adotado possivelmente exerceram influência nos resultados obtidos. Pesquisas realizadas no Brasil, associam a entrada de sedimentos em riachos com florestas plantadas de *Eucalyptus* devido principalmente à elevada densidade de estradas não pavimentadas e à colheita florestal (RODRIGUES et al., 2019). A presença constante de maquinário pesado e a introdução irregular de estradas aumentam a compactação do solo (RODRIGUES et al., 2019); as estradas ou travessias interrompem os padrões naturais de drenagem da água e atuam como uma via para o escoamento superficial que facilita o escoamento superficial e carreamento de sedimentos e nutrientes em períodos de chuvas (BRUIJNZEEL, 2004; GRACE III, 2005), há também as perturbações recorrentes do tráfego de veículos e máquinas (GRACE III, 2005) e por fim, podem interferir na conectividade dos riachos, resultando em impactos relevantes sobre o hábitat aquático (LEAL et al., 2016).

Como nos plantios de *Eucalyptus*, as áreas agrícolas também apresentam atividades periódicas de preparo do solo, mas em frequência muito mais elevada ao longo do tempo. Alguns autores destacam que a queda da qualidade da água em áreas agrícolas se deve principalmente ao uso de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos (MELLO et al., 2018; NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Assim, conforme esperado, a concentração de potássio esteve relacionada a riachos em microbacias de agricultura, todavia as microbacias nativas apresentaram as maiores concentrações de nitrato. Segundo Neill et al. (2001), em estudos realizados na Amazônia no estado de Rondônia, destacam que as zonas ripárias de pequenos riachos são locais de mineralização ativa do nitrogênio, e seu transporte para os riachos é realizado via escoamento superficial ou subsuperficial. Alguns estudos têm mostrado que as folhas e a serapilheira em florestas nativas tropicais apresentam elevada concentração de nitrogênio em sua constituição, e isso explica as altas concentrações de nitrato na solução de solo e posteriormente nos riachos (CHAVES et al., 2009). Cabe ressaltar também que, dependendo do grupo taxonômico, alguns organismos aquáticos como os peixes, podem excretar fezes ricas em compostos nitrogenados (LAZZARI; BALDISSEROTTO, 2008; SCHAUS et al., 1997). Embora concentrações de nitrato acima de 10mg/L por longo período de tempo exerçam efeitos prejudiciais sobre a comunidade aquática, (CAMARGO

et al., 2005), valores abaixo desse limite podem ter efeitos positivos sobre a decomposição foliar (PEREIRA et al. 2016).

3.4.3. Implicações para o manejo do uso do solo e conservação de riachos

De forma geral, os riachos em microbacias com vegetação nativa, selecionadas neste estudo, apresentaram elevada qualidade de habitat e podem atuar como locais de referência em estudos e diagnósticos ambientais na região, mas áreas com elevada integridade ambiental são cada vez mais difíceis de se encontrar. Atualmente os remanescentes conservados de Mata Atlântica, sob mínima condição de impacto, localizam-se em áreas protegidas ou de difícil acesso (SILVA et al., 2020), enquanto que florestas degradadas por longo período de tempo, bem como florestas secundárias dominam a paisagem (GIBSON et al., 2011). Dependendo da idade da floresta e do histórico de uso, as florestas secundárias podem auxiliar na proteção do ambiente aquático (GIBSON et al., 2011), mas a presença de vegetação nativa extensa e conservada sempre será a condição ideal para a conservação dos riachos (DALA-CORTE et al., 2020; GIBSON et al., 2011). E isso ficou evidente porque mesmo em situações de menor intensidade de uso do solo e presença de zona ripária exigida por lei (30 m), as categorias denominadas como menos intensivas no uso do solo apresentaram pouca diferenciação das microbacias sob maior interferência antrópica.

Pôde-se observar que o habitat dos riachos sofreu grande influência do tipo de manejo do uso do solo adotado e da condição da zona ripária (DIAS et al. 2010; PRUDENTE et al., 2017). Em microbacias de intenso uso do solo e baixa cobertura ripária, a recuperação da zona ripária é a primeira medida a ser tomada para minimizar os impactos sobre os riachos, e deve ser priorizada em projetos de conservação de riachos (GIBSON et al., 2011). Porém, características intrínsecas da vegetação adjacente aos riachos, como por exemplo a idade, composição, densidade e a conectividade ao longo da microbacia, podem variar e exercer diferentes efeitos sobre a estrutura do habitat aquático (FERNANDES; DE SOUZA; TANAKA, 2014; FERREIRA et al., 2018; KEETON; KRAFT; WARREN, 2007). Além disso, a redução da fragmentação florestal e o aumento da extensão de florestas nativas, não apenas da vegetação ripária, melhoraram o habitat físico dos riachos e mostraram efeitos positivos na recuperação dos ecossistemas aquáticos, ou seja, a presença de vegetação nativa contínua e conservada foi a condição apropriada para a manutenção da qualidade do habitat aquático.

Por isso, atividades menos intensivas no uso do solo, como o *Eucalyptus* que apresenta porte florestal, ciclo de corte longo e presença de vegetação ripária, não foi capaz de minimizar alguns impactos de uso do solo sobre o habitat aquático (e.g. substrato, vazão, banco de folhas e exportação de sedimentos). A vegetação ripária com extensão menor ou igual a 30 m e o manejo inadequado do solo fizeram com que riachos em microbacias de *Eucalyptus* tivessem condições similares à agricultura. Para contornar esses problemas, e em casos onde não é possível aumentar a extensão da zona ripária, associar a conservação da zona ripária com boas práticas de manejo nas demais áreas pode minimizar os impactos antrópicos sobre o habitat aquático (MÁRQUEZ et al., 2015; OLIVEIRA; FERNANDES; FERREIRA, 2016). As boas práticas de manejo, quando implementadas adequadamente, aumentam a infiltração de água no solo, reduzem a erosão superficial do solo, restringem o escoamento superficial e o acesso de nutrientes, sedimentos e poluentes nos riachos (GUIDOTTI et al., 2020). Como exemplos, podemos citar o plantio direto, rotação de culturas, bacias de retenção de água, terraços (GUIDOTTI et al., 2020), práticas agroflorestais, plantio em nível (FOLEY et al., 2005), plantio florestal em mosaico de idades, uso de maquinário de baixo impacto nas propriedades físicas do solo (LIMA et al., 2017) e instalação e manutenção adequadas de estradas e carreadores (LEAL et al., 2016; TIECHER et al., 2017).

Outra medida que pode ser utilizada após a adoção de boas práticas de manejo e restauração da floresta ripária são as técnicas locais de restauração de riachos (MILLER; BUDY; SCHMIDT, 2010; VERDONSCHOT et al., 2016), que consistem na introdução de peças grandes de madeira, pedras, cercas de exclusão de gado e até reconfiguração física do riacho, a fim de restaurar o habitat aquático e aumentar a diversidade, densidade e/ou a biomassa de organismos aquáticos (COOPERMAN et al., 2007; MILLER; BUDY; SCHMIDT, 2010), ou seja, aumentar a complexidade do habitat e o reestabelecimento da comunidade aquática. A restauração local de riachos assume que a biodiversidade do ambiente aquático é dependente da heterogeneidade do habitat físico do canal (MILLER; BUDY; SCHMIDT, 2010). Todavia, a restauração de riachos exige ações combinadas na escala local e regional, caso contrário terá baixa eficiência, isto porque a existência de barreiras físicas ou a má qualidade do ambiente ao redor dos riachos podem impedir a colonização das espécies nos locais restaurados ou reduzir a recolonização pela ausência de populações fonte na região (PILOTTO et al., 2019; VERDONSCHOT et al., 2016). Na Figura 18, é possível visualizar a sequência de estratégias necessárias para manutenção da qualidade do ambiente aquático.

Por fim, informações sobre o habitat podem complementar a avaliação de impactos ou o monitoramento de riachos. A coleta de informações sobre o habitat físico (e.g. troncos, tipo de substrato, largura, profundidade e sombreamento do canal) e parâmetros físicos e químicos da água (e.g. sedimentos totais dissolvidos, condutividade e a concentração de potássio) nos fornecem uma visão mais abrangente da condição dos riachos. Tais medidas podem nortear atividades de restauração de riachos, permitindo verificar quais ações devem ser efetuadas para aumentar a complexidade do ambiente aquático.

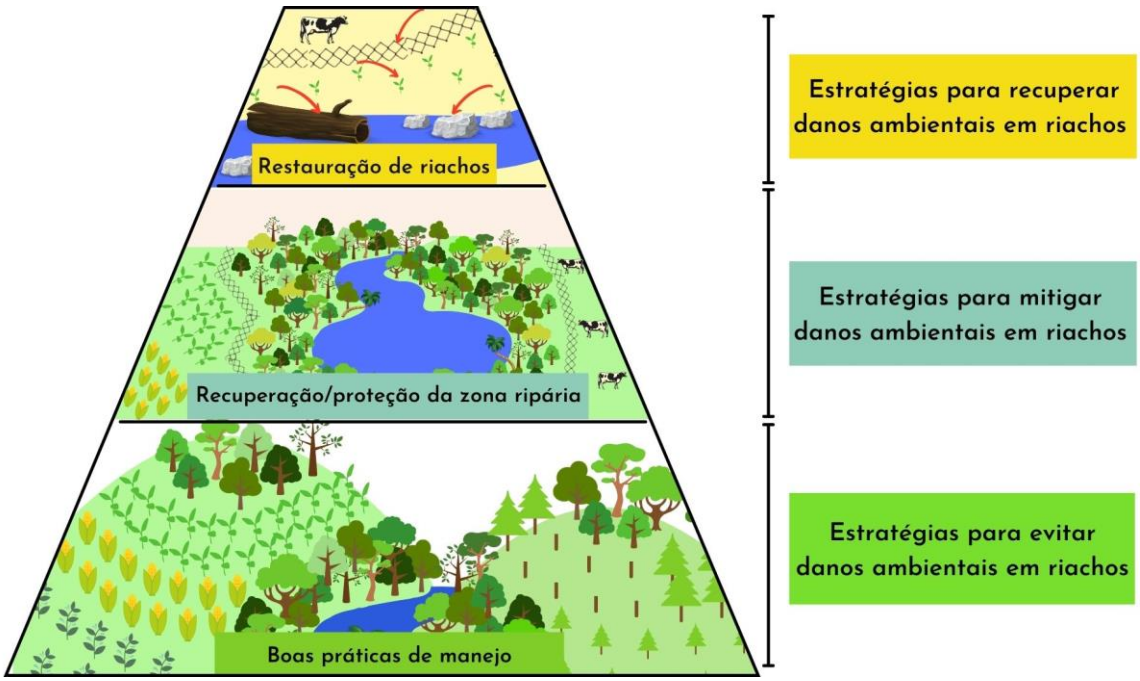


Figura 18: Sequência de estratégias para evitar, minimizar e recuperar os impactos antrópicos e melhorar a qualidade do ambiente aquático.

3.5. Conclusão

Os efeitos do uso do solo sobre riachos, na maioria das variáveis analisadas, não foram graduais e contínuos como esperado. Riachos, em microbacias consideradas menos intensivas no uso do solo (*Eucalyptus*), apresentaram condições semelhantes aos de microbacias com usos mais intensivos (agricultura), ou seja, as variáveis de habitat não foram sensíveis à intensificação do uso do solo. Por outro lado, os riachos em áreas de floresta nativa apresentaram as melhores condições, ou seja, apresentaram maior heterogeneidade no habitat aquático e presença de diferentes micro-habitats que são indispensáveis para a biota aquática. Desse modo, o manejo inadequado do solo e a condição das zonas ripárias exerceram influência nos resultados obtidos. Por isso, como

estratégia para minimizar os impactos antrópicos e manter o habitat e os serviços ecossistêmicos, destacamos a importância de práticas sustentáveis de uso do solo associadas à presença de vegetação ripária extensa e conservada. A caracterização do habitat físico complementará a avaliação da condição do riacho e poderá dar diretrizes para ações de restauração de riachos. A manutenção, a longo prazo, destas condições irá proporcionar condições mais satisfatórias na manutenção da qualidade do habitat aquático.

Referências

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004.

ALLMENDINGER, N. E. et al. The influence of riparian vegetation on stream width, eastern Pennsylvania, USA. Bulletin of the Geological Society of America, v. 117, n. 1–2, p. 229–243, 2005.

BOULTON, A. J. et al. Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperate Streams? In: DUDGEON, D. (Ed.). Tropical Stream Ecology. 1. ed. The University of Hong Kong, Hong Kong SAR, China: Elsevier, 2008. p. 257–284.

BRASIL. Lei No 12.651 de 12 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 19 nov. 2020.

BREJÃO, G. L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. Conservation Biology, v. 32, n. 4, p. 860–871, 2018.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems and Environment. Anais...Elsevier, 1 Sep. 2004

CADOL, D.; WOHL, E. Wood retention and transport in tropical, headwater streams, La Selva Biological Station, Costa Rica. Geomorphology, v. 123, n. 1–2, p. 61–73, 2010.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A.; SALAMANCA, A. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. **Chemosphere**, v. 58, n. 9, p. 1255–1267, 2005.

CARVALHO, F. G. et al. Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. Animal Conservation, v. 21, n. 6, p. 526–533, 2018.

CASTRO, D. M. P. DE; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. Ecological Indicators, v. 84, p. 573–582, 2018.

CHASE, J. W. et al. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. Journal of Soil and Water Conservation, v. 71, n. 3, p. 194–205, 2016.

CHAVES, J. et al. Nitrogen transformations in flowpaths leading from soils to streams in amazon forest and pasture. **Ecosystems**, v. 12, n. 6, p. 961–972, 2009.

COOPERMAN, M. S. et al. Streambank Restoration Effectiveness: Lessons Learned from a Comparative Study. Fisheries Marine, v. 32, n. 6, p. 278–291, 2007.

CROKE, J. C.; HAIRSINE, P. B. Sediment delivery in managed forests: A review. Environmental Reviews, v. 14, n. 1, p. 59–87, 2006.

DAI, A.; TRENBERTH, K. E. Estimates of freshwater discharge from continents: Latitudinal and seasonal variations. Journal of Hydrometeorology, v. 3, p. 660–687, 2002.

DALA-CORTE, R. B. et al. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. Freshwater Biology, v. 61, n. 11, p. 1921–1934, 2016.

DALA-CORTE, R. B. et al. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. Environmental Monitoring and Assessment, v. 191, n. 5, p. 1–17, 2019.

DALA-CORTE, R. B. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. Journal of Applied Ecology, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020.

DE PAULA, F. R. et al. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: A multi-scale analysis. Landscape Ecology, v. 28, n. 1, p. 13–27, 2013.

DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. Conservation Biology, v. 24, n. 1, p. 278–286, 1 fev. 2010.

EFFERT-FANTA, E. L.; FISCHER, R. U.; WAHL, D. H. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. Hydrobiologia, v. 841, n. 1, p. 45–64, 2019.

ERDOZAIN, M. et al. Linking stream ecosystem integrity to catchment and reach conditions in an intensively managed forest landscape. Ecosphere, v. 9, n. 5, 2018.

FERRAZ, S. F. B. et al. Managing forest plantation landscapes for water conservation. Forest ecology and management, v. 301, p. 58–66, 2013.

FERRAZ, S. F. DE B. et al. Effects of Eucalyptus plantations on streamflow in Brazil: Moving beyond the water use debate. Forest Ecology and Management, v. 453, p. 117571, 2019.

FERREIRA, M. C. et al. Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. Environmental Biology of Fishes, v. 101, n. 4, p. 547–562, 2018.

FERREIRA, V. et al. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. Forest Ecology and Management, v. 364, p. 27–38, 2016.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. Science, v. 309, p. 570–574, 2005.

FRANÇA, J. S. et al. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. Marine and Freshwater Research, v. 60, n. 10, p. 990, 2009.

GARCIA, L. G. et al. Hydrological effects of forest plantation clear-cut on water availability: Consequences for downstream water users. Journal of Hydrology: Regional Studies, v. 19, p. 17–24, 2018.

GARCÍA, L.; RICHARDSON, J. S.; PARDO, I. Leaf quality influences invertebrate colonization and drift in a temperate rainforest stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 69, n. 10, p. 1663–1673, 2012.

GARDNER, T. A.; FERREIRA, J. N.; LEES, A. C. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales : the Sustainable Amazon Network. p. 2012–2013, 2013.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GONÇALVES JÚNIOR, J. F. et al. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. Marine and Freshwater Research, v. 63, n. 5, p. 428–439, 2012.

GRACE III, J. M. Forest operations and water quality in the south. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 48, n. 2, p. 871–880, 2005.

GUIDOTTI, V. et al. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. Land Use Policy, v. 94, p. 104511, 2020.

GUPTA, A. Magnitude, frequency, and special factors affecting channel form and processes in the seasonal tropics. In: COSTA, J. E. et al. (Eds.). . Natural and Anthropogenic Influences in Fluvial Geomorphology. Washington, DC: Geophysical Monograph 89, American Geophysical Union, 1995. p. 125–136.

GURNELL, A. M.; GREGORY, K. J.; PETTS, G. E. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 5, n. 2, p. 143–166, 1995.

HERITAGE, G. L.; BROADHURST, L. J.; BIRKHEAD, A. L. The influence of contemporary flow regime on the geomorphology of the Sabie River, South Africa. Geomorphology, v. 38, n. 3–4, p. 197–211, 1 Jun. 2001.

HESSION, W. C. et al. Influence of bank vegetation on channel morphology in rural and urban watersheds. Geology, v. 31, n. 2, p. 147–150, 2003.

HUPP, C. R.; OSTERKAMP, W. R. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. Geomorphology, v. 14, n. 4 SPEC. ISS., p. 277–295, 1996.

JUEN, L. et al. EFFECTS OF OIL PALM PLANTATIONS ON THE HABITAT STRUCTURE AND BIOTA OF STREAMS IN EASTERN AMAZON. RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS, v. 32, p. 2081–2094, 2016.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=factoextra>. Acesso em: 27 aug. 2020.

KAUFMANN, P. R. et al. Quantifying Physical Habitat in Wadeable StreamsEPA/620/R-99/003Washington, D.C., 1999.

KAUFMANN, P. R. et al. A roughness-corrected index of relative bed stability for regional stream surveys. Geomorphology, v. 99, n. 1–4, p. 150–170, 2008.

KAUFMANN, P. R.; FAUSTINI, J. M. Simple measures of channel habitat complexity predict transient hydraulic storage in streams. Hydrobiologia, v. 685, n. 1, p. 69–95, 2012.

KERSHNER, J. L. et al. An Analysis of Stream Habitat Conditions in Reference and Managed Watersheds on Some Federal Lands within the Columbia River Basin. North American Journal of Fisheries Management, v. 24, n. 4, p. 1363–1375, 2004.

LANCASTER, J. Geometric scaling of microhabitat patches and their efficacy as refugia during disturbance. Journal of Animal Ecology, v. 69, n. 3, p. 442–457, 2000.

LAZZARI, R.; BALDISSEROTTO, B. Nitrogen and Phosphorus Waste in Fish Farming. B. Inst. Pesca, v. 34, n. 4, p. 591–600, 2008.

LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. Journal of Statistical Software, v. 25, n. 1, p. 1–18, 2008.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. Landscape Ecology, v. 31, p. 1725–1745, 2016.

LEAL, C. G. et al. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. Journal of Applied Ecology, v. 55, n. 3, p. 1312–1326, 2018.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998.

LI, G.; JACKSON, C. R.; KRASESKI, K. A. Modeled riparian stream shading: Agreement with field measurements and sensitivity to riparian conditions. Journal of Hydrology, v. 428–429, p. 142–151, 2012.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators, v. 25, p. 45–57, 2013.

LIMA, R. A. F. et al. Flora vascular do Parque Estadual Carlos Botelho , São Paulo , Brasil. Biota Neotropica, v. 11, n. 4, p. 42, 2011.

LIMA, R. A. F. et al. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. Biological Conservation, v. 147, n. 1, p. 32–39, 2012.

LIMA, W. de P. et al. Forest Management and Water in Brazil. In: GARCIA-CHEVESICH, P. A. et al. (Eds.). Forest Management and the impact on water resources: Forest management and the impact on water resources - a review of 13 countries. 1. ed. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 2017. p. 33–43.

MACEDO, D. R. et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. Ecological Indicators, v. 64, p. 132–141, 2016.

MÁRQUEZ, J. A. et al. Stream macroinvertebrate communities change with grassland afforestation in central Argentina. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, v. 53, p. 17–25, 2015.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges. Ecological Applications, v. 18, n. 4, p. 885–898, 2008.

MELLO, K. DE et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. Catena, v. 167, p. 130–138, 2018.

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, n. 1, p. 8–19, 2010.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian Processes and Interaction. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). . Methods in stream ecology. 2nd. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 721–742.

MOLINA, M. C. et al. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. Limnologica, v. 65, p. 14–21, 2017.

MONTAG, L. F. A. et al. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. Hydrobiologia, v. 826, n. 1, p. 263–277, 2019a.

MONTAG, L. F. A. et al. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. Ecology of Freshwater Fish, v. 28, n. 2, p. 317–329, 2019b.

MULER, A. E. et al. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of Euterpe edulis. Forest Ecology and Management, v. 324, p. 117–125, 2014.

NADEAU, T.-L. et al. A Scientific Rationale in Support of the Stream Function Assessment Method for Oregon (SFAM Version 1.0) Seattle, WA:United State Environmental Agency (EPA), , 2018. Disponível em: <https://www.oregon.gov/dsl/WW/Documents/Stream_Function_Assessment_Method_(SFAM)_v_1.0_Scientific Rationale.pdf>

NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. Forest Ecology and Management, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.

OGASAWARA, M. E. K. et al. Runoff and sediment yield from forested catchments under varying management intensities: insights from a subtropical region of Brazil. Land Degradation & Development, p. ldr.3753, 2020.

OKSANEN, J. et al. vegan: Community Ecology Package. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>. Acesso em: 27 aug. 2020.

OLIVEIRA, J. M.; FERNANDES, F.; FERREIRA, M. T. Effects of forest management on physical habitats and fish assemblages in Iberian eucalypt streams. Forest Ecology and Management, v. 363, p. 1–10, 2016.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. PLoS ONE, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PAULA, F. R. DE et al. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. Environmental Management, v. 48, n. 4, p. 750–763, 2011.

PAULA, F. R. DE et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. Ecological Indicators, v. 85, p. 1181–1191, 2018.

PECK, D. V. et al. Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/620/R-06/003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C.: Office of Research and Development, 2006.

PEREIRA, A. et al. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 648–656, 2016.

PERESSIN, A. et al. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in brazilian atlantic rainforest streams. Neotropical Ichthyology, v. 18, n. 2, p. 1–18, 2020.

PILOTTO, F. et al. Diverging response patterns of terrestrial and aquatic species to hydromorphological restoration. Conservation Biology, v. 33, n. 1, p. 132–141, 2019.

PRICE, K.; LEIGH, D. S. Morphological and sedimentological responses of streams to human impact in the southern Blue Ridge Mountains, USA. Geomorphology, Vol. 78: 142-160, 2006.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. ViennaR Foundation for Statistical Computing, , 2003.

RAMANI, R. S.; PATEL, P. L.; TIMBADIYA, P. V. Key morphological changes and their linkages with stream power and land-use changes in the Upper Tapi River basin, India. International Journal of Sediment Research, v. 36, n. 5, p. 602–615, 1 Oct. 2021.

ROBERTS, W. M.; STUTTER, M. I.; HAYGARTH, P. M. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. Journal of Environmental Quality, v. 41, p. 389–399, 2012.

RODRIGUES, C. B. et al. Eucalyptus short-rotation management effects on nutrient and sediments in subtropical streams. Forests, v. 10, n. 6, p. 1–13, 2019.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Bamboo thickets alter the demographic structure of Euterpe edulis population: A keystone, threatened palm species of the Atlantic forest. Acta Oecologica, v. 70, p. 96–102, 2016.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. (PDF) Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Acta Limnol. Bras., v. 13, p. 29–38, 2001.

SANTOS, E. P. et al. Interactive persistent effects of past land-cover and its trajectory on tropical freshwater biodiversity. Journal of Applied Ecology, v. 57, n. 11, p. 2149–2158, 2020.

SANTOS, G. R. et al. Changes in decomposition rate and litterfall in riparian zones with different basal area of exotic Eucalyptus in south-eastern Brazil. Southern Forests, v. 81, n. 4, p. 285–295, 2019.

SCHAUS, M. H. et al. Nitrogen and phosphorus excretion by detritivorous gizzard shad in a reservoir ecosystem. Limnol. Oceanogr., v. 42, n. 6, p. 1386–1397, 1997.

SCHNITZLER, A.; HALE, B. W.; ALSUM, E. M. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. Biological Conservation, v. 138, n. 1–2, p. 146–156, 2007.

SEGURA, M. O.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Variation in body size of Phanocerus clavicornis Sharp, 1882 (Coleoptera: Elmidae: Larainae) in Atlantic Rainforest streams in response to hydraulic disturbance. Brazilian Journal of Biology, v. 73, n. 4, p. 747–752, 2013.

SILVA-ARAÚJO, M. et al. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 18, n. 4, p. 277–282, 2020.

SILVA, R. F. B. et al. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. Landscape and Urban Planning, v. 204, p. 103948, 2020.

SIQUEIRA, L. P. et al. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small atlantic rain forest fragments, south-eastern brazil. Ecotropica, v. 10, p. 59–64, 2004.

STUTTER, M. et al. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review. Science of the Total Environment, v. 757, p. 143982, 2021.

TAFFARELLO, D. et al. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. Climate Services, v. 8, p. 1–16, 1 Dec. 2017.

TANIWAKI, R. H. et al. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. Science of the Total Environment, v. 584–585, p. 339–347, 2017a.

TANIWAKI, R. H. et al. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. Hydrobiologia, v. 793, n. 1, p. 41–53, 1 Jun. 2017b.

TERRA, B. D. F. et al. Assessment of biotic condition of atlantic rain forest streams: A fish-based multimetric approach. Ecological Indicators, v. 34, p. 136–148, 2013.

THOMPSON, R. M.; PHILLIPS, N. R.; TOWNSEND, C. R. Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management. Forest Ecology and Management, v. 257, n. 3, p. 931–940, 2009.

TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 237, p. 95–108, 16 Jan. 2017.

TRIMBLE, S. W. Stream channel erosion and change resulting from riparian forests. Geology, v. 25, n. 5, p. 467–469, 1997.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 37, p. 130–137, 1979.

VENEGAS-GONZÁLEZ, A. et al. Drought and climate change incidence on hotspot Cedrela forests from the Mata Atlântica biome in southeastern Brazil. Global Ecology and Conservation, v. 15, p. e00408, 2018.

VERDONSCHOT, R. C. M. et al. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. Hydrobiologia, v. 769, n. 1, p. 55–66, 2016.

VICTOR, M. A. M. et al. Cem anos de devastação: revisitadas 30 anos depois. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005.

VONDRACEK, B. et al. Land Use, Spatial Scale, and Stream Systems: Lessons from an Agricultural Region. Fitzpa-Environmental Management, v. 36, n. 6, p. 775–791, 1996.

WALRATH, J. D.; DAUWALTER, D. C.; REINKE, D. Influence of Stream Condition on Habitat Diversity and Fish Assemblages in an Impaired Upper Snake River Basin Watershed. Transactions of the American Fisheries Society, v. 145, n. 4, p. 821–834, 2016.

WANG, L. et al. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. Fisheries, v. 22, n. 6, p. 6–12, 1997.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data AnalysisNew York, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>. Acesso em: 27 aug. 2020

WOHL, E. et al. The hydrology of the humid tropics. Nature Climate Change, v. 2, n. 9, p. 655–662, 2012.

ZHANG, M. et al. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. Journal of Hydrology, v. 546, p. 44–59, 2017.

4. EFEITO DO GRADIENTE DE INTENSIDADE DE USO DO SOLO SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE RIACHOS SITUADOS NA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Nos trópicos, a conversão da vegetação nativa para outros usos é uma das principais ameaças sobre riachos. Na região de Mata Atlântica, essa situação é crítica tendo em vista o intenso histórico de uso e ocupação do solo e consequente degradação da cobertura florestal, resultando também na degradação dos riachos que percorrem a paisagem. No entanto, devido ao longo processo de intervenções antrópicas nesta região, atualmente observa-se um gradiente de intensidade do uso do solo, que consiste de paisagens com um mínimo ou nenhuma interferência antrópica (ex.: áreas destinadas à conservação), e no outro extremo, paisagens fortemente exploradas por agricultura/pastagens sem nenhum tipo de manejo que causa impactos no ambiente (e.g. grandes áreas de monoculturas sem a presença de florestas ripárias no entorno da rede de drenagem e ausência de boas práticas de manejo do solo). Consequentemente, os impactos nos riachos serão mais ou menos acentuados devido à intensidade de uso do solo do entorno. Assim, será testada a hipótese de que as comunidades de macroinvertebrados aquáticos situados em microbacias de maior impacto apresentam menor riqueza e maior abundância de espécies tolerantes, esses efeitos se modificam continuamente no sentido da referência, com aumento da riqueza e redução da abundância de espécies tolerantes, assim como aumento da abundância de fragmentadores e catadores-filtradores. O estudo foi realizado em 18 riachos, localizados nos municípios de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo e no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), estado de São Paulo. Os riachos amostrados foram alocados em 5 categorias representando um gradiente de intensidade de uso do solo: vegetação nativa conservada (N), plantios de *Eucalyptus* inseridos nas classes de idade de 4 a 7 (EA) e de 0 a 3 anos (EJ), agricultura com alta (AA) e baixa cobertura ripária (AB). As microbacias de vegetação nativa e de plantio de *Eucalyptus* apresentaram maior complexidade do habitat, representada pela presença de peças grandes de madeira e substratos de diâmetros maiores (matacões grandes e pequenos) que proporcionam maior diversidade de recursos e condições à comunidade aquática. A riqueza observada e rarefeita da comunidade reduziu e a porcentagem de Chironomidae aumentou com a intensificação do uso do solo. A riqueza observada e rarefeita de EPT não variou continuamente conforme o gradiente de intensidade do uso do solo. Os fragmentadores se mostraram bem representados nos riachos em áreas de *Eucalyptus*. A abundância de raspadores reduziu com o aumento da intensidade de uso do solo. Os catadores filtradores foram abundantes nas microbacias nativas; por outro lado, a abundância de catadores coletores foi maior nos riachos de agricultura com alta cobertura ripária. Os generalistas foram abundantes nos riachos sob algum tipo de interferência antrópica. Os macroinvertebrados aquáticos refletiram bem o gradiente de intensidade do uso do solo, sendo algumas métricas bióticas mais sensíveis às alterações locais do que outras. Este trabalho confirma que usos

menos intensivos do solo impactam menos a comunidade aquática. Assim, os usos mais intensivos devem aplicar boas práticas de manejo do solo, como a presença de floresta ripária conservada e extensa, pois isso irá refletir na proteção dos riachos. A conversão de florestas nativas da Mata Atlântica em agricultura e plantios de *Eucalyptus* resultam em consequências negativas para os macroinvertebrados aquáticos. Assim, são indispensáveis medidas urgentes no manejo e conservação de pequenos riachos em paisagens agrícolas tropicais para uma maior proteção do ecossistema e da biota aquática.

Palavras-chave: Invertebrados aquáticos, Ecossistemas lóticos, Conservação, Bioindicadores, Florestas tropicais

Abstract

In the tropics, conversion of native vegetation to other uses is one of the main threats to streams. In the Atlantic Forest region, this situation is critical in view of the intense history of land use and occupation and the consequent degradation of the forest cover, also resulting in the degradation of the streams that run through the landscape. However, due to the long process of anthropic interventions in this region, there is currently a gradient of land use intensity, which consists of landscapes with minimal or no anthropic interference (e.g. areas destined for conservation), and at the other extreme, landscapes heavily exploited by agriculture/pastures without any type of management that cause impacts on the environment (e.g. large areas of monocultures without the presence of riparian forests around the drainage network and absence of best soil management practices). Consequently, impacts on streams will be more or less intense due to the intensity of land use in the surroundings. Thus, it will be tested the hypothesis that aquatic macroinvertebrate communities located in catchment with greater impact have lower richness and greater abundance of tolerant species, these effects are continuously changing towards the reference, with increased richness and reduced abundance of tolerant species, as well as an increase in the abundance of shredders and collector-filterers. The study was carried out in 18 streams located in the cities of Capão Bonito, São Miguel Arcanjo and in the Carlos Botelho State Park (PECB), state of São Paulo. The sampled streams were divided into 5 categories representing a gradient of intensity of land use: conserved native vegetation (N), *Eucalyptus* plantations inserted in age classes from 4 to 7 years (EA) and from 0 to 3 years (EJ), agriculture with high (AA) and low riparian coverage (AB). The catchment of native vegetation and *Eucalyptus* plantations presented greater habitat complexity, represented by the presence of large pieces of wood and substrates with larger diameters (large and small boulders) that provide greater diversity of resources and conditions to the aquatic community. The observed and rarefied richness of the community decreased and the percentage of Chironomidae increased with the intensification of land use. The observed and rarefied EPT richness did not vary continuously according to the intensity land use. The shredders were well represented in the streams in *Eucalyptus* areas that had the highest proportions. The abundance of scrapers decreased with increasing intensity of land use. The collector-filterers were abundance in native catchment, on the other hand, the abundance of collector-gatherer was greater in agricultural streams with high riparian coverage. Generalists were plentiful in all streams under anthropogenic interference. Aquatic macroinvertebrates reflected well the

gradient of land use intensity, with some biotic metrics being more sensitive to local changes than others. This research confirms that less intensive land use causes less impact on the aquatic community. Thus, the most intensive uses must apply best soil management practices, such as the presence of preserved and extensive riparian forest, as they will reflect on the protection of streams. The conversion of the Atlantic Rainforest to agriculture and *Eucalyptus* plantations results in negative consequences for aquatic macroinvertebrates. Thus, urgent measures are essential in the management and conservation of small streams in tropical agricultural landscapes for greater protection of the ecosystem and aquatic biota.

Keywords: Aquatic invertebrates, Lotic ecosystems, Conservation, Bioindicators, Tropical forests

4.1. Introdução

Em regiões tropicais, a conversão da vegetação nativa para outros usos é uma das principais ameaças sobre ecossistemas aquáticos (LEAL et al., 2016; MELLO et al., 2020), principalmente sobre pequenos riachos que são diretamente influenciados pelo ambiente terrestre (SEABRA; BENONE; MONTAG, 2021). As mudanças no uso do solo causam alterações sobre a hidrologia, morfologia do canal, estrutura do habitat e qualidade da água (FIERRO et al., 2019). Podem também afetar a conectividade hidrológica do riacho, interferindo sobre o trânsito de água, matéria orgânica, nutrientes, sedimentos e na comunidade aquática ao longo da rede de drenagem (ERDOZAIN et al., 2021; PRINGLE, 2003).

Na escala de microbacia, os impactos nos riachos serão mais ou menos intensos em função da perda de vegetação nativa principalmente da zona ripária, da intensidade de uso do solo do entorno e por características naturais da paisagem (e.g. declividade e área da microbacia) (LEAL et al., 2016; PAULA et al., 2018). Assim, a substituição da cobertura nativa a nível de microbacia, por florestas plantadas de rápido crescimento, pode promover alterações hidrológicas relacionadas com a redução da disponibilidade de água dos riachos (CHRISTINA et al., 2017; GARCIA et al., 2018), entrada de sedimentos (RODRIGUES et al., 2019) e alterações na quantidade e qualidade de folhas senescentes que acessam o riacho (SANTOS et al., 2019). Em áreas de agricultura, pode-se observar alterações nos parâmetros físicos e químicos da água (MELLO et al., 2018; MORI et al., 2015), na morfologia dos riachos (MOLINA et al., 2017) e no fornecimento de grandes peças de madeira (PAULA et al., 2013).

A cobertura florestal, mais especificamente a vegetação ripária, possui papel essencial no amortecimento das atividades de uso do solo na paisagem (CHASE et al., 2016; EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019; ERDOZAIN et al., 2018), além de inúmeros outros benefícios como fornecer habitats, matéria orgânica e alimento para a fauna, assim como proporcionar melhor infiltração de água, retenção de sedimentos, estabilização das margens e a ciclagem de nutrientes (FRANÇA et al., 2009; MINSHALL; RUGENSKI, 2007). Todavia, quando a vegetação ripária não está em boas condições (estrutural, composição e extensão), os processos bióticos e abióticos que direcionam a dinâmica da comunidade de macroinvertebrados podem se alterar e ter resultados menos efetivos na atenuação dos impactos de uso do solo (OGASAWARA et al. 2020). Da mesma forma, se houver presença de vegetação ripária, mas o uso do solo for muito intensivo, poderá haver impacto sobre o ecossistema aquático (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019). Cabe ressaltar que as interferências antrópicas afetam diretamente o habitat físico e outras condições abióticas do riacho (LEAL et al., 2016). A ausência ou a baixa porcentagem de vegetação ripária associada ao intenso uso do solo em uma microbacia reduz a quantidade de matéria orgânica, diminuindo a quantidade de unidades de habitat, abrigo e alimento para a fauna aquática (CADOL; WOHL, 2010; PAULA et al., 2018). A entrada de sedimentos finos ocupa os espaços intersticiais do leito, contribuindo para a homogeneização do habitat e dificultando a sobrevivência de alguns grupos de organismos aquáticos (BURTON; JOHNSTON, 2010). Enquanto que a entrada de luz e a elevada concentração de nutrientes na água favorecem a produtividade primária e interferem na dinâmica de alguns organismos aquáticos (FIERRO et al., 2019; STUTTER et al., 2021). Todos esses fatores impactam diretamente a comunidade aquática e os processos ecológicos dos riachos (LEAL et al., 2016; MONTAG et al., 2019; VERDONSCHOT; VAN DER LEE; VERDONSCHOT, 2020).

Como as comunidades aquáticas respondem aos impactos ambientais, elas podem auxiliar na avaliação da condição dos ecossistemas aquáticos (PRABHAKARAN et al., 2017). Muitas comunidades biológicas podem ser usadas como bioindicadoras, como por exemplo, diatomácias, algas, peixes e macroinvertebrados bentônicos (RESH, 2007). Em função de estarem presentes em quase todos os tipos de habitat, apresentarem limites de tolerância ambiental, exibirem elevada variedade taxonômica, serem sésseis, ciclo de vida relativamente longo e de fácil visualização, os macroinvertebrados são frequentemente utilizados como indicadores da qualidade do habitat (BUSS et al., 2015; JUNQUEIRA et al., 2000; LAMMERT; ALLAN, 1999; LI et al., 2018; LUO et al., 2018). Outra vantagem é ser

um método fácil de se efetuar em campo e barato (RESH, 2007), além da existência de inúmeras formas de coleta de dados que variam em função do objetivo, categoria de distúrbio, tipo de análise, da complexidade temporal/espacial e da precisão exigida (NIEMI et al., 2004).

Os macroinvertebrados aquáticos podem ser separados em três categorias relacionadas ao hábito de vida: os bentônicos vivem associados ao substrato do fundo do riacho; os pelágicos vivem à deriva ou se deslocando na coluna d'água, e os nêustons estão associados à superfície do riacho (SALLES; FERREIRA-JÚNIOR, 2014). Tanto em áreas perturbadas ou conservadas, desempenham funções importantes nos processos ecológicos, auxiliando na decomposição, nas relações tróficas e na ciclagem de nutrientes (GUEVARA; GODOY; FRANCO, 2018). A maioria dos macroinvertebrados são bentônicos e vivem sobre ou entre os diversos substratos presentes nos riachos, por exemplo, folhas, troncos, pedras, macrófitas e filamentos de algas (BUENO; BOND-BUCKUP; FERREIRA, 2003; KOVALENKO; THOMAZ; WARFE, 2012; PEREIRA et al., 2017). No geral, os indivíduos das ordens Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera são menos tolerantes às alterações ambientais (LI et al., 2018) porque são adaptados a sobreviver em riachos com a presença de vegetação ripária, água limpa, baixa temperatura, alto teor de oxigênio dissolvido e variedade de mesohabitats (remansos/poças e corredeiras) (AMARAL et al., 2019). Os Chironomidae (Diptera) são mais tolerantes aos impactos por apresentar dietas generalistas que os habilitam a sobreviver em diferentes condições ambientais (PINDER, 1986). Existem também agrupamentos quanto a atributos funcionais de alimentação que se baseiam em mecanismos morfológicos e comportamentais dos organismos, como por exemplo fragmentador, coletor-filtrador, coletor-catador, raspador e predador (MERRITT; CUMMINS, 2007).

Nos países temperados, é amplamente difundido o uso de indicadores biológicos no diagnóstico da qualidade ambiental. Nos Estados Unidos, por exemplo, 49 dos 50 estados usam os macroinvertebrados no monitoramenro da qualidade da água (CARTER et al., 2007). Agências e instituições nacionais de países como o Canadá, União Europeia (UE), Nova Zelândia e Coreia do Sul fazem uso de indicadores biológicos em programas de biomonitoramento (BUSS et al., 2015). Embora existam similaridades ambientais entre riachos de regiões tropicais e temperadas, as regiões tropicais apresentam maior incidência luminosa, menor variabilidade climática, chuvas intensas e concentradas, maior temperatura e evaporação da água e intemperismo químico acentuado (BOULTON et al., 2008; DAI; TRENBERTH, 2002; TANIWAKI et al., 2017). Essas condições somadas à existência de

uma vegetação ripária desenvolvida e conservada proporcionam uma quantidade maior de abrigo, alimento e condições para a reprodução, que podem resultar em maior biodiversidade aquática (BOULTON et al., 2008; GONÇALVES; FRANÇA; CALLISTO, 2006). Todavia, segundo Wantzen e Wagner (2006) a riqueza conhecida de macroinvertebrados, nos ecossistemas aquáticos tropicais e temperados, não é muito diferente, isto porque não há um conhecimento abrangente das espécies existentes nos trópicos. Alguns autores destacam que as diferenças relacionam-se aos grupos tróficos funcionais, com maior número de fragmentadores nas regiões temperadas do que nas tropicais (GONÇALVES et al., 2014; WANTZEN; WAGNER, 2006).

No Brasil, as pressões antrópicas exercidas principalmente pela expansão agrícola, no início do século XIX até os tempos atuais, reduziram a Mata Atlântica em uma série de fragmentos isolados e degradados (RIBEIRO et al., 2009; VICTOR et al., 2005). Estudos têm mostrado que esta redução da quantidade e qualidade da cobertura florestal na paisagem diminuiu a variedade de folhas disponíveis no leito dos riachos, habitats de fluxo rápido da água e a quantidade de peças grandes de madeira (AMARAL et al., 2019; PAULA et al., 2013; SANTOS et al., 2019; SERPA et al., 2020), reduzindo também a riqueza total, diversidade, abundância de determinados grupos tróficos funcionais e a porcentagem de EPT, mas por outro lado, aumentando a porcentagem de grupos tolerantes como Chironomidae (SILVA-ARAÚJO et al., 2020). No entanto, acredita-se que os impactos no ecossistema aquático sejam diferenciados em função da intensidade do uso do solo nas microbacias (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019). Por exemplo, devido ao longo, intenso, e complexo histórico de uso e ocupação do solo na Mata Atlântica, atualmente, é possível observar (i) microbacias com pouca ou nenhuma interferência antrópica (ex.: microbacias inseridas em diferentes categorias de unidades de conservação); (ii) microbacias com menor intensidade no uso do solo com presença de floresta ripária (ex.: microbacias com cultivos antigos de *Eucalyptus*); (iii) microbacias sob uso intensivo do solo, mas com presença de floresta ripária (ex.: microbacias com monocultura de cana-de-açúcar ou durante os anos iniciais do *Eucalyptus* com floresta ripária); (iv) microbacias sob uso intensivo do solo e pouca floresta ripária (ex.: microbacias de agricultura e/ou pastagens mal manejadas com baixa porcentagem de floresta ripária). Portanto, espera-se que os impactos no ecossistema aquático aumentem em função do aumento da intensidade de uso do solo associado às práticas de manejo presentes atualmente na microbacia.

Devido à busca por práticas mais sustentáveis no setor agrícola brasileiro (FUENTES-LLANILLO et al., 2021) e o recente avanço do campo da ecologia de riachos

no Brasil (CARAMASCHI; MAZZONI; LEITÃO, 2021; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010), aumentou a quantidade de estudos sobre os efeitos do uso do solo sobre riachos situados no domínio da Mata Atlântica (CORBI; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2013; MELLO et al., 2020; PAULA et al., 2018; RIBEIRO; JUEN; RODRIGUES, 2021; SIEGLOCH et al., 2014, 2017; SILVA-ARAÚJO et al., 2020). Além disto, embora a Lei brasileira de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal n° 12651/2012) estabeleça a conservação e recuperação das zonas ripárias (BRASIL, 2012), sabe-se que a determinação de uma largura específica para a vegetação ripária para todo o Brasil, sem considerar as práticas de uso do solo adotadas, não é suficiente para conciliar a conservação da biodiversidade aquática e as atividades de uso do solo (DALA-CORTE et al., 2020). Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar como o gradiente de intensidade de uso do solo (aqui considerado como usos agrícolas associados à presença ou ausência de floresta ripária na rede de drenagem) afeta a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e a estrutura dos grupos tróficos funcionais em riachos situados na Mata Atlântica. Para tanto, serão comparados atributos da assembléia de macroinvertebrados (riqueza observada da comuidade, riqueza rarefeira da comunidade, riqueza observada de EPT, riqueza rarefeita de EPT, abundância de EPT, densidade de dipteros, porcentagem de Chironomidae) entre microbacias representando um gradiente de intensidade de uso do solo, sendo (i) microbacias de floresta nativa, (ii) microbacias com floresta plantada de *Eucalyptus* e presença de floresta ripária (4 - 7 anos), (iii) microbacias com floresta plantada de *Eucalyptus* (0 – 3 anos) e presença de floresta ripária, (iv) microbacias agricultura e pastagens com alta cobertura ripária, (v) microbacias agricultura e pastagens com baixa cobertura ripária. Assim, a hipótese é de que as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, situados em microbacias de maior impacto, apresentem menor riqueza, maior abundância de espécies tolerantes, menor abundância do grupo EPT, maior abundância de grupos tróficos catador coletor, e que esses efeitos se modifiquem continuamente no sentido da referência, aumentando a riqueza de espécies, reduzindo a abundância de espécies tolerantes, aumentando a abundância do grupo EPT e dos grupos tróficos funcionais coletor filtrador e fragmentador.

4.2. Materiais e Métodos

4.2.1. Localização e histórico da área de estudo

Os detalhes de localização, reconhecimento, delimitação, caracterização do uso do solo, delineamento das microbacias e caracterização do habitat físico dos riachos estão descritos no Capítulo 2 sobre o habitat aquático (itens 3.2.1, 3.2.2, 3.2.3 e 3.2.4).

4.2.2. Amostragem da assembléia de macroinvertebrados aquáticos

A coleta dos macroinvertebrados ocorreu uma vez em cada riacho. Com a finalidade de evitar chuvas intensas e o arraste de parte da fauna aquática (BALDERAS et al., 2016), optou-se por efetuar as atividades de campo na estação seca, nos meses de julho e agosto, período em que o riacho está sob fluxo base.

Um amostrador do tipo surber, com área de coleta de 0,09 m^2 e malha de 250µm, foi introduzido no fundo do córrego, no sentido contrário ao fluxo de água e realizou-se a coleta de uma amostra por subtrecho, pelo período de 3 minutos, em zig-zag, totalizando-se 10 amostras por riacho (Figura 19). Em cada ponto de coleta, o substrato da área do surber foi revirado e o material coletado em sua rede foi inserido em um balde com adição de álcool a 70%, e em seguida, foi acondicionado em sacos etiquetados. No interior desses sacos, foram colocadas etiquetas de papel vegetal identificadas com lápis. Externamente, utilizaram-se etiquetas plásticas com identificação em auto-relevo.

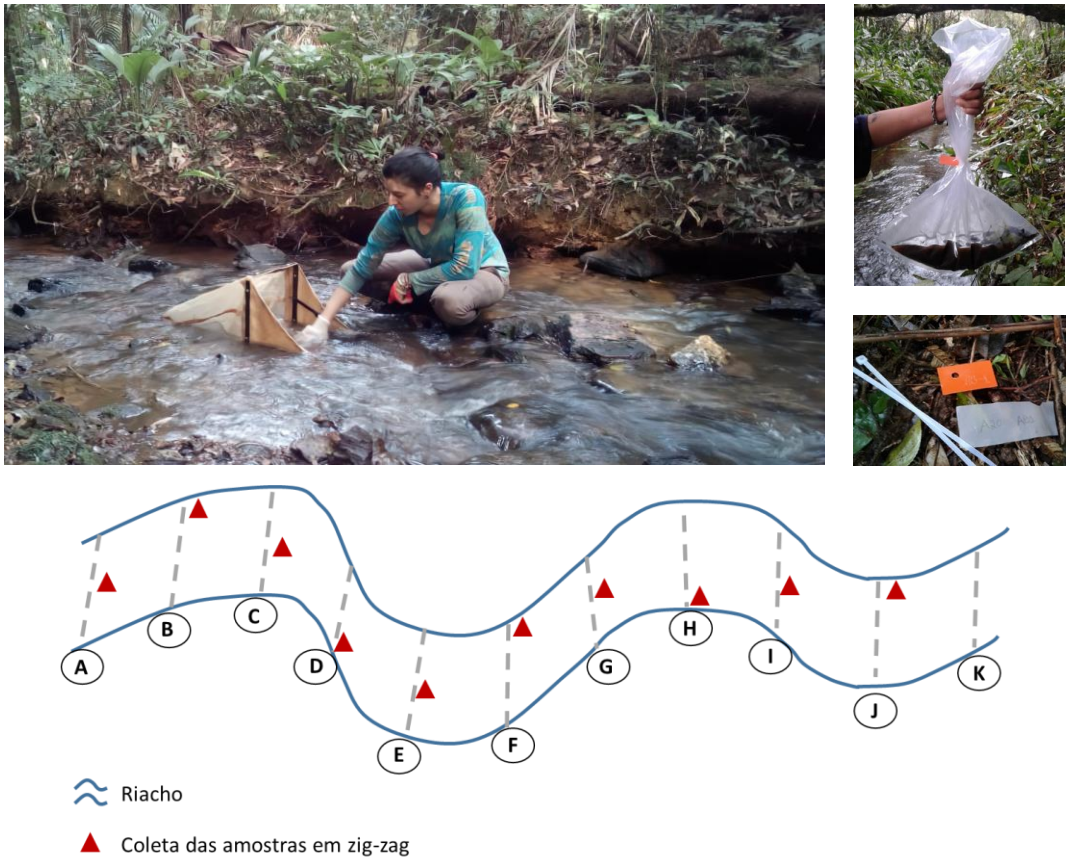


Figura 19: Esquema ilustrativo do método zig-zag de coleta dos macroinvertebrados aquáticos com o uso do surber e identificação da amostra. A separação do trecho em sub-trechos é representada pelas letras (A a K) e transectos (linha tracejada).

O material coletado foi transportado para o laboratório, lavado e triado a olho nu com o uso de caixas transiluminadas (Figura 20). Os exemplares foram identificados até o menor nível taxonômico possível.

Figura 20: Lavagem, triagem e identificação dos macroinvertebrados aquáticos no laboratório.

4.2.3. Obtenção das métricas indicadoras e os grupos tróficos funcionais

Considerou-se o nível de família para o cálculo das métricas bióticas. Chaves dicotômicas foram utilizadas para auxiliar nas identificações taxonômicas (AZEVÊDO; HAMADA, 2008; BENETTI; CUETO; FIORENTIN, 2003; CALOR; FROEHLICH, 2008; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; NEGRI et al., 2007; PASSOS; NESSIMIAN;

FERREIRA JUNIOR, 2007; PEREIRA; MELO; HAMADA, 2007; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; PINHO, 2008; PIVAR et al., 2018; SEGURA; VALENTE-NETO; FONSECA-GESSNER, 2011a, 2011b; SOUZA; COSTA; OLDRINI, 2007). Para confirmar a identificação de alguns táxons, foram tiradas fotos ou encaminhado o material para um especialista na área.

Para categorizar os indivíduos coletados em Grupos Trófico Funcional (GTF) foi utilizado o nível de gênero. Foram considerados os seguintes GTF (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005 com modificações): fragmentador, coletor-filtrador, coletor-catador, raspador, predador e generalista. Incluiu-se o grupo dos generalistas para os táxons que apresentam em sua classificação mais de um grupo funcional. A literatura utilizada baseou-se no tipo de dieta dos táxons situados na região da Mata Atlântica, casos em que não foi possível obter essas informações, extrapolamos para a região Neotropical (BAPTISTA et al., 2006; BRASIL et al., 2014; BUTAKKA et al., 2014; CHARÁ-SERNA et al., 2012; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; DEDIEU et al., 2015; HENRIQUES-OLIVEIRA; NESSIMIAN; DORVILLÉ, 2003; LEITE-ROSSI et al., 2019; MERRIT; CUMMINS, 1996; OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014; SAITO; FONSECA-GESSNER, 2014; SANTOS; RODRIGUES, 2015; SAULINO; THOMPSON; TRIVINHO-STRXINO, 2018; SILVA et al., 2008; SPIES; FROEHLICH; KOTZIAN, 2006; VALENTE-NETO; FONSECA-GESSNER, 2011).

4.2.4. Análise dos dados

O cálculo de riqueza observada da comunidade foi realizado por meio da contagem de táxons em cada riacho amostrado e a abundância foi mensurada por meio do cômputo dos indivíduos por táxon. Também foram realizadas comparações de riqueza rarefeira total e de EPT por riacho, usando a menor abundância encontrada em todos os riachos e mesmo número de indivíduos em todos os locais (887 indivíduos para a comunidade total e 56 para EPT). A rarefação permite a comparação direta entre os riachos, corrigida pelo número de indivíduos, isto é importante tendo em vista que a riqueza é influenciada pelo número de indivíduos amostrados (esforço amostral). Posteriormente, verificou-se a normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e diagnósticos gráficos, enquanto que a homoscedasticidade foi verificada por meio do teste de Levene. As métricas que atenderam as premissas de normalidade e homocedásticidade foram analisadas usando ANOVA, e quando diferenças entre grupos foram detectadas, utilizou-se o teste Tukey. Para aquelas métricas que não

atenderam ao teste de normalidade e homocedásticidade, foram analisadas usando o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e o teste de comparação múltipla de Nemenyi.

Para investigar se houve mudança na composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em função dos diferentes grupos de intensidade do uso do solo e variáveis abióticas (habitat físico e qualidade da água), foi utilizada a análise de redundância de base linear à distância (RDA). O conjunto de variáveis de habitat físico e qualidade da água (275 no total) foi reduzido considerando-se os parâmetros a seguir. Inicialmente foram excluídas variáveis com zeros em 80% dos dados e coeficiente de variação menor que 10%. Foi realizada a verificação da normalidade, a correlação de Pearson (para dados normais) e correlação de Sperman (para dados não normais), com a função de excluir variáveis fortemente correlacionadas ($r \geq 0.7$). Caso duas variáveis representassem uma mesma informação, dava-se prioridade em deixar apenas uma dessas variáveis (por exemplo, na categoria madeira e abrigo, os troncos podiam ser mensurados por contagem ou por volume, mas dava-se preferência às variáveis volumétricas). Como última etapa, foi realizada a seleção final do especialista, que compreende a escolha de variáveis relacionadas com o conhecimento e experiência do pesquisador. O conjunto final de variáveis, nessa análise preliminar, totalizou 31 variáveis de habitat e qualidade da água.

Em função do elevado número de variáveis na análise preliminar, realizou-se também a seleção das variáveis com a metodologia de *forward selection* implementada pela função "ordistep" (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011). Verificou-se o fator de inflação de variância (*VIF* – variance influence factor na sigla em inglês), para remover as possíveis variáveis altamente colineares (*VIF* >10) (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011). Como a RDA é um modelo linear, exige-se a transformação dos dados antes de entrar no modelo; a linearização dos dados resulta em frequências de distribuições mais simétricas e reduzem-se os efeitos de outliers (MOLINA et al., 2017). Para tanto, foi utilizada a transformação de "hellinger" e "stand" da função "decostand" para padronizar os dados da comunidade de macroinvertebrados e as variáveis explicativas, respectivamente. Utilizou-se o pacote vegan (OKSANEN et al., 2019), car (FOX; WEISBERG, 2019) e PMCMR (POHLERT, 2014), presente no software R , version 3.1.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2003) para elaborar os gráficos e análises citadas. Para categorizar os grupos funcionais foi efetuada a soma dos organismos de um mesmo GTF, dividida pelo total de organismos coletados em uma determinada categoria do gradiente de intensidade do uso do solo. Posteriormente, foi realizada uma análise descritiva para os dados obtidos.

4.2.5. Seleção das variáveis ambientais

Foi considerado inicialmente um conjunto total de 31 variáveis de habitat e qualidade da água. Cerca de 22 delas foram excluídas pelo procedimento *forward selection*. Na Tabela 6, pode-se observar as variáveis de habitat e qualidade da água selecionadas tanto pela análise preliminar quanto pela metodologia *forward selection.* As variáveis selecionadas pela *forward selection* foram utilizadas para compor a RDA.

Tabela 6: Resultado da seleção final das variáveis de habitat e qualidade da água

Variáveis	Acrônimos	*Forward selection*	
		Descartado	Selecionado
Área das micobacias (ha)	ÁREA	x	
Declividade do trecho (%)	XSLOPE	x	
Razão entre largura sazonal e talvegue sazonal (m/m)	XDEPTH_S	x	
Média da profundidade da seção (cm)	XWD_RAT		✓
Fluxo rápido (quedas, cascatas, rápido e corredeira) (%)	PCT_FAST	x	
Sinuosidade do trecho (comprimento do alcance/distância do subtrecho (m))	SINU	x	
Matacão grande e pequeno (%)	PCT_BL		✓
Substrato de seixo (64 - 250 mm) (%)	PCT_CB	x	
Substrato de areia (0.6 - 2 mm) (%)	PCT_SA	x	
Substrato fino < 0.6mm (%)	PCT_FN	x	
Substrato com diâmtero < 16 mm - transecto e mesotransecto (%)	PCT_SFGF_S	x	
Vazão corrigida para o tipo de fundo do rio (m^3/s)	FLOW	x	
Média sombreamento no canal (%)	XCDENMID		✓
Desvio padrão sombreamento no canal (%)	VCDENMID		✓
Índice de proximidade de estradas na floresta ripária do subtrecho	W1H_PVMT		✓
Média solo exposto (%)	XGB	x	
Índice de perturbação na floresta ripária do subtrecho	W1H_HALL	x	
Volume dentro e sobre o canal ativo por 100m - tamanho médio a muito grande (m^3/100 m)	V3T_MSQ	x	
Volume de madeira dentro do canal ativo por 100m - Tamanho pequeno (m^3/100 m)	V0W_100	x	
Média abrigo - madeira grande (%)	XFC_LWD		✓
Média abrigo - banco de folhas (%)	XFC_LEB	x	
Média abrigo - vegetação pendurada (%)	XFC_OHV		✓
Nitrato ($mg.L^{-1}$)	NITRA		✓
Fosfato ($mg.L^{-1}$)	FOSF		✓
Amônio ($mg.L^{-1}$)	AMON	x	
Sílica ($mg.L^{-1}$)	SILIC	x	
Sedimentos totais dissolvidos ($mg.L^{-1}$)	SEDIM	x	

Carbono orgânico dissolvido (µM)	COD	x
Nitrogênio orgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$)	NDO	x
Condutividade (µs)	COND	x
Potássio ($mg.L^{-1}$)	OXIG	x

4.3. Resultados

4.3.1. Caracterização geral da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Foram coletadas 70 famílias pertencentes a 15 ordens (Apêndice F, Tabela 5). As famílias mais abundantes foram: Chironomidae (2713 indivíduos), Simulidae (702), Hydropsychidae (685), Elmidae (503), Leptophlebiidae (356), Euthyplociidae (239) e Calamoceratidae (234).

Tabela 5: Famílias registradas nos riachos amostrados.

Ordem	Famílias	Código	Abund.	FO (%)	Ordem	Famílias	Código	Abund.	FO (%)
Blattodea	Blaberidae	Blabe	6	0.1	Hemiptera	Aphididae	Aphid	5	0.1
Coleoptera	Chrysomelidae	Chrys	1	0.0	Hemiptera	Gerridae	Gerr	8	0.1
Coleoptera	Curculionidae	Curcu	1	0.0	Hemiptera	Hebridae	Hebri	2	0.0
Coleoptera	Dryopidae	Dryop	13	0.2	Hemiptera	Naucoridae	Nauco	7	0.1
Coleoptera	Dytiscidae	Dytis	45	0.6	Hemiptera	Scutelleridae	Scutel	1	0.0
Coleoptera	Elmidae	Elmi	503	7.1	Hemiptera	Veliidae	Velii	16	0.2
Coleoptera	Gyrinidae	Gyrin	3	0.0	Lepidoptera	Crambidae	Cramb	8	0.1
Coleoptera	Hydrophilidae	Hydroph	11	0.2	Lepidoptera	Pyralidae	Pyrali	2	0.0
Coleoptera	Lampyridae	Lampy	1	0.0	Lepidoptera	Tortricidae	Tortri	4	0.1
Coleoptera	Lutrochidae	Lutroc	26	0.4	Megaloptera	Corydalidae	Coryd	2	0.0
Coleoptera	Noteridae	Noteri	2	0.0	Neuroptera	Sisiridae	Sisir	1	0.0
Coleoptera	Psephenidae	Pseph	121	1.7	Odonata/Anisoptera	Aeshnidae	Aesh	17	0.2
Coleoptera	Ptilodactylidae	Ptiloda	4	0.1	Odonata/Anisoptera	Corduliidae	Cordu	16	0.2
Coleoptera	Scirtidae	Scirti	29	0.4	Odonata/Anisoptera	Gomphidae	Gomph	93	1.3
Coleoptera	Staphylinidae	Staphy	6	0.1	Odonata/Anisoptera	Libellulidae	Libel	37	0.5
Decapoda	Aeglidae	Aegla	44	0.6	Odonata/Zygoptera	Calopterygidae	Calopt	17	0.2
Decapoda	Palaemonidae	Palae	8	0.1	Odonata/Zygoptera	Coenagrionidae	Coenag	16	0.2
Diptera	Ceratopogonidae	Cerato	81	1.2	Odonata/Zygoptera	Dicteriadidae	Dicte	2	0.0
Diptera	Chaoboridae	Chaobo	3	0.0	Odonata/Zygoptera	Megapodagrionidae	Megapo	97	1.4
Diptera	Chironomidae	Chiron	2713	38.5	Odonata/Zygoptera	Perilestidae	Perile	2	0.0
Diptera	Culicidae	Culici	1	0.0	Plecoptera	Gripopterygidae	Gripop	146	2.1
Diptera	Dixidae	Dixi	1	0.0	Plecoptera	Perlidae	Perlid	174	2.5
Diptera	Empididae	Empi	21	0.3	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Gloss	43	0.6
Diptera	Limoniidae	Limon	12	0.2	Trichoptera	Anomalopsychidae	Anom	1	0.0
Diptera	Simuliidae	Simul	702	10.0	Trichoptera	Calamoceratidae	Calam	234	3.3
Diptera	Stratiomyidae	Strati	1	0.0	Trichoptera	Ecnomidae	Ecno	16	0.2
Diptera	Tabanidae	Taba	27	0.4	Trichoptera	Helicopsychidae	Helico	21	0.3
Diptera	Thaumaleidae	Thaum	1	0.0	Trichoptera	Hydropsychidae	Hydrops	685	9.7
Diptera	Tipulidae	Tipul	95	1.3	Trichoptera	Hydroptilidae	Hydropt	1	0.0
Entomobryomorpha	Isotomidae	Isoto	4	0.1	Trichoptera	Leptoceridae	Leptoc	58	0.8
Ephemeroptera	Baetidae	Baet	50	0.7	Trichoptera	Odontoceridae	Odonto	13	0.2
Ephemeroptera	Caenidae	Caen	37	0.5	Trichoptera	Philopotamidae	Philop	3	0.0
Ephemeroptera	Euthyplociidae	Euthy	239	3.4	Trichoptera	Polycentropodidae	Polyce	99	1.4
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Leptohy	4	0.1	Trichoptera	Xiphocentronidae	Xipho	3	0.0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Leptoph	356	5.1	Unionoida	Hyriidae	Hyrii	20	0.3

Em que: Abund. corresponde à abundância e FO (%) à frequência observada em porcentagem

Nos riachos em vegetação nativa, Hydropsychidae e Elmidae foram as famílias mais abundantes, com 15,8% e 14,5% respectivamente (Figura 21). Nos demais tratamentos, Chironomidae respondeu pela maior porcentagem de indivíduos, sendo predominante nas microbacias de *Eucalyptus* jovem (54,5%) e agricultura/pastagem com baixa (63,5%) e alta (73,5%) porcentagem de vegetação ripária. Chironomidae respondeu bem ao gradiente de uso do solo. Nos riachos situados em áreas de *Eucalyptus* adulto e agricultura/pastagem com baixa porcentagem de vegetação ripária, Simuliidae foi a segunda família mais representativa. Em plantio de *Eucalyptus* jovem e em agricultura com alta cobertura ripária, Leptophlebiidae e Hydropsychidae foram as segundas mais importantes, respectivamente.

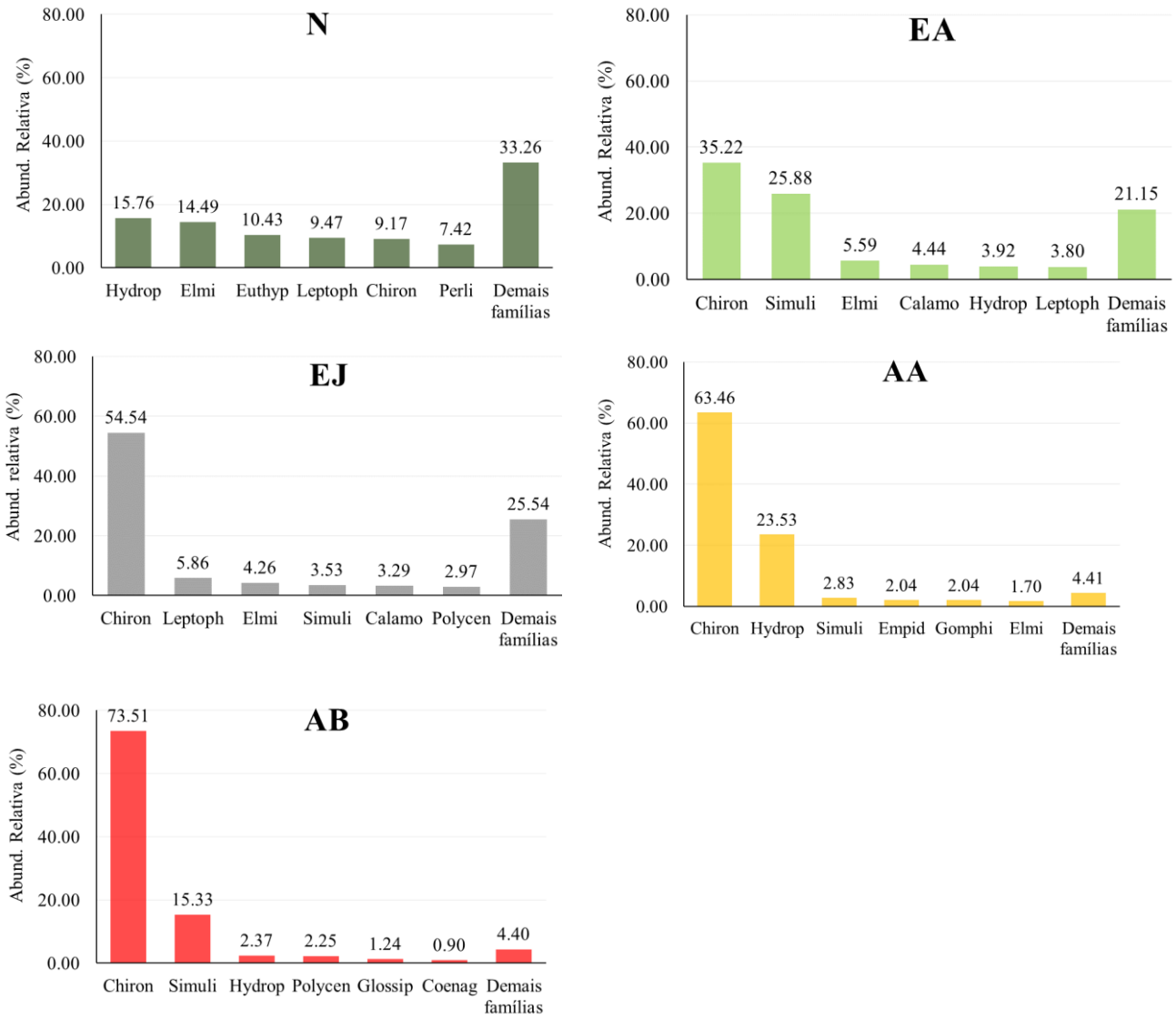


Figura 21: Abundância relativa das famílias de macroinvertebrados em riachos ao longo do gradiente de uso do solo: vegetação nativa (N), plantio de *Eucalyptus* adulto, 4-7 anos (EA), plantio de *Eucalyptus* jovem, 0-3 anos (EJ), agricultura com alta cobertura ripária (AA) e agricultura com baixa cobertura ripária (AB).

4.3.2. Métricas bióticas

Tanto a riqueza observada (teste Kruskal-Wallis, χ^2 = 13,29, p = 0,009) quanto a rarefeita (teste Anova, F= 5,57, p= 0,007) responderam negativamente ao gradiente de intensidade de uso do solo (Figura 22). Para riqueza total observada, os riachos em microbacias nativas não diferiram significativamente dos riachos em plantios de *Eucalyptus* (jovem e adulto), os riachos em microbacias de agricultura com alta e baixa cobertura ripária não diferiram entre si e também não diferiram dos riachos em plantações de *Eucalyptus*. Por outro lado, os riachos em microbacias nativas diferiram dos riachos situados em microbacias

de agricultura. No caso da riqueza rarefeita, os riachos em microbacias nativas não diferiram dos riachos em plantações de *Eucalyptus* e de agricultura com alta cobertura ripária, todavia os riachos em microbacias nativas e agricultura com baixa cobertura ripária foram significativamente diferentes entre si.

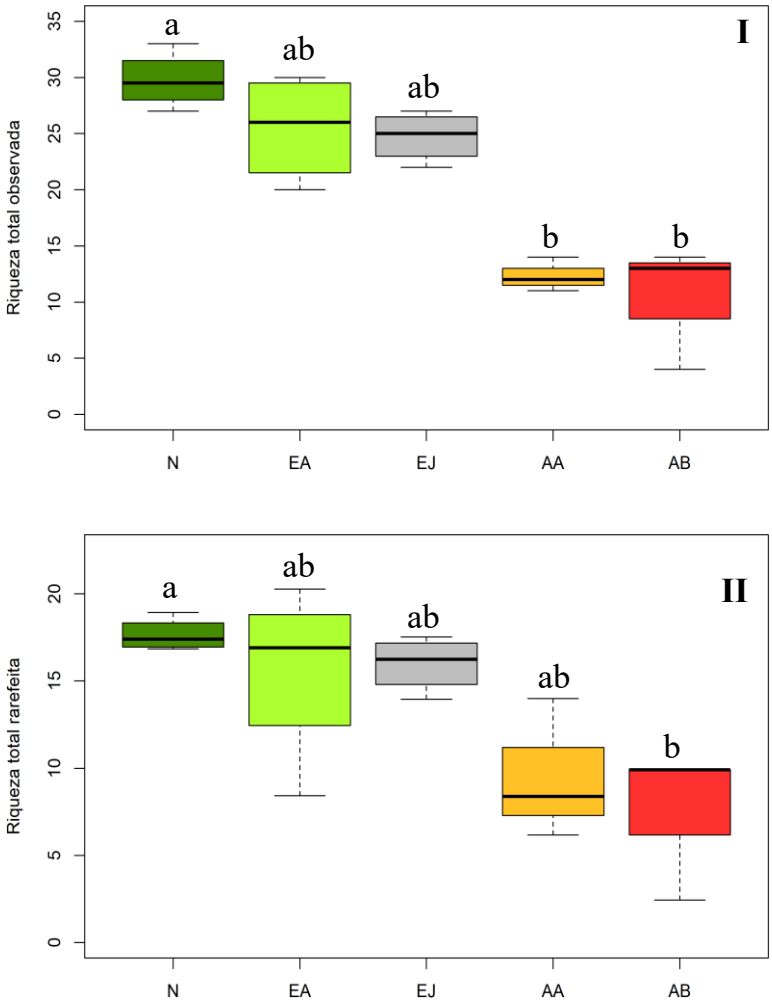


Figura 22: Métricas bióticas (I) Riqueza total observada, (II) Riqueza total rarefeita. Em que: N – microbacias com floresta nativa, EA - plantio de *Eucalyptus* adulto (4-7 anos), EJ – plantio de *Eucalyptus* jovem (0-3 anos), AA – agricultura com alta cobertura ripária e AB – agricultura com baixa cobertura ripária. Letras diferentes sobre os boxplots denotam diferenças significativas entre eles.

A riqueza total de EPT (teste Anova, F= 12.06, p=0.0002) e a riqueza rarefeita de EPT (teste Kruskal-Wallis, χ^2 = 11.99, p = 0.017) embora tenham diferido significativamente entre os usos do solo, não seguiram continuamente o gradiente de intensidade proposto (Figura 23). No gráfico de riqueza de EPT observada, os riachos em microbacias nativas e de *Eucalyptus* adulto não diferiram entre si, os riachos em

microbacias de *Eucalyptus* jovem e agricultura com alta e baixa cobertura ripária também não diferiram entre si, entretanto as microbacias nativas foram significativamente diferentes das microbacias de *Eucalyptus* jovem e agricultura com alta e baixa cobertura ripária.

Para a riqueza rarefeira de EPT, as microbacias nativas não diferiram dos plantios de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura com baixa cobertura ripária, enquanto que as microbacias de *Eucalyptus* (jovem e adulto) também não diferiram das áreas de agricultura com alta e baixa cobertura ripária. Por outro lado, as microbacias nativas e agricultura com alta cobertura ripária foram significativamente diferentes entre si.

A abundância de EPT diferiu significativamente (teste Anova, F= 3,61, p= 0,034), mas não seguiu continuamente o gradiente de intensidade de uso do solo (Figura 23). Os riachos em microbacias nativas não diferiram dos riachos situados em plantações de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura com alta cobertura ripária. Os riachos situados em plantações de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura com alta e baixa cobertura ripária também não diferiram entre si, apenas os riachos em microbacias nativas e de agricultura com baixa cobertura florestal diferiram significativamente.

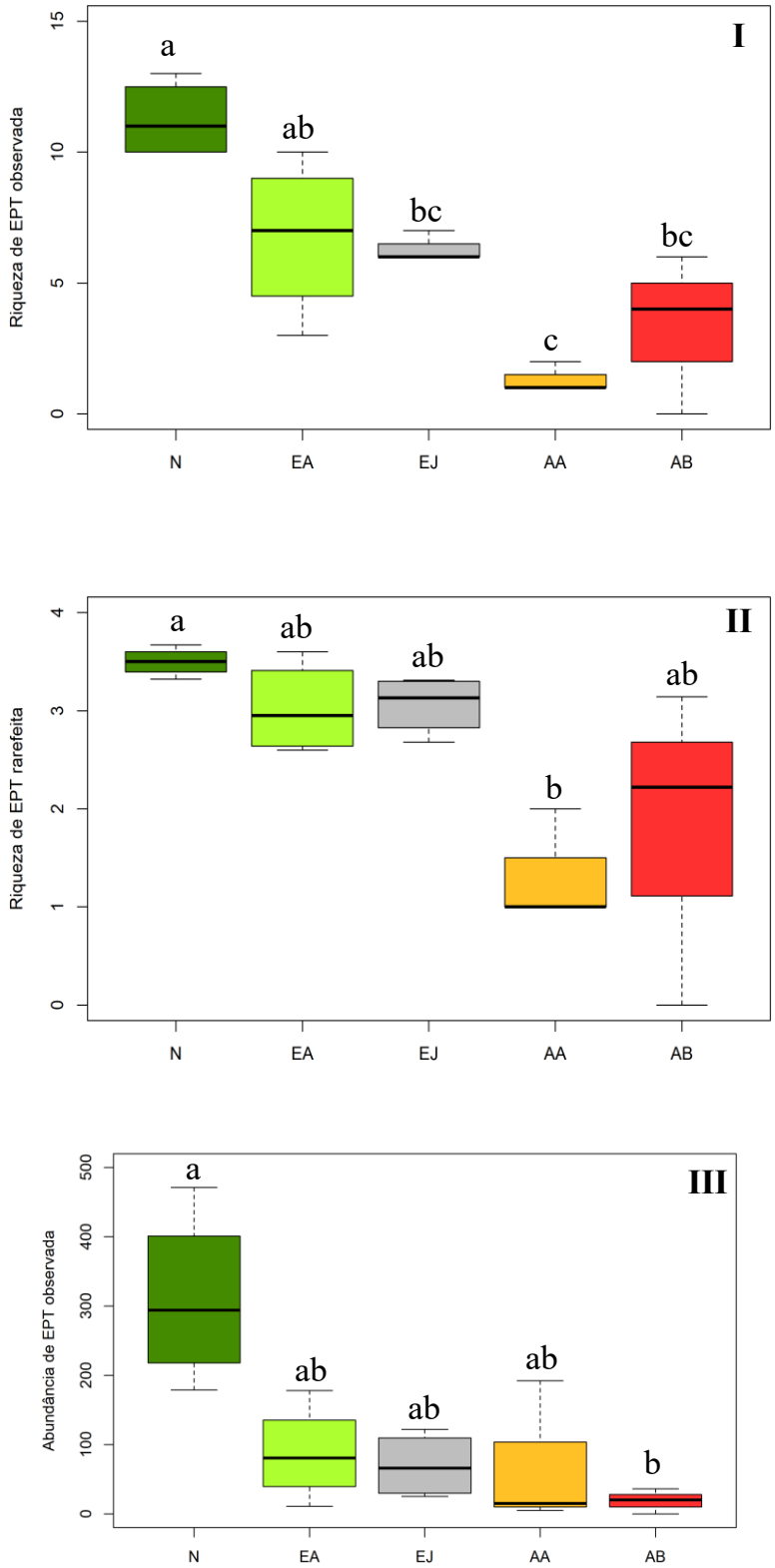


Figura 23: Métricas bióticas (I) Riqueza EPT observada, (II) Riqueza EPT rarefeita, (III) Abundância de EPT. Em que: N – microbacias com floresta nativa, EA - plantio de *Eucalyptus* adulto (4-7 anos), EJ – plantio de *Eucalyptus* jovem (0-3 anos), AA – agricultura com alta cobertura ripária e AB – agricultura com baixa cobertura ripária. Letras diferentes sobre os boxplots denotam diferenças significativas entre eles.

A densidade de dípteros não diferiu entre os usos do solo (teste Anova, F=1,71, p= 0,207) ao longo do gradiente proposto (Figura 24). Já a porcentagem de Chironomidae diferiu significativamente entre os diferentes usos do solo (teste Kruskal-Wallis, χ^2 = 12,89, p= 0,011), de modo que as microbacias nativas foram iguais aos riachos em plantio de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura com alta cobertura ripária, os riachos em *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura com alta e baixa cobertura ripária também não diferiram entre si, todavia os riachos em área nativa e de agricultura com baixa cobertura ripária foram diferentes.

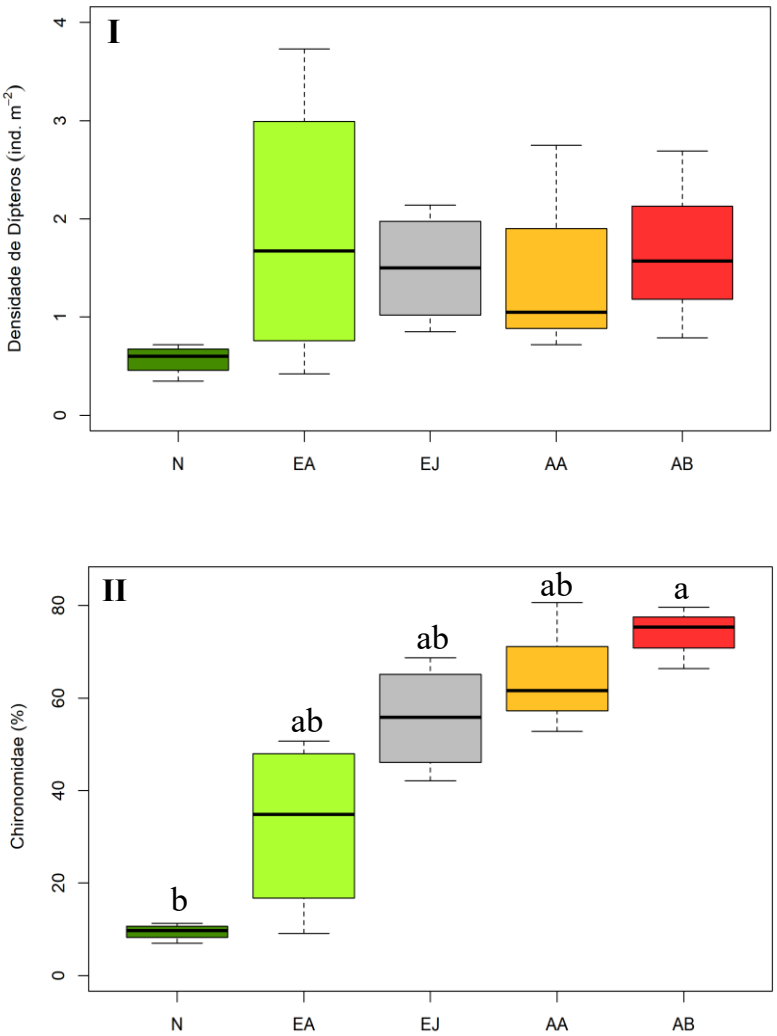


Figura 24: Métricas bióticas (I) Densidade de dípteros (indivíduos.m^{-2}), (II) Porcentagem de Chironomidae. Em que: N – microbacias com floresta nativa, EA - plantio de *Eucalyptus* adulto (4-7 anos), EJ – plantio de *Eucalyptus* jovem (0-3 anos), AA – agricultura com alta cobertura ripária e AB – agricultura com baixa cobertura ripária. Letras diferentes sobre os boxplots denotam diferenças significativas entre eles.

4.3.3. Macroinvertebrados aquáticos em relação às variáveis ambientais

O resultado da RDA mostrou que o habitat físico e a qualidade da água exerceram influência sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos ($R^2_{adj} = 0.44$, $p = 0.001$). Os dois primeiros eixos da RDA apresentaram explicação acumulada de 36.02% e 14.64% respectivamente (Figura 25). As variáveis que mais contribuíram positivamente para o eixo RDA1 foram a razão entre largura e profundidade no trecho (XWD_RAT), porcentagem de matacão grande e pequeno (PCT_BL) e madeira grande para abrigo da fauna (XFC_LWD). O desvio padrão do sombreamento do canal (%) (VCDENMID) foi negativamente relacionado com o eixo 1. A média do sombreamento do canal (%) (XCDENMID) foi negativamente relacionada com ambos os eixos. O índice de proximidade de estrada (W1H_PVMT) apresentou correlação positiva no eixo 2. Os riachos em microbacias de vegetação nativa e alguns outros riachos situados em microbacias de plantio de *Eucalyptus* adulto, apresentaram-se no lado positivo da RDA1, caracterizado pela presença de troncos grandes, maior relação largura e profundidade do riacho, elevada quantidade de matacão grande e pequeno, alta concentração de fosfato e nitrato. As famílias de macroinvertebrados relacionadas a estes locais foram Calamoceratidae, Elmidae, Euthyplociidae, Gripopterygidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Megapodagrionidae, Perlidae, Psephenidae e Tipulidae. No lado negativo da RDA1, apresentam-se a maioria dos riachos inseridos em microbacias com *Eucalyptus* jovem e todos os riachos em área de agricultura/pastagem. Estes locais apresentaram maior quantidade de vegetação pendurada (XFC_OHV), maior sombreamento no canal (XCDENMID), maior desvio padrão do sombreamento no canal (VCDENMID) e maior proximidade de estrada (W1H_PVMT). Os macroinvertebrados associados a esses riachos foram Chironomidae, Glossiphoniidae e Simuliidae. Além disso, a a ordenação dos pontos amostrais ilustrou bem o gradiente na RDA1.

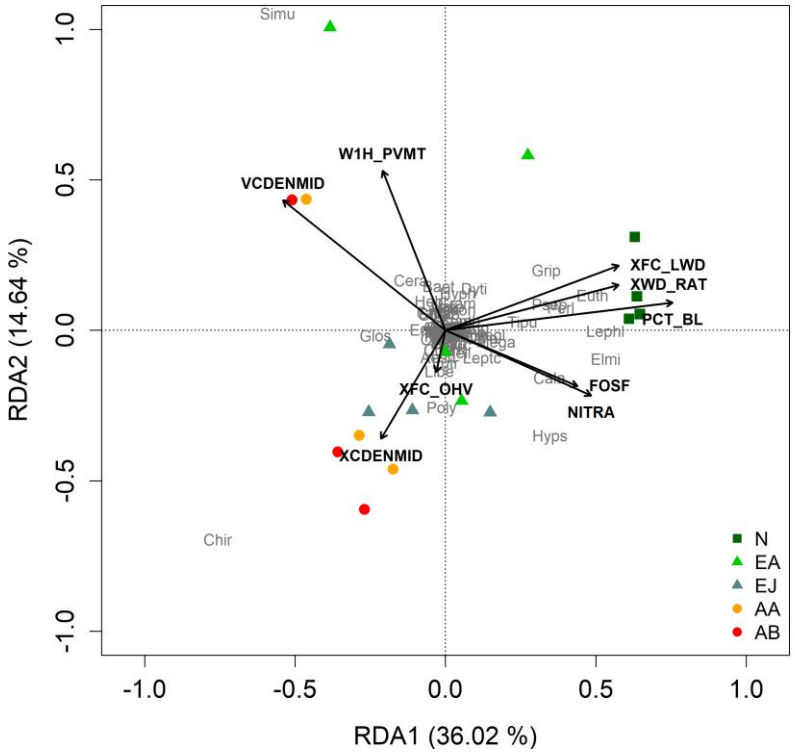


Figura 25: Triplot da análise de redundância (RDA) para a comunidade de macroinvertebrados. Em que: N – microbacias com vegetação nativa, EA - plantio de *Eucalyptus* adulto (4-7 anos), EJ – plantio de *Eucalyptus* jovem (0-3 anos), AA – agricultura com alta cobertura ripária e AB – agricultura com baixa cobertura ripária.

4.3.4. Proporção dos Grupos Tróficos Funcionais

Foram utilizados apenas indíviduos identificados até o nível de gênero na categorização dos grupos tróficos funcionais (GTF) (Apêndice G). O único GTF que apresentou efeitos conforme o gradiente de intensidade de uso do solo foi o grupo dos raspadores. A abundância dos fragmentadores se destacou nas microbacias com maior cobertura florestal (nativa e plantada). O grupo catador coletor se destacou em riachos situados em áreas de agricultura com alta cobertura ripária, enquanto que os coletores filtradores se destacaram em riachos de floresta nativa. Os predadores mostraram-se presentes em todos os riachos, e os generalistas se destacaram nos riachos sob interferência antrópica. As alterações dos grupos tróficos funcionais ao longo do gradiente de intensidade de uso do solo podem ser visualizadas na Figura 26.

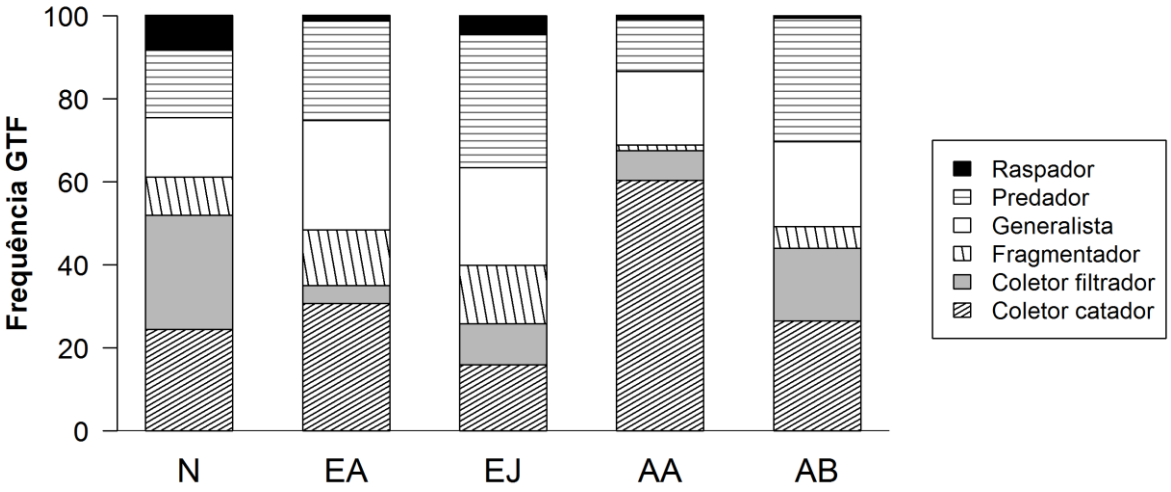


Figura 26: Porcentagem (%) dos grupos tróficos funcionais (GTF) em função do gradiente de intensidade de uso do solo. Em que: N – microbacias com vegetação nativa, EA - plantio de *Eucalyptus* adulto (4-7 anos), EJ – plantio de *Eucalyptus* jovem (0-3 anos), AA – agricultura com alta cobertura ripária e AB – agricultura com baixa cobertura ripária.

4.3. Discussão

4.4.1. Resposta da assembléia de macroinvertebrados ao gradiente de intensidade de uso do solo

A riqueza observada e rarefeita da comunidade foi inversamente influenciada pelo gradiente de intensidade de uso do solo. O aumento da extensão e qualidade da floresta ripária associados à redução da intensidade de uso do solo na microbacia aumentaram o fornecimento de matéria orgânica (folhas, troncos, galhos e etc), a complexidade do substrato do leito e sombreamento do canal. A presença da vegetação nativa possibilita as melhores condições para a infiltração de água minimizando a entrada de sedimentos finos no interior dos riachos, garantindo uma maior variedade de abrigo e alimento para a biota aquática (BURTON; JOHNSTON, 2010). Peças de madeira e a presença de folhas no riacho fornecem diferentes unidades de habitat que possibilitam a sobreviência de vários organismos aquáticos (GURNELL; GREGORY; PETTS, 1995) sendo fonte de alimento para uma série desses organismos (MARTINS et al., 2017). O sombreamento exercido pela floresta ripária reduz a produtividade primária e favorece a taxa de crescimento e o ciclo de vida de muitos organismos aquáticos (FIERRO et al., 2019; STUTTER et al., 2021). Assim, as alterações ambientais resultantes da intensificação do uso do solo, inicialmente, afetam o

habitat aquático e a qualidade da água e, posteriormente, alteram a biota dos riachos (ALLAN, 2004).

O fornecimento de grandes peças de madeira foi maior em microbacias de menor intensidade de uso do solo, exercendo influência sobre a complexidade do habitat aquático e facilitando a presença de grupos sensíveis aos impactos ambientais. Em riachos preservados de regiões tropicais, observa-se elevada complexidade estrutural do habitat (AMARAL et al., 2019), principalmente relacionada com a presença de peças grandes de madeira que, quando posicionadas na configuração perpendicular ao fluxo da água, represam-na fornecendo trechos de corredeira e remanso/poças (GURNELL; GREGORY; PETTS, 1995; TRIMBLE, 1997). Os ambientes de corredeira apresentam maior fluxo da água, sedimentos rochosos e cascalho no leito do riacho, enquanto que remansos/poças apresentam baixa velocidade da água e são locais de deposição de detritos orgânicos, areia e sedimentos finos (MAZÃO; BISPO, 2016). A presença de trechos de água corrente e de remansos/poças fornecem maior heterogeneidade para o habitat aquático, podendo determinar a estrutura e composição de EPT (AMARAL et al., 2019).

As ninfas da ordem Ephemeroptera colonizam locais de remanso, mas são mais diversificadas em locais de água corrente, poucas espécies são predadores e a maioria raspadores (BARBER-JAMES et al., 2008). As ninfas de Plecoptera necessitam de ambientes bem oxigenados e de água corrente (FOCHETTI; DE FIGUEROA, 2007). As larvas de Trichoptera, que se destacam por apresentar algumas espécies que constroem abrigos portáteis, exibem uma variedade de adaptações que permitem sobreviver em diferentes tipos de habitat (DE MOOR; IVANOV, 2008), o que explica a elevada abundância da família Hydropsychidae em quase todos os riachos ao longo do gradiente de uso do solo. Destaca-se ainda, que em riachos com menor impacto antrópico, foi possível encontrar larvas de insetos intimamente associadas ao substrato, como a família Xiphocentronidae, que constrói abrigos tubulares achatados confeccionados com seda e sedimentos, em sua maioria fixadas ao substrato, como por exemplo, troncos submersos, rochas e nas margens de riachos (PES et al., 2013). Assim, a presença de material orgânico heterogêneo e de alta qualidade favoreceu a riqueza da comunidade e a presença do grupo EPT nos riachos em área nativa (OLIVEIRA et al., 2020; VON BERTRAB et al., 2013).

A densidade de dípteros não apresentou diferença significativa em relação à intensidade de uso do solo; por outro lado, a porcentagem de Chironomideae respondeu positivamente ao gradiente de degradação e se destacou com os maiores valores nas microbacias agrícolas. A vegetação ripária existente em microbacias agrícolas geralmente

apresenta-se fragmentada, degradada, com gramíneas e arbustos, presença de culturas agrícolas e pastagens (MOLINA et al., 2017), situação muito similar à encontrada nas áreas de agricultura do presente estudo. Assim, a intensificação do uso do solo exercerá maiores impactos sobre a comunidade aquática principalmente quando a estrutura e composição da cobertura ripária apresentam-se deficientes. A retirada da vegetação nativa facilita a colonização de plantas exóticas (TABACCHI; PLANTY-TABACCHI, 2005), reduz a quantidade e qualidade do material orgânico fornecido para o riacho (FRANÇA et al., 2009), facilita a entrada de sedimentos, nutrientes e poluentes na água (TANIWAKI et al., 2017) e promove maiores flutuações na temperatura dos riachos (THOMPSON; PHILLIPS; TOWNSEND, 2009). Tais condições favorecem a permanência dos Chironomidae, enquanto que espécies sensíveis às alterações ambientais acabam desaparecendo do riacho (SILVA-ARAÚJO et al., 2020). Os Chironomidae são um grupo de insetos aquáticos com elevada abundância e diversidade de espécies, e extremamentes tolerantes aos impactos ambientais (FERRINGTON, 2008). Apresentam uma dieta generalista, que os habilita a modificar sua alimentação em resposta às mudanças no recurso disponibilizado (BAUMGARTNER; ROBINSON, 2017), conseguem sobreviver sob baixas concentrações de oxigênio (OLIVEIRA et al., 2020) e em substratos variados (silte, areia, folhas, sedimentos finos e etc) (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2001), o que favorece sua persistência em ambiente degradado.

As riquezas observadas e rarefeitas de EPT e a abundância de EPT não foram sensíveis ao gradiente de intensidade de uso do solo. No presente estudo, utilizou-se a presença de floresta ripária ao longo de toda a rede de drenagem para separar as microbacias de agricultura em alta e baixa cobertura ripária. Embora o grupo EPT seja sensível aos impactos ambientais (PETERSEN et al., 2004), a classificação das microbacias agrícolas em função da porcentagem de floresta ripária ao longo da rede de drenagem não foi capaz de detectar os impactos do uso do solo sobre os riachos. Ligeiro et al. (2013) destacam que a força do gradiente de perturbação influencia a variabilidade do habitat físico e consequentemente explica a variação da riqueza de EPT, e caso os impactos antrópicos sejam fracos, estes podem ser ofuscados pela variabilidade natural do ambiente aquático. Ou seja, para o grupo EPT, não foi possivel detectar um gradiente contínuo de efeitos porque as diferenças de cobertura ripária ao longo da rede de drenagem das microbacias agrícolas não foram tão discrepantes entre si, e acabaram sendo ofuscadas pela variabilidade natural dos riachos.

4.4.2. Resposta dos macroinvertebrados aquáticos às alterações no habitat

O aumento da intensidade no uso do solo e a redução da extensão da vegetação ripária ao longo da rede de drenagem acentuaram as alterações no habitat aquático. A menor quantidade de troncos (pequenos, médios e grandes), substratos inorgânicos de diâmetros maiores no leito, o sombreamento descontínuo e a proximidade de estradas nos riachos situados em microbacias sob maior intensidade de uso do solo, apresentaram-se associadas a espécies tolerantes às alterações ambientais, como Chironomidae, Simuliidae e Ceratopogonidae. Os resultados também suportam as conclusões obtidas por Dala-Corte et al. (2020), pois o aumento de cobertura ripária ampliou a riqueza total de invertebrados aquáticos nos riachos estudados. Molina et al. (2017) destacam que o aumento na proporção da vegetação ripária ao longo da rede de drenagem, reduz a homogeneização do habitat físico do ecossistema aquático e atua como um dos melhores preditores para a condição de riachos. A homogenização do habitat diminui a medida que aumenta a quantidade de micro e mesohabitas, que por sua vez exercem influência sobre a dinâmica da comunidade aquática (AMARAL et al., 2019; MALONEY; MUNGUIA; MITCHELL, 2011; MOLINA et al., 2017; PAULA et al., 2018).

As microbacias com vegetação nativa e plantios de *Eucalyptus* apresentaram grandes pedaços de madeira e substrato de diâmetros maiores que proporcionam uma maior variedade de condições de sobrevivência à comunidade aquática. Por isso, famílias comumente encontradas em locais conservados, como da ordem Ephemeroptera (Euthyplociidae) e Plecoptera (Gripopterygidae e Perlidae) foram associadas com microbacias com elevada cobertura florestal. A família Psephenidae também foi fortemente relacionada aos substratos maiores (matacão e madeira) já que seu formato achatado auxilia no encaixe do corpo larval sobre a rocha ou madeira submersas em riachos (DUDGEON, 1995). Ambientes degradados com baixa cobertura ripária, costumam apresentar maior predominância de substrato fino devido à entrada de sedimentos possibilitando o predomínio de grupos tolerantes às alterações ambientais como os Chironomidae e Simulidae; por outro lado, em ambientes conservados, a vegetação ripária reduz a entrada de sedimentos, mantendo a disponibilidade tanto de substrato grosseiro quanto mais fino (menor proporção). Além disso, a vegetação ripária fornece os troncos, que junto com o substrato inorgânico, oferecem uma grande variedade de habitats para os macroinvertebrados. Como destacado por Von Bertrab et al. (2013) dependendo do estágio de vida, algumas larvas de insetos aquáticos preferem se estabelecer em diferentes tipos de substratos (grandes ou pequenos) e profundidades (média ou rasa). Assim, ambientes estruturalmente heterogêneos

podem abrigar um número maior de organismos e fases de vida. Portanto, a estrutura e composição da vegetação adjacente ao riacho, exerce grande influência sobre o tipo de material que entra no sistema aquático e à comunidade a eles associada (OLIVEIRA et al., 2020).

Um resultado importante evidenciado na RDA foi a elevada média e desvio padrão do sombreamento nos riachos em microbacias de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura (alta e baixa cobertura ripária). Cabe ressaltar, que essas variáveis não consideram apenas o sombreamento exercido pela zona ripária de porte florestal, mas também o sombreamento exercido pelo barranco adjacente ao canal, gramíneas e/ou vegetação árbóreo-arbustiva presente nas margens, frequentemente encontradas nos riachos sob interferência antrópica. O sombreamento nessas condições pode proporcionar a redução da temperatura da água do riacho e de biofilme (algas, bactérias e biomassa fúngica), mas ao mesmo tempo, devido à menor cobertura vegetal nativa, pode alterar a qualidade, quantidade e tempo de entrada de matéria orgânica terrestre (SEENEY et al., 2019), principalmente de peças grandes de madeira que são um componente importante para a estruturação do habitat (PAULA et al., 2013). A presença de floresta ripária é determinante na estruturação do habitat, de modo que grupos sensíveis às alterações ambientais apresentam-se em menor abundância em condições de ausência de floresta ripária. A ordem Plecoptera, por exemplo, necessita viver próxima aos corpos d'água para que as fêmeas na fase adulta realizem a oviposição; os Trichoptera fazem uso da folhagem da vegetação ripária como habitat na fase adulta e o grupo Ephemeroptera utiliza a vegetação como corredor de dispersão (SOUZA et al., 2020). Por outro lado, famílias da ordem Diptera (e.g. Chironomidae, Ceratopogonidae e Simulidae) foram as mais abundantes nos riachos sob maior intensidade de uso do solo. As larvas de Díptera são encontradas em todos os tipos de habitat e isso se deve aos diferentes mecanismos de respiração que possuem (e.g. branquial, áerea/sifão ou mista), além de uma extensa variedade de habitat para sobreviver e regimes alimentares (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). A família Glossiphoniidae também foi associada a riachos sob maior interferência antrópica. Os indivíduos da família Glossiphoniidae são considerados predadores, sendo muito abundantes em ambientes degradados (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; SOLIS et al., 2019). Por isso, as famílias associadas a riachos muito escavados, com pouca vegetação ripária e sob maior intensidade de uso do solo, foram aquelas tolerantes aos impactos antrópicos, como: Chironomidae, Glossiphoniidae, Ceratopogonidae e Simulidae.

Pode-se observar elevada concentração de nitrato nos riachos situados em microbacias com florestas nativas. Neill et al. (2001), em estudos realizados na Amazônia Brasileira no estado de Rondônia, observaram resultados similares ao presente estudo quanto ao nitrato. Segundo estes autores, existem evidências de que as zonas ripárias de pequenos riachos são locais de mineralização do nitrogênio, que posteriormente são conduzidos ao interior do riacho via escoamento superficial ou subsuperficial. As microbacias com florestas nativas também estavam associadas a concentração de fósforo. Roberts, Stutter e Haygarth, (2012) e Chase et al. (2016) acreditam que as zonas ripárias são locais enriquecidos com fósforo, e assim como o nitrogênio, sua mobilização para o interior do riacho dependerá da hidrologia do local. Cabe ressaltar, que o processo de decomposição foliar em riachos pode ser acelerado pelo aumento nas concentrações de nitrato ou sulfato, uma vez que estimulam a atividade microbiana e de invertebrados aquáticos (principalmente dos fragmentadores) (PEREIRA et al., 2016). Além disso, alguns autores destacam que a vegetação jovem possui maior absorção de nutrientes do que as florestas maduras, de modo que os córregos que fluem em florestas maduras podem receber maior entrada de nutrientes (FERNANDES; DE SOUZA; TANAKA, 2014; SOUZA et al., 2013). Assim, a zona ripária é uma fonte de nutrientes pela decomposição do material orgânico do solo da floresta, os quais são pouco absorvidos pela floresta madura e assim, exportados para o canal. (FERNANDES; DE SOUZA; TANAKA, 2014; NEILL et al., 2001).

Detectou-se também a relação entre riachos situados em microbacias de *Eucalyptus* (jovem e adulto) e agricultura (alta e baixa cobertura ripária) com estradas. Os riachos, sob maior alteração antrópica, estão submetidos a uma extensa variedade de atividades como extração de madeira, pequenas barragens (bombear a água para uso doméstico, pastoril ou agrícola), culturas agrícolas, plantios florestais, entre outros. Estas atividades exigem a logística necessária para transportar produtos, equipamentos e insumos. Alguns trabalhos têm mostrado os efeitos das estradas sobre o habitat e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, pois contribuem com a entrada de sedimentos e reduzem a conectividade dos riachos (DAVIES et al., 2016; ERDOZAIN et al., 2018; KREUTZWEISER; CAPELL; GOOD, 2005; LEAL et al., 2016). Além disso, o uso de maquinário pesado agrava os processos de compactação do solo e reduz a infiltração de água (GRAMLICH et al., 2018). Segundo Erdozain et al. (2018) as estradas são um dos principais contribuidores na entrada de sedimentos no canal. Por isso, riachos inseridos em usos do solo associados aos impactos de estradas apresentaram famílias mais tolerantes às condições ambientais como Simulidae e

Ceratopogonidae. No entanto, no Brasil as estradas e travessias para acesso à água são consideradas de baixo impacto (CONAMA, 2006; LEAL et al., 2016).

4.3.3. Resposta dos grupos tróficos funcionais ao gradiente de intensidade de uso do solo

A ocorrência dos grupos funcionais não apresentou um padrão de resposta ao gradiente de intensidade de uso do solo, com exceção do grupo raspador. A assembléia de raspadores apresentou alteração ao longo do gradiente, o que pode ser explicado pela variação do tipo de recurso disponível para a comunidade. Os raspadores alimentam-se de material orgânico e inorgânico aderido à superfície de substratos (perifíton) e partes da vegetação submersa (CASTRO et al., 2016; MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). A presença de peças de madeira no interior do riacho, além de auxiliar na estruturação do seu habitat físico, podem também ser colonizados por fungos que decompõem e amolecem a madeira, facilitando a alimentação dos raspadores (GURNELL; GREGORY; PETTS, 1995). Tonin e contribuidores (2014) destacam que recursos alimentares como algas, biofilme e partículas finas aderidas ao substrato podem favorecer a alimentação deste grupo. No trabalho de Castro et al., 2016), tanto em áreas de pastagem quanto em locais de vegetação nativa, os raspadores se alimentaram mais de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) do que de outros recursos alimentares. E a explicação para este resultado se deve à colonização de bactérias, protozoários e algas sobre o substrato orgânico, e que justifica a preferência dos raspadores por esse material (MARCHESE et al., 2014). Nos riachos com menor intensidade no uso do solo, a elevada variedade de material orgânico e inorgânico presente no leito, como pedras, troncos e folhas, favoreceu o grupo dos raspadores nesses locais.

A abundância dos fragmentadores foi visualmente maior nos riachos em áreas de *Eucalyptus* e nativas. Segundo Tonello et al (2021) a presença de vegetação ripária é determinante para a ocorrência dos fragmentores, principalmente para o gênero *Phylloicus,* que predominou nas microbacias nativas e de *Eucalyptus* porque são locais que apresentam cobertura florestal ripária mais conservada. Em estudo realizado no domínio da Mata Atlântica em zonas ripária cercadas por *Eucalyptu*s (SANTOS et al., 2019), detectou-se baixa qualidade e decomposição das folhas de *Eucalyptu*s comparado com as nativas, e ao mesmo tempo, confirmou-se a entrada de folhas de *Eucalyptu*s no interior dos riachos mesmo em zonas ripárias com baixa área basal de *Eucalyptu*s. Embora as folhas de *Eucalyptu*s acessem o riacho e apresentem baixa qualidade, a entrada desse material foliar

pode beneficiar alguns organismos aquáticos por servir de habitat e abrigo para a comunidade aquática (FERNANDES et al., 2015). Segundo Boyero et al. (2012), alguns fatores são determinantes na presença e distribuição dos fragmentadores em riachos, como por exemplo,a temperatura (preferência por baixas temperaturas); quantidade e qualidade da serapilheira, a competição por recursos alimentares e a capacidade de dispersão de alguns grupos (crustáceos e moluscos possuem menor capacidade de dispersão do que insetos que podem voar na fase adulta).

A elevada abundância de determinados grupos funcionais esteve associada à condição ambiental no riacho. Por exemplo, nos riachos em microbacias nativas, os coletores filtradores foram visualmente mais abundantes por apresentarem aparelhos bucais especializados para filtrar a matéria orgânica fina em suspensão na coluna de água (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014) e serem adaptados a riachos com corredeiras (BRASIL et al., 2014; MARTINS et al., 2017). Assim, o predomínio dos coletores filtradores em áreas nativas foi esperado, tendo em vista sua necessidade de habitar ambientes de água corrente e com melhor qualidade da água a fim de filtrar a matéria orgânica fina suspensa (BRASIL et al., 2014). Já os coletores catadores estiveram associados as microbacias de agricultura com alta cobertura ripária. Neste caso, como não apresentam especialização quanto à dieta e morfologia, os catadores coletores são numerosos e frequentemente encontrados em diferentes condições ambientais (BRASIL et al., 2014; MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

Por fim, a abundância dos predadores foi bem variável ao longo do gradiente. A presença dos predadores está associada à quantidade de presas disponíveis, como invertebrados, pequenos peixes e até seus próprios ovos (BRASIL et al., 2014; MARTINS et al., 2017; MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Por outro lado, os resultados obtidos para os generalistas nos mostram que as mudanças no uso do solo podem favorecer organismos que se nutrem de uma ampla variedade de recursos alimentares, ou seja, a redução da cobertura florestal pode causar alterações nos recursos básicos existentes no riacho e muitas espécies especialistas não conseguem consumi-los (BENSTEAD; PRINGLE, 2004). Segundo Castro et al. (2016), a reduzida abundância dos generalistas, em áreas nativas, sugere maior especialização dos macroinvertebrados aquáticos nesses locais.

4.3.4. Implicações para o manejo e conservação de riachos

A intensificação do uso do solo resultou em alterações significativas sobre o habitat, sendo a comunidade aquática sensível a essas alterações. Para reduzir os efeitos sobre a comunidade aquática, algumas medidas podem ser tomadas, como por exemplo a adoção de boas práticas de manejo agrícola, a fim de reduzir a concentração de nutrientes, sedimentos e poluentes nos riachos (GUIDOTTI et al., 2020) e aumentar a quantidade de unidades de habitat, abrigo e alimento para a fauna aquática (CADOL; WOHL, 2010; PAULA et al., 2018). Como exemplo destas práticas, pode-se citar o plantio direto, rotação de culturas, instalação de terraços (GUIDOTTI et al., 2020), atividades agroflorestais, plantio em nível (FOLEY et al., 2005), plantio florestal em mosaico de idades, colheita agrícola ou florestal com maquinário de baixo impacto sobre o solo (LIMA et al., 2017) e instalação e manutenção de estradas e carreadores de forma a minimizar a erosão do solo (LEAL et al., 2016; TIECHER et al., 2017).

A manutenção e a conservação das florestas ripárias são atividades complementares às boas práticas de manejo do solo agrícola; pois reduzem, mas não eliminam os efeitos de uso do solo sobre o canal (OLIVEIRA; FERNANDES; FERREIRA, 2016), também aumentam a complexidade do habitat, favorecendo a sobrevivência e reprodução da comunidade aquática (VERDONSCHOT et al., 2016). A floresta ripária atua como fonte primária de energia em riachos de cabeceira e é eficaz em manter características naturais do ambiente aquático, todavia tais benefícios só serão obtidos quando a floresta ripária apresenta-se bem conservada e com técnicas adequadas de manejo do solo na microbacia (SAUNDERS; MEEUWIG; VINCENT, 2002).

Outra medida importante para a conservação de riachos é a redução de barreiras físicas no canal (PRINGLE, 2003). Na região de estudo, as microbacias de agricultura e silvicultura apresentaram muitos represamentos para bombear água de uso doméstico e/ou agrícola, e também como consequência de cruzamentos de estradas de terra. Possivelmente, o predomínio de famílias tolerantes às alterações ambientais e que apresentam fase adulta aérea (Chironomidae e Simuliidae) em microbacias sob maior intensificação do uso do solo, pode também estar relacionada à existência de muitas barreiras em determinados trechos dos riachos das microbacias estudadas. A existência de barreiras antrópicas reduz a conectividade do canal interferindo sobre o fluxo de água, matéria orgânica, nutrientes e a comunidade aquática (ERDOZAIN et al., 2021; PRINGLE, 2003), dificultando a dispersão de táxons predominantemente aquáticos (VERDONSCHOT et al., 2016). Assim, a menor

conectividade do canal, cenário muito comum em áreas agrícolas, pode resultar em mudanças no habitat aquático que vão acelerar o processo de isolamento e extinção de espécies (SANTOS et al., 2020).

Por fim, a restauração de riachos é uma atividade que não pode ser realizada sem considerar a condição de toda a bacia hidrográfica, caso contrário não será possível visualizar nenhuma melhoria sobre a comunidade aquática. A recolonização da biota dependerá da qualidade do ambiente ao redor dos riachos e pela existência de populações fonte na região (PILOTTO et al., 2019; VERDONSCHOT et al., 2016). Assim, após a adoção de boas práticas de manejo, recuperação da floresta ripária e a redução de barreiras físicas sobre os canais, será possível adotar técnicas locais de restauração de riachos (VERDONSCHOT et al., 2016) com o objetivo de restaurar o habitat aquático e aumentar a biodiversidade aquática (COOPERMAN et al., 2007; MILLER; BUDY; SCHMIDT, 2010). Podemos citar como exemplo de técnicas de restauração de riachos, a introdução de troncos, pedras, cercas de exclusão de gado e medidas de reconfiguração física do riacho. Na Figura 27, é possível visualizar a sequência de prioridades para a conservação de riachos com foco sobre a comunidade aquática.

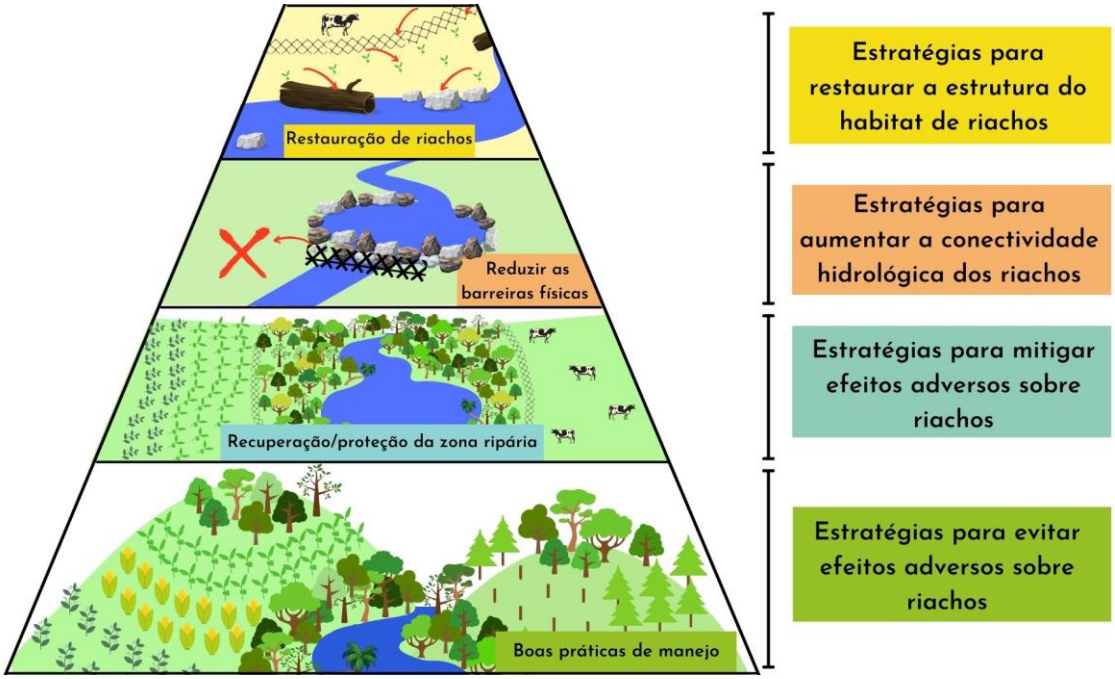


Figura 27: Esquema ilustrativo da sequência de estratégias para proteção, conservação e recuperação de riachos com foco na comunidade aquática.

4.4. Conclusão

Observou-se uma tendência de efeitos do gradiente de intensidade de uso do solo sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. De modo que quanto maior a extensão de cobertura florestal nativa ao longo da rede de drenagem e menor a intensidade de uso do solo, maior a riqueza total, maior a riqueza e abundância de EPT, menor a abundância de Chironomideae e maior a quantidade de grupos raspadores. Os macroinvertebrados variaram em função das mudanças no uso do solo, todavia algumas métricas bióticas foram mais sensíveis às alterações antrópicas, como por exemplo a riqueza total observada, riqueza total rarefeita e porcentagem de Chironomidae.

Os resultados demonstraram que a intensificação do uso do solo traz consequências adversas para a biodiversidade aquática, principalmente em áreas agrícolas, onde os efeitos podem causar o isolamento ou até a extinção de muitas espécies aquáticas. A baixa cobertura ripária facilita o desenvolvimento de espécies exóticas, reduz a quantidade e qualidade do material orgânico que acessa o riacho, aumenta a entrada de sedimentos e nutrientes na água. Como resultado final, reduz a quantidade de abrigos e alimentos para a comunidade aquática, alterando o equilíbrio natural do ambiente aquático.

Considerando o contexto histórico e atual de uso do solo, e consequente degradação de florestas e recursos hídricos na região de estudo, são indispensáveis a adoção de estratégias que visem o adequado manejo de uso do solo, a restauração das florestas ripárias e consequente restauração e conservação de pequenos riachos em paisagens agrícolas tropicais, principalmente da Mata Atlântica, para uma maior proteção do ecossistema e da biota aquática.

Referências

AFFONSO, A. L. S. **Caracterização limnológica e análise da comunidade de macro-invertebrados bentônicos em um trecho da sub-bacia do alto Rio São Francisco (MG, Brasil).** 2010. 188p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004.

AMARAL, P. H. M. et al. Richness and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Atlantic forest streams. **Acta Oecologica**, v. 99, 2019.

AZEVÊDO, C. A. S. DE; HAMADA, N. **Ordem Megaloptera Latreille, 1802 (Arthropoda: Insecta)**. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Capitulo_6_Megaloptera.pdf>.

BALDERAS, E. C. S. et al. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 558–567, 2016.

BAPTISTA, D. F. et al. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: Ultrastructure of mouthparts. **Annales de Limnologie**, v. 42, n. 2, p. 87–96, 2006.

BARBER-JAMES, H. M. et al. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. **Freshwater Animal Diversity Assessment**, v. 595, p. 339–350, 2008.

BAUMGARTNER, S. D.; ROBINSON, C. T. Changes in macroinvertebrate trophic structure along a land-use gradient within a lowland stream network. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 2, p. 407–418, 2017.

BENETTI, C. J.; CUETO, J. A. R.; FIORENTIN, G. L. Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1–20, 2003.

BENSTEAD, J. P.; PRINGLE, C. M. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 4, p. 490–501, 2004.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York: Springer, 2011.

BOULTON, A. J. et al. Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperate Streams? In: DUDGEON, D. (Ed.). . **Tropical Stream Ecology**. 1. ed. The University of Hong Kong, Hong Kong SAR, China: Elsevier, 2008. p. 257–284.

BOYERO, L. et al. Global patterns of stream detritivore distribution : implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 134–141, 2012.

BRASIL. **Lei No 12.651 de 12 de maio de 2012.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 19 nov. 2020.

BRASIL, L. S. et al. Longitudinal Distribution of the Functional Feeding Groups of Aquatic Insects in Streams of the Brazilian Cerrado Savanna. **Neotropical Entomology**, v. 43, n. 5, p. 421–428, 2014.

BRITO, J. G. **Comunidade de invertebrados aquáticos como ferramenta para avaliar o efeito do uso da terra sobre riachos da Amazônia Oriental, Brasil**. 2016. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas/Entomologia) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Amazônia, 2016.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115–125, 2003.

BURTON, G. A.; JOHNSTON, E. L. **Assessing contaminated sediments in the context of multiple stressorsEnvironmental Toxicology and Chemistry**John Wiley & Sons, Ltd, , 1 Dec. 2010. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/etc.332>. Acesso em: 29 jan. 2021

BUSS, D. F. et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 4132, 2015.

BUTAKKA, C. et al. Habitats and trophic relationships of Chironomidae insect larvae from the Sepotuba River basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 395–407, 2014.

CADOL, D.; WOHL, E. Wood retention and transport in tropical, headwater streams, La Selva Biological Station, Costa Rica. **Geomorphology**, v. 123, n. 1–2, p. 61–73, 2010.

CALOR, A. R.; FROEHLICH, C. G. Description of the immature stages of Notalina morsei Holzenthal, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. **Zootaxa**, v. 54, n. 1779, p. 45–54, 2008.

CARAMASCHI, É. P.; MAZZONI, R.; LEITÃO, R. P. Ecologia de peixes de riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. i–xii, 2021.

CARTER, J. L. et al. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. In:

HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). . **Methods in stream ecology**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 805–834.

CASTRO, D. M. P. et al. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1–19, 2016.

CHARÁ-SERNA, A. M. et al. Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. **Annales de Limnologie**, v. 48, n. 2, p. 139–144, 2012.

CHASE, J. W. et al. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 3, p. 194–205, 2016.

CHRISTINA, M. et al. Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 509–519, 2017.

CONAMA (2006). **RESOLUÇÃO CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489>. Acesso em: 5 nov. 2020.

CORBI, J. J.; KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? **Ecological Indicators**, v. 25, p. 156–161, 2013.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69–89, 2005.

DAI, A.; TRENBERTH, K. E. Estimates of freshwater discharge from continents: Latitudinal and seasonal variations. **Journal of Hydrometeorology**, v. 3, p. 660–687, 2002.

DALA-CORTE, R. B. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020.

DAVIES, P. E. et al. Relating upstream forest management to stream ecosystem condition in middle catchment reaches in Tasmania. **Forest Ecology and Management**, v. 362, p. 142–155, 2016.

DE MOOR, F. C.; IVANOV, V. D. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 393–407, 18 Jan. 2008.

DEDIEU, N. et al. Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 332–340, 2015.

DUDGEON, D. Life histories, secondary production and microdistribution of Psephenidae (Coleoptera: Insecta) in a tropical forest stream. **Journal of Zoology**, v. 236, n. 3, p. 465–481, 1995.

EFFERT-FANTA, E. L.; FISCHER, R. U.; WAHL, D. H. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. **Hydrobiologia**, v. 841, n. 1, p. 45–64, 2019.

ERDOZAIN, M. et al. Linking stream ecosystem integrity to catchment and reach conditions in an intensively managed forest landscape. **Ecosphere**, v. 9, n. 5, 2018.

ERDOZAIN, M. et al. Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do biological effects accumulate spatially? **Science of the Total Environment**, v. 763, p. 144043, 2021.

FERNANDES, I. et al. Plant litter diversity affects invertebrate shredder activity and the quality of fine particulate organic matter in streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, p. 449–458, 2015.

FERNANDES, J. DE F.; DE SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, v. 724, n. 1, p. 175–185, 2014.

FERRINGTON, L. C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 447–455, 2008.

FIERRO, P. et al. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 26–37, 2019.

FOCHETTI, R.; DE FIGUEROA, J. M. T. Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 365–377, 2007.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**Thousand Oaks CA, 2019. Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/.>

FRANÇA, J. S. et al. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 60, n. 10, p. 990, 2009.

FUENTES-LLANILLO, R. et al. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104877, 2021.

GARCIA, L. G. et al. Hydrological effects of forest plantation clear-cut on water availability: Consequences for downstream water users. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 19, p. 17–24, 2018.

GONÇALVES, J. F. et al. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica**, v. 44, p. 40–48, 2014.

GONÇALVES, J. F.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 6, p. 967–973, 2006.

GRAMLICH, A. et al. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 266, p. 84–99, 2018.

GUEVARA, G.; GODOY, R.; FRANCO, M. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. **Limnologica**, v. 68, p. 105–114, 2018.

GURNELL, A. M.; GREGORY, K. J.; PETTS, G. E. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 5, n. 2, p. 143–166, 1995.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1. ed. Manaus - AM: Editora do INPA, 2014.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian journal of biology**, v. 63, n. 2, p. 269–281, 2003.

JUNQUEIRA, M. V. et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG,Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnol.**, v. 12, p. 73–87, 2000.

KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 1–17, 2012.

KREUTZWEISER, D. P.; CAPELL, S. S.; GOOD, K. P. Effects of fine sediment inputs from a logging road on stream insect communities: A large-scale experimental approach in a Canadian headwater stream. **Aquatic Ecology**, v. 39, n. 1, p. 55–66, 2005.

LAMMERT, M.; ALLAN, J. D. ENVIRONMENTAL AUDITING: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. **Environmental Management**, v. 23, n. 2, p. 257–270, 1999.

LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; MELO, A. S. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian " terra firme " streams. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 172/1, p. 49–58, 2008.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1725–1745, 2016.

LEITE-ROSSI, L. A. et al. Shredder Chironomid Diets Are Influenced by Decomposition Rates of Different Leaf Litter Species. **Neotropical Entomology**, v. 48, n. 1, p. 38–49, 2019.

LI, X. et al. Predicting the effect of land use and climate change on stream macroinvertebrates based on the linkage between structural equation modeling and bayesian network. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 820–831, 2018.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 45–57, 2013.

LIMA, W. DE P. et al. Forest Management and Water in Brazil. In: GARCIA-CHEVESICH, P. A. et al. (Eds.). . **Forest Management and the impact on water resources: Forest management and the impact on water resources - a review of 13 countries**. 1. ed. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 2017. p. 33–43.

LUO, K. et al. Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1601–1614, 2018.

MALONEY, K. O.; MUNGUIA, P.; MITCHELL, R. M. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 1, p. 284–295, 2011.

MARCHESE, M. R. et al. Food webs of the Paraná River floodplain: Assessing basal sources using stable carbon and nitrogen isotopes. **Limnologica**, v. 46, p. 22–30, 2014.

MARTINS, R. T. et al. Invertebrates, fungal biomass, and leaf breakdown in pools and riffles of neotropical streams. **Journal of Insect Science**, v. 17, n. 1, p. 1–11, 2017.

MAZÃO, G. R.; BISPO, P. DA C. The influence of physical instream spatial variability on Chironomidae (Diptera) assemblages in Neotropical streams. **Limnologica**, v. 60, p. 1–5, 2016.

MELLO, K. DE et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130–138, 2018.

MELLO, K. DE et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3. ed. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt, 1996.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. Trophic relationships of macroinvertebrate. In: HAUER, F. R.; RESH, V. H. (Eds.). . **Methods in stream ecology**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 585–610.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). . **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1. ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 69–88.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian Processes and Interaction. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). . **Methods in stream ecology**. 2nd. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 721–742.

MOLINA, M. C. et al. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. **Limnologica**, v. 65, p. 14–21, 2017.

MONTAG, L. F. A. et al. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. **Hydrobiologia**, v. 826, n. 1, p. 263–277, 2019.

MORI, G. B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie**, v. 51, n. 1, p. 11–21, 2015.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1st. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NEGRI, D. D. B. et al. **Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta)**. Disponível em: <http://www.uc.pr.gov.br/arquivos/File/Pesquisa em UCs/Projetos de Pesquisa Autorizados em 2010/266_Projeto.pdf%5Cnhttp://www.ib.usp.br/limnologia/Perspectivas/arquivo pdf/Capitulo 11.pdf%5Cnhttp://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=2012/BR/BR2>.

NEILL, C. et al. Deforestation or pasture alters nitrogen and phosphorus in small amazonian streams. **Ecological Applications**, v. 11, n. 6, p. 1817–1828, 2001.

NIEMI, G. J. et al. Application of Ecological Indicators APPLICATION OF ECOLOGICAL INDICATORS*. **Source: Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 35, n. 35, 2004.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology PackageR package version 2.5-6.**, 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>. Acesso em: 27 aug. 2020

OLIVEIRA, A. L. H. DE; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, p. 424–441, 2010.

OLIVEIRA, J. M.; FERNANDES, F.; FERREIRA, M. T. Effects of forest management on physical habitats and fish assemblages in Iberian eucalypt streams. **Forest Ecology and Management**, v. 363, p. 1–10, 2016.

OLIVEIRA, P. C. DOS R. et al. Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135060, 2020.

PASSOS, M. I. S.; NESSIMIAN, J. L.; FERREIRA JUNIOR, N. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, n. 1, p. 42–53, 2007.

PAULA, F. R. DE et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1181–1191, 2018.

PAULA, F. R. et al. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: A multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 1, p. 13–27, 2013.

PEREIRA, A. et al. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 648–656, 2016.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de Identificação para Familias e Gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v. 1, n. April, p. 210–228, 2007.

PEREIRA, T. DA S. et al. Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? **Limnologica**, v. 63, p. 27–30, 2017.

PES, A. M. et al. Two new species of Xiphocentronidae (Trichoptera) and their bionomics in Central Amazonia, Brazil. **Zootaxa**, v. 3636, n. 4, p. 561–574, 2013.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181–204, 2005.

PETERSEN, I. et al. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 5, p. 934–950, 2004.

PINDER, L. C. V. Biology of Freshwater Chironomidae. **Annual Review of Entomology**, v. 31, n. 1, p. 1–23, 1986.

PINHO, L. C. DE. **Ordem Diptera (Arthropoda: Insecta)**.

PIVAR, R. J. et al. A new genus and species, and first record of the family Thaumaleidae (Diptera) from Brazil. **Canadian Entomologist**, v. 150, n. 4, p. 481–494, 2018.

POHLERT, T. **The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR)**R package, , 2014. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=PMCMR>

PRABHAKARAN, K. et al. Biomonitoring of Malaysian aquatic environments: A review of status and prospects. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 17, n. 2, p. 134–147, 2017.

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v. 17, n. 13, p. 2685–2689, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing.**ViennaR Foundation for Statistical Computing, , 2003.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biologia Tropical**, v. 62, n. April, p. 155–167, 2014.

RESH, V. H. Multinational, Freshwater Biomonitoring Programs in the Developing World: Lessons Learned from African and Southeast Asian River Surveys. **Environmental Management**, v. 39, n. 5, p. 737–748, 2007.

RIBEIRO, C.; JUEN, L.; RODRIGUES, M. E. The Zygoptera/Anisoptera ratio as a tool to assess anthropogenic changes in Atlantic Forest streams. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 5, p. 1315–1329, 2021.

RIBEIRO, M. C. et al. 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.

ROBERTS, W. M.; STUTTER, M. I.; HAYGARTH, P. M. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, p. 389–399, 2012.

RODRIGUES, C. B. et al. Eucalyptus short-rotation management effects on nutrient and sediments in subtropical streams. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 1–13, 2019.

SAITO, V. S.; FONSECA-GESSNER, A. A. Composição taxonômica e hábitos alimentares de chironomidae em riachos de cerrado (Sudeste do Brasil): Impactos de mudanças no uso-do-solo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 35–46, 2014.

SALLES, F. F.; FERREIRA-JÚNIOR, N. Hábitat e hábitos. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). . **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 39–50.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. (PDF) Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnol. Bras.**, v. 13, p. 29–38, 2001.

SANTOS, E. P. et al. Interactive persistent effects of past land-cover and its trajectory on tropical freshwater biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 11, p. 2149–2158, 2020.

SANTOS, G. R. et al. Changes in decomposition rate and litterfall in riparian zones with different basal area of exotic Eucalyptus in south-eastern Brazil. **Southern Forests**, v. 81, n. 4, p. 285–295, 2019.

SANTOS, I. G. A.; RODRIGUES, G. G. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 105, n. 1, p. 84–93, 2015.

SAULINO, H. H. L.; THOMPSON, R. M.; TRIVINHO-STRXINO, S. Herbivore functional traits and macroinvertebrate food webs have different responses to leaf chemical compounds of two macrophyte species in a tropical lake's littoral zone. **Aquatic Ecology**, v. 52, n. 2–3, p. 165–176, 2018.

SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J.; VINCENT, A. C. J. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 30–41, 2002.

SEABRA, L. B.; BENONE, N. L.; MONTAG, L. F. DE A. Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. **Hydrobiologia**, v. 7, 2021.

SEENEY, A. et al. Stream invertebrate diversity reduces with invasion of river banks by non-native plants. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 3, p. 485–496, 1 Mar. 2019.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de coleoptera aquáticos (Insecta) do estado de são paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 411–412, 2011a.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Elmidae (coleoptera, byrrhoidea) larvae in the state of são paulo, brazil: Identification key, new records and distribution. **ZooKeys**, v. 151, p. 53–74, 2011b.

SERPA, K. V. et al. Niche breadth of invertebrate shredders in tropical forest streams: which taxa have restricted habitat preferences? **Hydrobiologia**, v. 847, n. 7, p. 1739–1752, 2020.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effect of land use on mayfly assemblages structure in neotropical headwater streams. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 86, n. 4, p. 1735–1747, 2014.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 3, p. 519–527, 2017.

SILVA-ARAÚJO, M. et al. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 277–282, 2020.

SILVA, F. L. DA et al. Hábitos alimentares de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) do córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. **Biotemas**, v. 21, n. 2, p. 155–159, 2008.

SOLIS, M. et al. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas streams. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 373–379, 1 Jun. 2019.

SOUZA, A. L. T. D. et al. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12–18, 2013.

SOUZA, F. N. et al. Influence of the landscape in different scales on the EPT community (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in an Atlantic Forest region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 1–12, 2020.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. Ordem Odonata Fabricius, 1793 (Arthropoda: Insecta). **Guia on-line de identificaçao de larvas de insetos aquáticos do estado de São Paulo**, p. 23, 2007.

SOUZA, A. S. **Abordagem multimétrica utilizando macroinvertebrados em uma bacia hidrográfica no sudeste brasileiro**. 2014. 98p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas /Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

SPIES, M. R.; FROEHLICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 96, n. 4, p. 389–398, 2006.

STUTTER, M. et al. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review. **Science of the Total Environment**, v. 757, p. 143982, 2021.

TABACCHI, E.; PLANTY-TABACCHI, A.-M. Exotic and native plant community distributions within complex riparian landscapes: A positive correlation. **Écoscience**, v. 12, n. 3, p. 412–423, 2005.

TANIWAKI, R. H. et al. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 584–585, p. 339–347, 2017.

THOMPSON, R. M.; PHILLIPS, N. R.; TOWNSEND, C. R. Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 931–940, 2009.

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

TONELLO, G. et al. The conversion of natural riparian forests into agricultural land affects ecological processes in Atlantic forest streams. **Limnologica**, v. 91, p. 125927, 2021.

TONIN, A. M. et al. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using. **Hydrobiologia**, v. 740, p. 79–88, 2014.

TRIMBLE, S. W. Stream channel erosion and change resulting from riparian forests. **Geology**, v. 25, n. 5, p. 467–469, 1997.

VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Larvae of lutrochus germari (Lutrochidae: Coleoptera) and stegoelmis sp. (Elmidae: Coleoptera) bore submerged woody debris in neotropical streams. **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 683–686, 2011.

VERDONSCHOT, P. F. M.; VAN DER LEE, G. H.; VERDONSCHOT, R. C. M. Integrating measures of ecosystem structure and function to improve assessments of stream integrity. **Freshwater Science**, v. 39, n. 4, p. 601–604, 2020.

VERDONSCHOT, R. C. M. et al. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 769, n. 1, p. 55–66, 2016.

VICTOR, M. A. M. et al. **Cem anos de devastação: revisitadas 30 anos depois**. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005.

VON BERTRAB, M. G. et al. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? **Ecological Indicators**, v. 24, p. 589–598, 2013.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: A neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 216–232, 2006.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A intensificação do uso do solo é uma das principais ameaças aos riachos de cabeceira. Riachos situados em regiões de maior influência antrópica, apresentam alterações sobre a hidrologia, morfologia do canal, estrutura do habitat e qualidade da água, e consequentemente sobre a dinâmica da comunidade aquática. Os efeitos adversos das mudanças do uso do solo podem variar em função da perda de vegetação nativa principalmente da zona ripária, da intensidade de uso do solo do entorno e por características naturais da paisagem. Assim, os resultados obtidos nesta tese ampliam o entendimento sobre como o habitat e a biota aquática de riachos situados na Mata Atlântica respondem a um gradiente de intensidade de uso do solo. Tais informações são essenciais para auxiliar no planejamento do uso do solo e conservação de riachos na escala de microbacia.

5.1. Síntese dos principais resultados

O presente estudo teve como objetivo geral verificar como o gradiente de intensidade de uso do solo afeta o habitat físico, a qualidade da água e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos, e para isso foram traçados dois objetivos específicos: i) verificar se a intensidade de uso do solo na microbacia influencia as características físicas e químicas de riachos de cabeceira; ii) entender como o gradiente de intensidade de uso do solo na microbacia afeta a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Deste modo, no Capítulo 1 foi elaborada uma revisão de literatura para embasar a investigação sobre como o habitat físico, parâmetros físicos e químicos da água e os macroinvertebrados aquáticos respondem a interferências antrópicas. Nesta revisão discutiu-se sobre os efeitos adversos de um gradiente de intensidade de uso do solo sobre riachos, os diferentes tipos de avaliação biológica, com destaque ao uso dos macroinvertebrados aquáticos, e os desafios do seu uso no biomonitoramento em riachos da Mata Atlântica. No Capítulo 2 investigou-se como um gradiente de intensidade de uso do solo afeta variáveis físicas e químicas da água e o habitat físico de riachos. Os resultados desse Capítulo mostraram que o uso intensivo do solo associado à presença de florestas ripárias estreitas e perturbadas podem causar alterações sobre o habitat físico e nos parâmetros físicos e químicos da água de riachos. Após entender as respostas do habitat ao gradiente de intensidade de uso do solo, o próximo passo foi estudar os macroinvertebrados aquáticos.

Assim, no Capítulo 3 foi analisado como a estrutura dos macroinvertebrados aquáticos de riachos de cabeceira variam conforme um gradiente de intensidade de uso do solo. Neste Capítulo, com exceção de algumas métricas, os macroinvertebrados aquáticos refletiram bem o gradiente de intensidade de uso do solo.

Como produto final da tese está sendo elaborado um livreto sobre insetos aquáticos e a importância de se estudar e conservar riachos (Apêndice H). Esse material apresenta uma linguagem acessível ao público geral e com o uso de imagens para ilustrar processos, o habitat e a biota aquática. A elaboração do livreto tem como principal objetivo divulgar a importância dos insetos aquáticos, despertar o interesse do público geral na área de ecologia de riachos e propagar o uso desse conhecimento na conservação de riachos e da água. O livreto será distribuído no formato impresso em algumas escolas do ensino fundamental ao médio do município de Piracicaba (SP), Capão Bonito e São Miguel Arcanjo, também será entregue exemplares desse material para o Parque Estadual Carlos Botelho. Além dos exemplares impressos, haverá a versão digital para amplo acesso da população.

5.2. Gradiente de intensidade de uso do solo e seus efeitos sobre o habitat e qualidade da água de riachos

Pesquisas sobre os efeitos da intensificação do uso do solo em regiões da Mata Atlântica estão mais focadas sobre a comunidade biótica e parâmetros da água do que com aspectos do habitat físico de riachos (DALA-CORTE et al., 2019; PARDINI et al., 2010; SEGURA; SIQUEIRA; FONSECA-GESSNER, 2013; SILVA-ARAÚJO et al., 2020). As poucas pesquisas na Mata Atlântica que abordam informações do habitat, estão associadas à biota aquática (AMARAL et al., 2019; PERESSIN et al., 2020; SERPA et al., 2020; SIEGLOCH et al., 2017), sem um aprofundamento dos efeitos antrópicos sobre o habitat por meio do uso protocolo de habitat físico desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) (PECK et al., 2006; KAUFMANN et al., 1999), como realizado por Leal et al. (2016) na Amazônia. A deficiência de estudos nessa área reduz a compreensão de como as alterações antrópicas se relacionam com aspectos estruturais de riachos. Assim, as descobertas desta tese evidenciam que o uso intensivo do solo associado à presença de florestas ripárias estreitas e perturbadas no domínio da Mata Atlântica, resultam em alterações significativas sobre a morfologia do canal, no tipo de substrato, no fornecimento de madeira e abrigo, em aspectos associados a vegetação ripária e nos parâmetros da água.

Neste estudo, pode-se observar que riachos em microbacias com vegetação nativa apresentaram maior largura e menor concentração de sedimentos. Riachos em área de agricultura estiveram associados a elevada profundidade, largura sazonal, variação no sombreamento e concentração de potássio. Em riachos sob maior intensidade de uso do solo predominaram substratos com diâmetros menores (cascalho fino, areia e silte), enquanto que os substratos maiores (seixos e pedregulhos) foram encontrados em riachos conservados. Os pedaços de madeira se destacaram em microbacias com predomínio de floresta (nativa ou plantada). Em microbacias com plantios de *Eucalyptus* jovem obteve-se maior quantidade de folhas. Riachos em microbacias de *Eucalyptus* apresentaram relação com concentração de sedimentos. As descobertas obtidas nos mostram que os riachos em áreas de floresta nativa tiveram as melhores condições, ou seja, a presença de vegetação ripária contínua e conservada, possibilitaram maior heterogeneidade no habitat aquático.

5.3. Gradiente de intensidade de uso do solo e seus efeitos sobre a comunidade de macroinvertebrados de riachos

Nos últimos anos observa-se um crescente aumento na quantidade de estudos sobre os efeitos do uso do solo sobre riachos situados no domínio da Mata Atlântica. Todavia, tais estudos não consideram os efeitos de um gradiente de intensidade de uso do solo sobre a biota tendo como unidade amostral a microbacia. Os estudos que se aproximam dessa temática foram realizados em outros domínios (LIGEIRO et al., 2013; PAIVA et al., 2021) ou em outros países (EFFERT-FANTA; FISCHER; WAHL, 2019; FIERRO et al., 2019). Embora existam dispositivos legais de proteção das florestas ripárias (Lei Federal n° 12651/2012), para manter a biodiversidade aquática é necessário também considerar as práticas de uso do solo adotadas ao redor de riachos pois elas exercem influência sobre a biota aquática. As descobertas do Capítulo 3 nos mostram um paralelo com os resultados do Capítulo 2, ou seja, destacam que a comunidade aquática é muito mais sensível às interferências antrópicas do que o habitat físico e parâmetros da água dos riachos, além de destacar a importância da adoção de boas práticas de manejo do solo associadas a conservação da zona ripária para proteger a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos da Mata Atlântica.

Os resultados do Capítulo 3 revelam que a abundância de EPT e raspadores reduziu e a proporção de *Chironomidae* aumentou com a intensificação do uso do solo. A riqueza observada e rarefeita de EPT não seguiu continuamente o gradiente estudado. Por outro

lado, os fragmentadores apresentaram associados as microbacias de maior cobertura florestal. Os catadores filtradores se destacaram nas microbacias com vegetação nativa, por outro lado, a abundância de catadores coletores esteve relacionado aos riachos de agricultura com alta cobertura ripária. Os generalistas foram predominantes nos riachos sob interferência antrópica (*Eucalyptus* ou agricultura). Este trabalho confirma que a menor intensidade no uso do solo resulta em menor impacto sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

5.4. Limitações

O gradiente de intensidade de uso do solo proposto nesta pesquisa baseou-se apenas em informações da literatura e não em medições de campo que comprovem que determinados usos são mais intensos do que outros. As práticas agrícolas e silviculturais são muito variadas (preparo do solo, tratos silviculturais, plantio, colheita, tipos e quantidades de fertilizantes aplicados) e podem exercer diferentes efeitos sobre o ambiente aquático. Além disso, sabe-se que o histórico de uso do solo pode ter uma influência significativa sobre o habitat físico de riachos e promover modificações a longo prazo. Sendo assim, os resultados inconsistentes para o habitat aquático podem estar relacionados à falta de informações mais detalhadas sobre as práticas atuais de uso do solo adotadas nas microbacias, bem como da ausência em considerar os usos do solo do passado como determinantes na condição atual do habitat de riachos.

5.5. Desafios encontrados e como foram contornados

Ao iniciar as viagens de reconhecimento para determinar as microbacias com potencial de coleta de dados, percebeu-se a grande dificuldade de encontrar riachos com trechos contínuos ($\geq$150 m) sem interrupções. Nas áreas agrícolas haviam inúmeros represamentos para uso doméstico ou agrícola e outros derivados de cruzamentos de estradas de terra, enquanto que nas áreas de silvicultura haviam muitas áreas úmidas de origem antrópica ao longo dos riachos. Por isso, o período de reconhecimento das áreas de estudo teve que ser maior que o planejado, a fim de encontrar riachos dentro das condições ideais para conduzir a pesquisa.

No processo de coleta dos dados em campo, inicialmente foram utilizadas luvas de pano. Em função do contato constante com a água, as luvas ficavam constantemente

molhadas. A pesquisadora esporadicamente retirava as luvas de pano, a fim de retirar sua umidade e também para remexer pedras e troncos presentes na área de coleta do surber. Ao longo de 5 dias intensos de coleta em campo e sob baixas temperaturas, a mão da pesquisadora ficou inchada impossibilitando coletas na semana seguinte. Após 1 semana e meia de repouso, foi possível retornar normalmente as atividades de campo, mas com o uso de luvas grossas de borracha durante todo o procedimento de coleta dos macroinvertebrados.

Na etapa laboratorial, o processo de triagem, que consistia na separação dos materiais orgânicos e inorgânico das amostras contendo os macroinvertebrados aquáticos, dispendeu muito tempo para ser concluído. Como esta etapa é realizada a olho nu, exigiu muito tempo para visualizar todo o material coletado em campo. Além disso, o tempo de triagem variou muito em função do tipo de material coletado, por exemplo amostras com muita argila ou material em decomposição, tinham que ser colocadas em pequenas porções nas bandejas de triagem, para possibilitar a visualização dos invertebrados aquáticos.

Após a triagem do material, iniciou-se a identificação dos macroinvertebrados aquáticos. Em função da impossibilidade de usar o laboratório devido as orientações de distanciamento social contra a propagação do novo coronavirus (Covid-19), a pesquisadora teve que concluir as identificações em sua residência e abdicar da possibilidade de frequentar outros laboratórios onde seria feito o refinamento das identificações dos taxa. Para contornar esse problema, foram tiradas fotos de alguns taxa e encaminhadas por email para pesquisadores via Google Fotos, e uma pequena parcela do material foi encaminhada pelo correio para um especialista na área.

A condução da etapa de análise dos dados também foi desafiadora tendo em vista que o distanciamento social dificultou as discussões entre pares e as dúvidas que surgiam sempre demandavam um tempo maior para serem solucionadas por email. Assim, para amenizar essas dificuldades, muitas reuniões eram realizadas no formato remoto.

5.6. Futuras prioridades de pesquisa

O longo histórico de pressões antrópicas sobre a Mata Atlântica promoveu uma série de efeitos adversos acumulativos sobre a paisagem, e que devem ser contornados a fim de manter os recursos naturais e a biodiversidade. As investigações efetuadas ao longo dos três capítulos nos mostram uma maior sensibilidade dos macroinvertebrados aquáticos às intervenções antrópicas recentes na microbacia, enquanto que as variáveis de habitat apresentaram possivelmente maior dependência do histórico de uso do solo. Observou-se

também a importância de florestas contínuas e conservadas na manutenção da integridade ecológica de riachos. Por fim, pode-se notar que o gradiente de uso do solo estudado representou uma pequena porção dos inúmeros impactos antrópicos existentes na paisagem. Desse modo, destacamos que as futuras pesquisas podem abordar:

(i) A influência do histórico de uso do solo sobre os macroinvertebrados aquáticos e o habitat de riachos da Mata Atlântica;

(ii) A influência da extensão e do estado de conservação da floresta ripária sobre o habitat de riachos na Mata Atlântica

(iii) Informações detalhadas sobre as práticas agrícolas/pastagem em um gradiente de impactos antrópicos, como por exemplo, tipos de pastagens (intensa ou mal manejada), tempo de rotação de culturas, formas de plantio e colheita, tipos e quantidades de fertilizantes aplicados. Tais informações variam entre diferentes usos do solo e também dentro de cada uso do solo.

(iv) Efeitos da restauração de riachos em paisagens conservadas e com alta conectividade hidrológicas comparado com regiões menos conservadas e com muitas intervenções antrópicas ao longo dos riachos.

5.7. Aplicação dos resultados: recomendações para a conservação de riachos da Mata Atlântica

Para reduzir os efeitos antrópicos de uso do solo sobre o ecossistema aquático, algumas medidas podem ser tomadas, entre elas:

(i) A adoção de boas práticas de manejo agrícola para reduzir o carreamento de nutrientes, sedimentos e poluentes nos riachos, como por exemplo o plantio direto, rotação de culturas, instalação de terraços, atividades agroflorestais, plantio em nível, plantio florestal em mosaico de idades, colheita agrícola ou florestal com maquinário de baixo impacto sobre o solo e instalação e manutenção de estradas e carreadores.

(ii) A proteção e conservação das florestas ripárias, a fim de minimizar o escoamento superficial, aumentar a infiltração de água, permitir o trânsito de animais, fornecer matéria orgânica e aumentar a complexidade do habitat aquático.

(iii) A redução da quantidade de represamentos de água ao longo do riacho, para aumentar a conectividade do canal e permitir um maior fluxo de água, matéria orgânica, nutrientes e a comunidade aquática.

(iv) Implantação de programas de avaliação e monitoramento de riachos, para caracterizar suas condições ecológicas, acompanhar o estado de conservação dos riachos para detectar períodos críticos de alteração e avaliar a eficácia de medidas de mitigação de impactos na conservação de riachos.

5.8. Conclusões Gerais

As variáveis de habitat apresentaram pouca sensibilidade em resposta à intensificação do uso do solo, enquanto que os indicadores bióticos acompanharam o gradiente estudado. A condição do habitat dos riachos não necessariamente refletiu a qualidade do ecossistema aquático, e isso ocorreu provavelmente por que os efeitos na estrutura do habitat respondem em escalas temporais diferentes da biota aquática.

Pode-se supor que o habitat apresente uma forte dependência do histórico de uso do solo, tendo em vista que microbacias com usos do solo similares, apresentaram distintos padrões sobre o habitat aquático. No caso dos macroinvertebrados aquáticos, por possuírem ciclo de vida curto, eles passam por muitas gerações após o início das alterações ambientais, por isso são capazes de responder com maior rapidez aos efeitos antrópicos recentes da paisagem. Portanto, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos atuou como boa indicadora das mudanças de uso do solo em riachos. As informações sobre o habitat, embora tenham se mostrado com menor sensibilidade à intensificação antrópica do solo, podem descrever a condição dos riachos e nortear atividades de restauração de riachos.

Além disso, deve-se destacar que o manejo adequado do solo, a recuperação das florestas ripárias, a redução de barreiras físicas no canal e consequente restauração e conservação de pequenos riachos em paisagens agrícolas da Mata Atlântica são medidas indispensáveis para a perpetuidade dos recursos naturais e equilíbrio do ecossistema e da biota aquática.

Referências

AMARAL, P. H. M. et al. Richness and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Atlantic forest streams. Acta Oecologica, v. 99, 2019.

DALA-CORTE, R. B. et al. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. Environmental Monitoring and Assessment, v. 191, n. 5, p. 1–17, 2019.

EFFERT-FANTA, E. L.; FISCHER, R. U.; WAHL, D. H. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. Hydrobiologia, v. 841, n. 1, p. 45–64, 2019.

FIERRO, P. et al. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. Science of the Total Environment, v. 686, p. 26–37, 2019.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. Landscape Ecology, v. 31, p. 1725–1745, 2016.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators, v. 25, p. 45–57, 2013.

PAIVA, C. K. S. et al. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. Hydrobiologia, v. 848, n. 5, p. 1073–1085, 2021.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. PLoS ONE, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PERESSIN, A. et al. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in brazilian atlantic rainforest streams. Neotropical Ichthyology, v. 18, n. 2, p. 1–18, 2020.

SEGURA, M. O.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Variation in body size of Phanocerus clavicornis Sharp, 1882 (Coleoptera: Elmidae: Larainae) in Atlantic Rainforest streams in response to hydraulic disturbance. Brazilian Journal of Biology, v. 73, n. 4, p. 747–752, 2013.

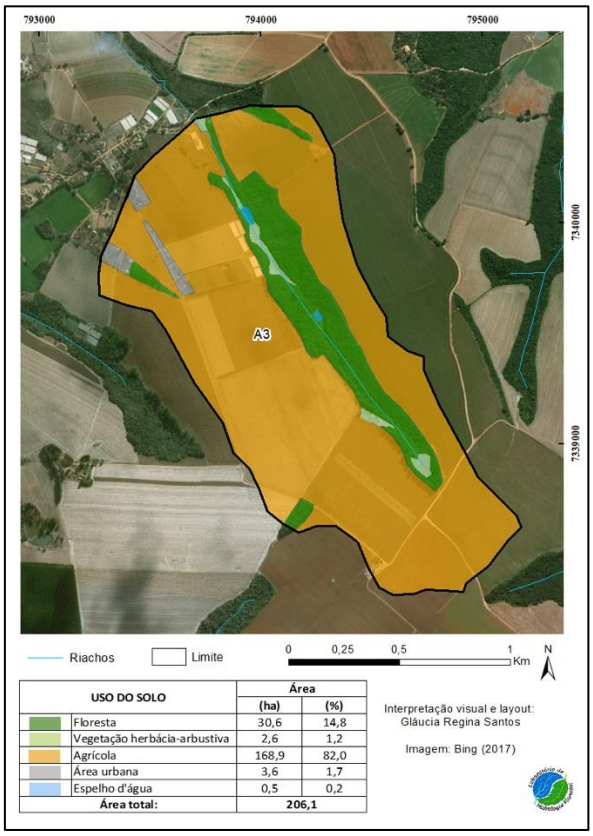
SERPA, K. V. et al. Niche breadth of invertebrate shredders in tropical forest streams: which taxa have restricted habitat preferences? Hydrobiologia, v. 847, n. 7, p. 1739–1752, 2020.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. Marine and Freshwater Research, v. 68, n. 3, p. 519–527, 2017.

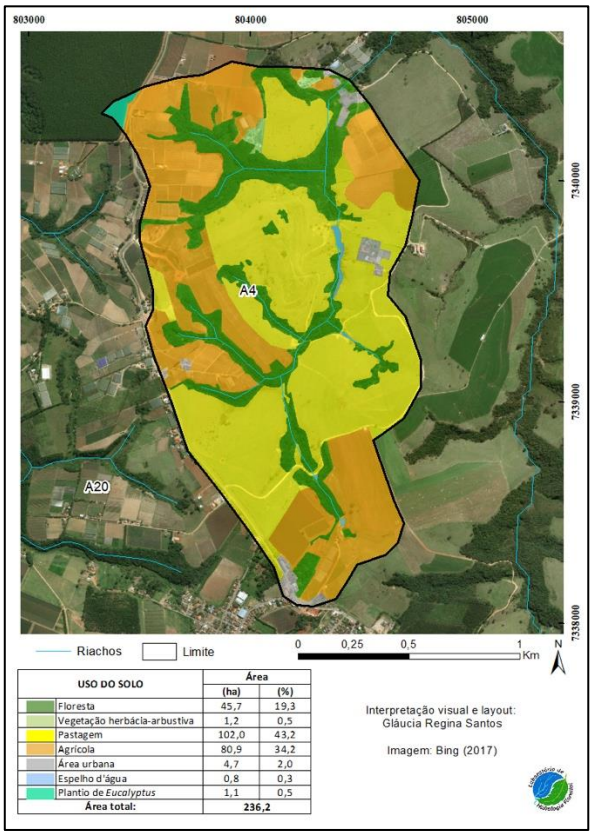
SILVA-ARAÚJO, M. et al. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 18, n. 4, p. 277–282, 2020.

APÊNDICES

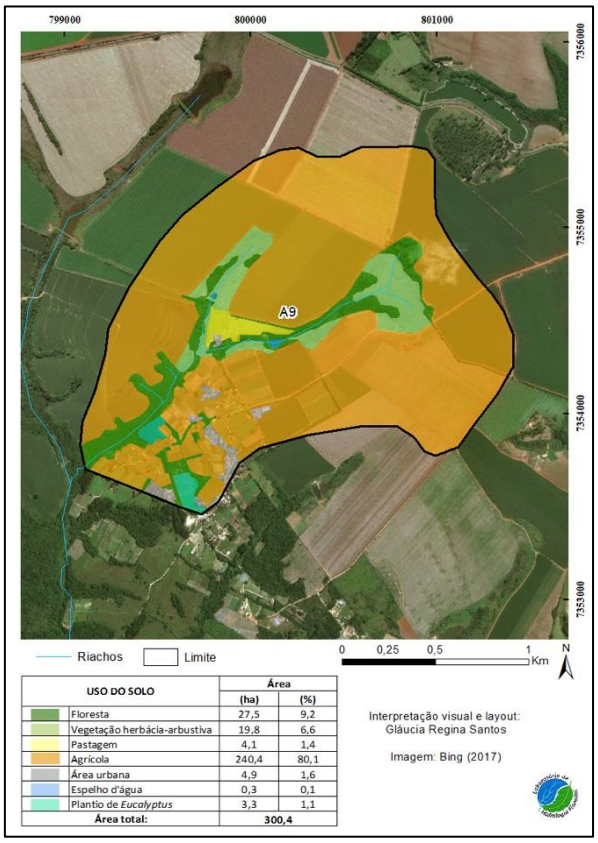
APÊNDICE A: Microbacias A3, A4 e A9 – Agricultura com alta cobertura ripária.



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	30,6	14,8
Vegetação herbácia-arbustiva	2,6	1,2
Agrícola	168,9	82,0
Área urbana	3,6	1,7
Espelho d'água	0,5	0,2
Área total:	**206,1**	

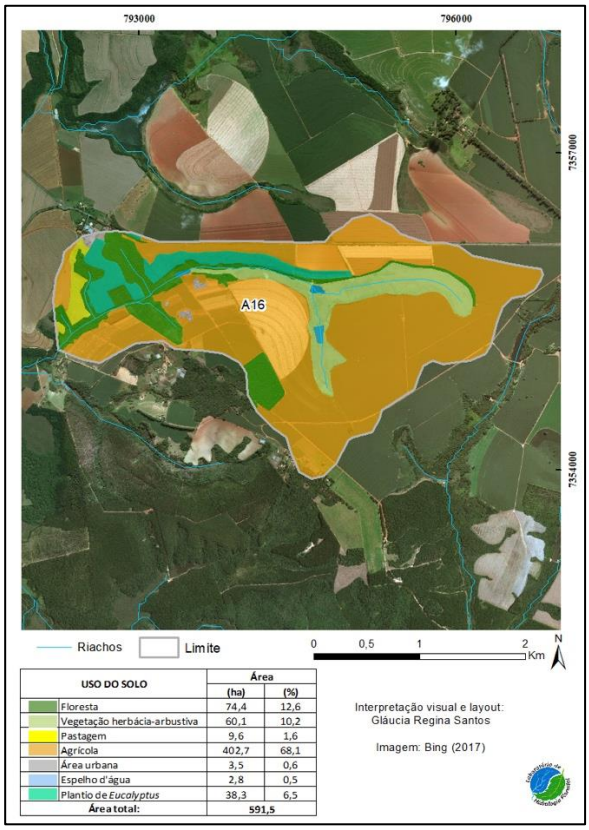


USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	45,7	19,3
Vegetação herbácia-arbustiva	1,2	0,5
Pastagem	102,0	43,2
Agrícola	80,9	34,2
Área urbana	4,7	2,0
Espelho d'água	0,8	0,3
Plantio de *Eucalyptus*	1,1	0,5
Área total:	**236,2**	



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	27,5	9,2
Vegetação herbácia-arbustiva	19,8	6,6
Pastagem	4,1	1,4
Agrícola	240,4	80,1
Área urbana	4,9	1,6
Espelho d'água	0,3	0,1
Plantio de *Eucalyptus*	3,3	1,1
Área total:	**300,4**	

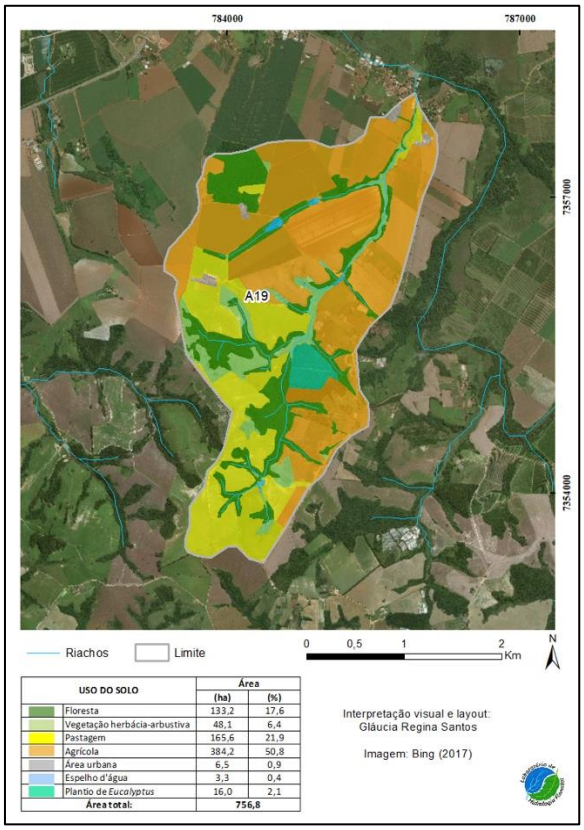
APÊNDICE B: Microbacias de agricultura com baixa cobertura ripária.



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	74,4	12,6
Vegetação herbácia-arbustiva	60,1	10,2
Pastagem	9,6	1,6
Agrícola	402,7	68,1
Área urbana	3,5	0,6
Espelho d'água	2,8	0,5
Plantio de *Eucalyptus*	38,3	6,5
Área total:	**591,5**	

Interpretação visual e layout:
Gláucia Regina Santos

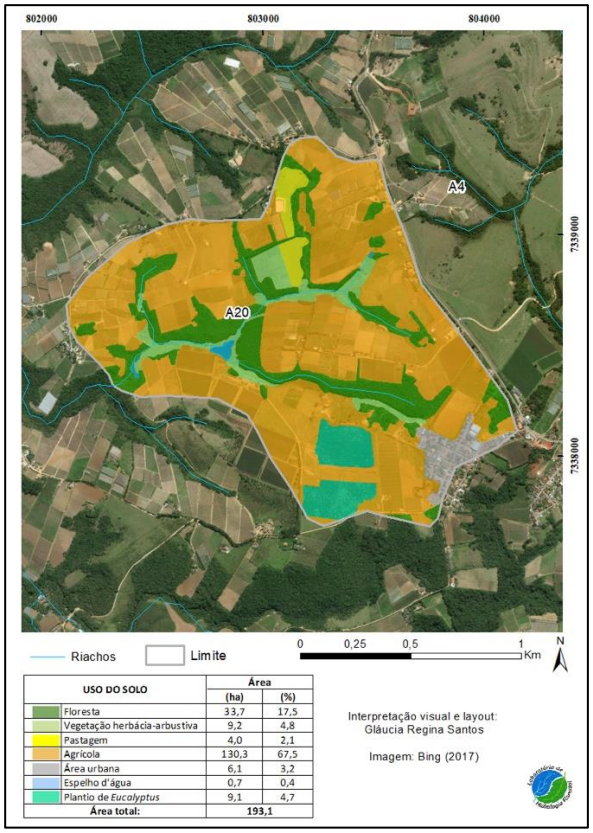
Imagem: Bing (2017)



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	133,2	17,6
Vegetação herbácia-arbustiva	48,1	6,4
Pastagem	165,6	21,9
Agrícola	384,2	50,8
Área urbana	6,5	0,9
Espelho d'água	3,3	0,4
Plantio de *Eucalyptus*	16,0	2,1
Área total:	**756,8**	

Interpretação visual e layout:
Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)

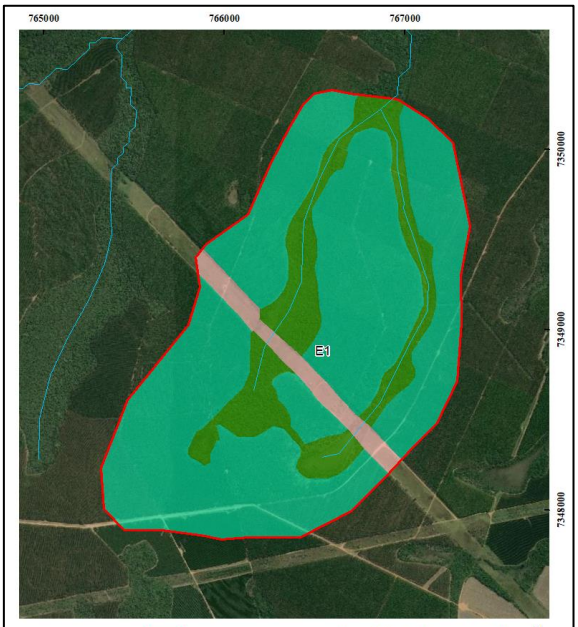


USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	33,7	17,5
Vegetação herbácia-arbustiva	9,2	4,8
Pastagem	4,0	2,1
Agrícola	130,3	67,5
Área urbana	6,1	3,2
Espelho d'água	0,7	0,4
Plantio de *Eucalyptus*	9,1	4,7
Área total:	**193,1**	

Interpretação visual e layout:
Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)

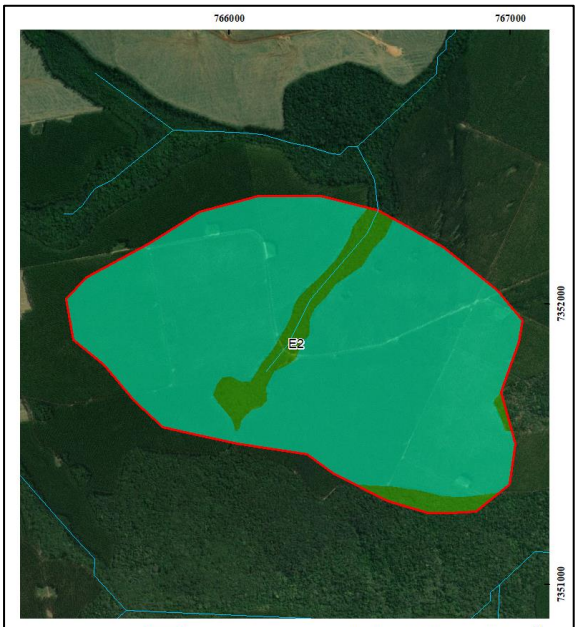
APÊNDICE C: Microbacias de *Eucalyptus* jovem (0 a 3 anos)



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	60,8	18,1
Plantio de *Eucalyptus*	259,6	77,3
Outros	15,6	4,6
Área total:	**335,9**	

Interpretação visual e layout: Gláucia Regina Santos

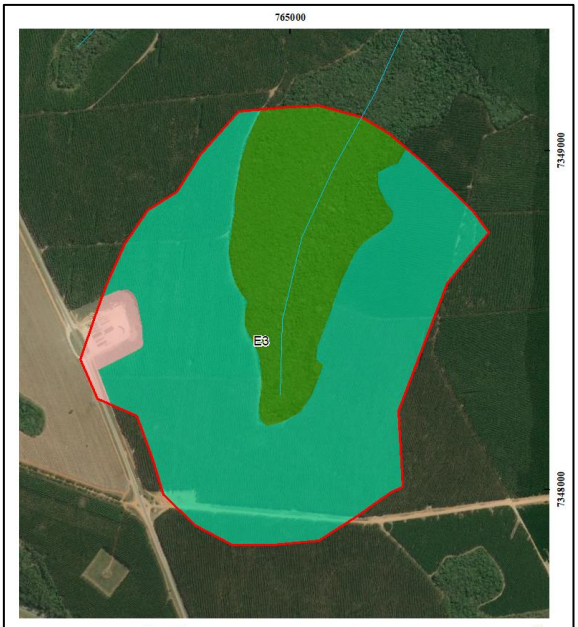
Imagem: Bing (2017)



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	10,9	8,7
Plantio de *Eucalyptus*	114,3	91,3
Área total:	**125,2**	

Interpretação visual e layout: Gláucia Regina Santos

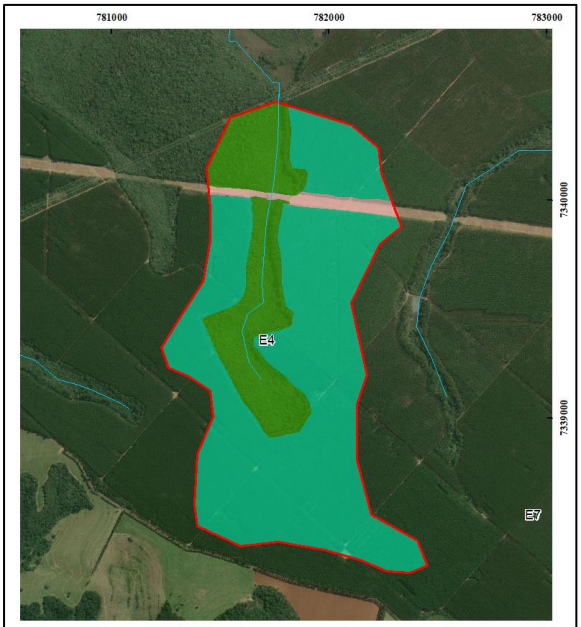
Imagem: Bing (2017)



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	29,1	28,2
Plantio de *Eucalyptus*	70,9	68,6
Outros	3,3	3,2
Área total:	**103,3**	

Interpretação visual e layout: Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)

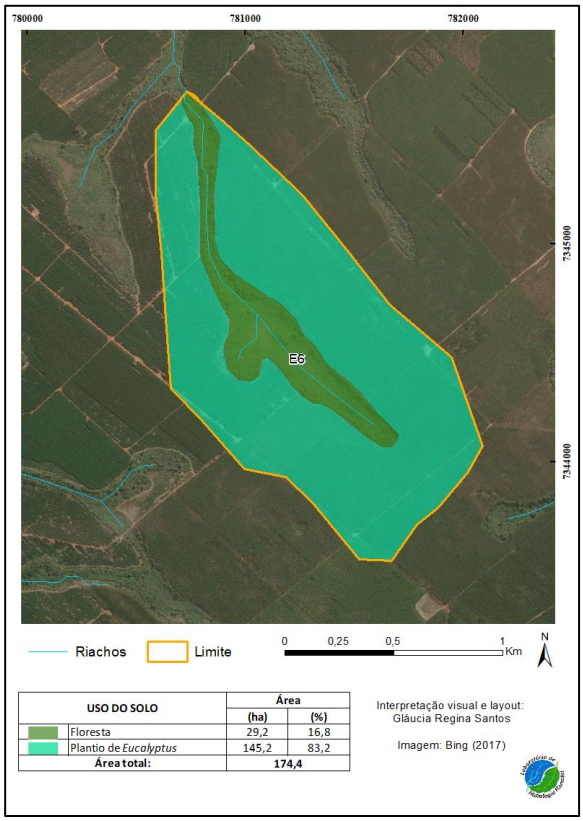


USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	36,7	23,2
Plantio de *Eucalyptus*	117,6	74,1
Outros	4,3	2,7
Área total:	**158,6**	

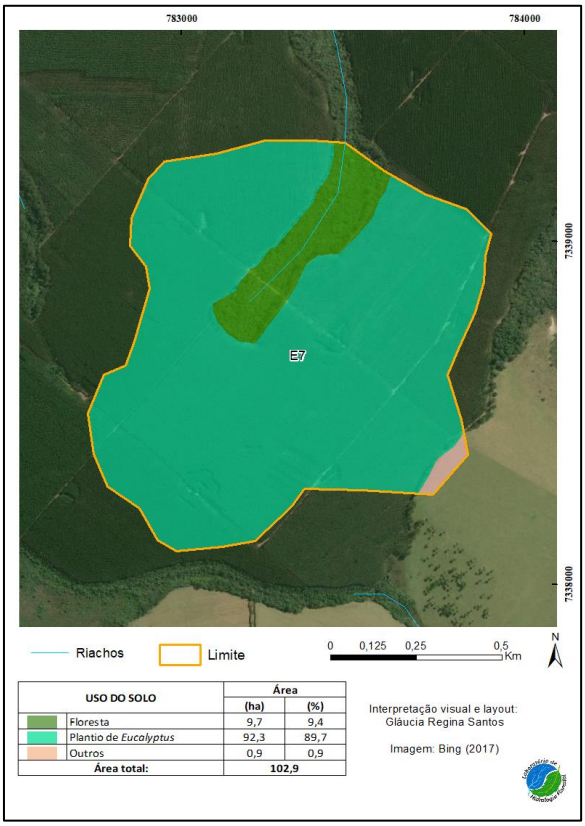
Interpretação visual e layout: Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)

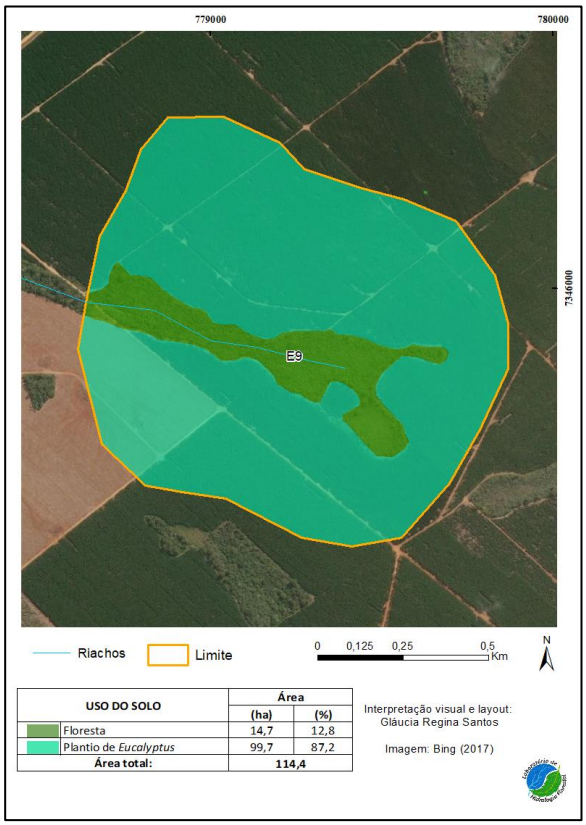
APÊNDICE D: Microbacias de *Eucalyptus* adulto (4 a 7 anos)



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	29,2	16,8
Plantio de *Eucalyptus*	145,2	83,2
Área total:	**174,4**	



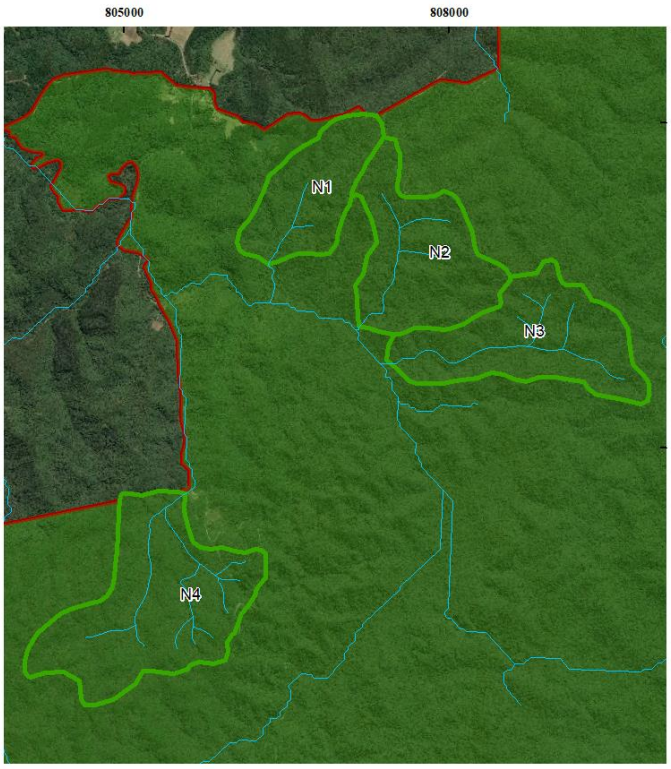
USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	9,7	9,4
Plantio de *Eucalyptus*	92,3	89,7
Outros	0,9	0,9
Área total:	**102,9**	



USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	14,7	12,8
Plantio de *Eucalyptus*	99,7	87,2
Área total:	**114,4**	

USO DO SOLO	Área (ha)	Área (%)
Floresta	15,9	16,3
Plantio de *Eucalyptus*	58,7	60,1
Agrícola	12,0	12,3
Outros	11,0	11,3
Área total:	**97,7**	

APÊNDICE E: Microbacias de floresta nativa



USO DO SOLO	Microbacias	Área (ha)	Área (%)
Floresta nativa	N1	100.1	100
	N2	150.5	100
	N3	163.7	100
	N4	225.2	100

Interpretação visual e layout: Gláucia Regina Santos

Imagem: Bing (2017)

APÊNDICE F: Média e desvio padrão das variáveis de habitat e qualidade da água

Categorias	Variáveis Acrônimos	N		EA		EJ		AA		AB	
		média	**DP**	**média**	**DP**	**média**	**DP**	**média**	**DP**	**média**	**DP**
Cont	AREA	159.875	51.455	133.425	30.361	180.750	105.903	247.567	48.167	513.633	289.562
	XSLOPE	0.018	0.012	0.019	0.006	0.023	0.018	0.006	0.001	0.009	0.009
Morfologia do canal	XBFWD_RAT	3.401	0.988	3.702	1.204	4.371	2.765	5.283	3.607	4.614	0.729
	XDEPTH_S	16.332	8.425	12.018	8.302	13.864	3.979	12.012	3.649	28.879	14.130
	XWIDTH	3.164	1.091	0.856	0.118	1.273	0.397	1.622	0.198	1.994	0.734
	XBKF_W	5.801	1.261	4.036	0.574	4.968	2.108	5.555	2.558	7.282	2.211
	XWD_RAT	12.649	1.989	6.285	2.977	8.128	1.319	8.918	1.918	5.487	3.637
	XBKA	46.568	12.287	55.239	16.301	41.494	11.612	39.015	25.599	48.242	4.063
	RP100.XDEPTH_	0.518	0.240	0.604	0.093	0.453	0.042	0.433	0.076	0.387	0.085
	PCT_FAST	45.956	35.497	8.540	9.723	11.462	6.813	16.667	11.681	26.557	23.101
	SINU	1.191	0.048	1.066	0.205	1.077	0.124	1.211	0.019	1.258	0.181
Substrato	PCT_BL	3.810	3.012	0.000	0.000	0.476	0.952	0.000	0.000	0.000	0.000
	PCT_CB	19.762	14.451	2.143	4.286	0.000	0.000	1.273	0.547	15.238	23.924
	PCT_SA	7.857	3.241	3.424	6.230	27.619	28.177	20.662	25.982	7.302	6.341
	PCT_FN	6.667	10.803	45.329	31.164	27.857	15.676	43.263	20.599	26.984	36.544
	PCT_SFGF_S	46.190	8.248	58.277	27.929	58.095	20.098	79.270	8.736	35.556	30.272
	PCT_WD	1.667	1.198	2.402	1.241	4.524	0.912	1.590	1.981	2.222	2.199
	PCT_RTSFBF	8.095	1.650	25.504	19.248	36.905	20.298	7.662	6.304	17.778	12.930
Madeira e abrigo	FLOW	0.085	0.092	0.147	0.216	0.008	0.004	0.030	0.008	0.096	0.025
	XCDENMID	77.106	11.640	91.578	3.589	94.218	2.337	91.444	10.523	79.234	14.784
	VCDENMID	4.498	2.386	4.838	3.077	4.552	1.209	9.578	12.036	14.526	10.023
	XGB	0.568	1.136	4.489	8.677	1.080	1.006	3.939	4.823	3.030	3.027
	W1H_HALL	1.014	0.615	1.214	0.498	1.673	0.846	1.801	0.891	0.457	0.188
	V3T_MSQ	0.005	0.003	0.006	0.008	0.001	0.002	0.003	0.005	0.000	0.000
Outros	V0W_100	1.504	0.113	0.696	0.232	0.720	0.184	1.025	1.092	0.670	0.313
	XFC_LWD	29.375	11.917	26.193	18.724	17.443	3.662	10.000	4.330	10.076	9.776
	XFC_LEB	19.773	3.021	23.239	11.447	43.920	18.724	7.424	1.050	10.152	7.277
	XFC_OHV	13.977	6.847	18.523	10.314	21.761	11.476	11.515	4.461	11.818	11.914
	XFC_TOT	115.682	25.775	111.193	44.169	134.716	61.736	62.727	18.670	71.515	27.531
Parâmetros físicos e químicos da água	NITRA	1.623	0.711	0.273	0.387	0.230	0.347	1.033	0.849	0.957	0.264
	FOSF	0.090	0.008	0.085	0.025	0.090	0.022	0.073	0.006	0.070	0.000
	AMON	0.028	0.010	0.028	0.010	0.030	0.008	0.013	0.006	0.027	0.006
	SILIC	2.845	1.850	8.415	7.052	6.790	5.003	0.753	0.290	1.367	1.027
	SEDIM	6.789	4.239	29.818	19.710	22.825	26.196	17.981	11.963	12.978	9.548
	COD	3.872	2.701	4.541	1.035	3.064	0.323	2.906	0.236	3.353	0.025
	NDO	0.099	0.077	0.156	0.059	0.258	0.204	0.129	0.078	0.137	0.042
	COND	27.150	2.953	33.629	30.791	24.208	25.223	32.333	15.728	47.567	26.758
	OXIG	8.143	0.401	6.248	1.615	6.456	1.574	8.378	0.161	7.379	0.642
	POT	0.343	0.106	0.423	0.444	0.543	0.527	0.853	0.352	1.117	0.343

APÊNDICE G: Grupos funcionais tróficos dos indivíduos amostrados ao nível de gênero

Ordem	Familia	Gênero	Total	GTF	Referência
Coleoptera	Dytiscidae	Bidessini	3	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Dytiscidae	Hydaticus	3	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Dytiscidae	Hydrodessus	1	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Dytiscidae	Laccophilus	11	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Dytiscidae	Megadytes	2	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Gênero M	70	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Gênero X	50	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Heterelmis	207	Generalista	Oliveira e Nessimian (2010)
Coleoptera	Elmidae	Hexacylloepus	16	Generalista	Oliveira e Nessimian (2010)
Coleoptera	Elmidae	Macrelmis	17	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Neoelmis	111	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Phanocerus	2	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Elmidae	Xenelmis	12	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Gyrinidae	Gyrinus	1	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Gyrinidae	Gyteres	2	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Hydrophilidae	Berosus	1	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Coleoptera	Hydrophilidae	Tropisternus	1	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Coleoptera	Lutrochidae	Lutrochus	26	Fragmentador	Valente-Neto e Fonseca-Gessner (2011)
Coleoptera	Noteridae	Suphis	1	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Coleoptera	Psephenidae	Psephenus	121	Raspador	Castro et al. (2016)
Coleoptera	Ptilodactylidae	Anchytarsus	1	Fragmentador	Souza (2014)
Decapoda	Aeglidae	Aegla	44	Fragmentador	Merritt, Cummins e Campbell (2014)
Decapoda	Palaemonidae	Macrobrachium	4	Predador	Souza (2014)
Diptera	Ceratopogonidae	Culicoides	1	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Ablabesmyia	123	Generalista	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Beardius	5	Fragmentador	Leite-Rossi et al. (2019)
Diptera	Chironomidae	Caladomyia	44	Coletor filtrador	Silva et al. (2008)
Diptera	Chironomidae	Chironomus	44	Generalista	Henriques-Oliveira, Nessimian e Dorvillé (2003)
Diptera	Chironomidae	Cladopelma	6	Coletor catador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Clinotanypus	11	Predador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Coelutanypus	19	Predador	Chará-Serna et al. (2012)
Diptera	Chironomidae	Corynoneura	46	Coletor catador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Cricotopus	32	Generalista	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Cryptochironomus	1	Predador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Dicrotendipes	33	Coletor catador	Santos e Rodrigues (2015)

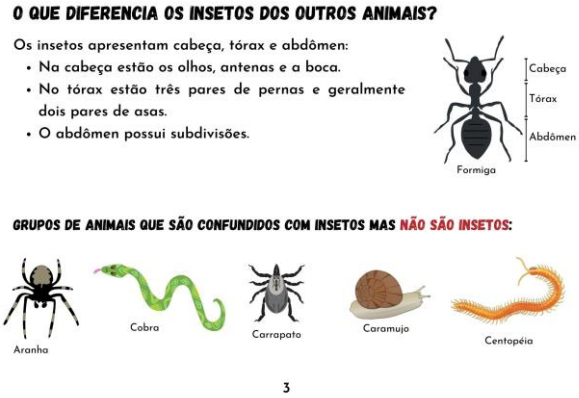
Diptera	Chironomidae	Djalmabatista	22	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Endotribelos	21	Fragmentador	Leite-Rossi et al. (2019)
Diptera	Chironomidae	Fissimentum	19	Coletor catador	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Fittkauymyia	21	Predador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Harnischia (tipo 5)	1	Coletor filtrador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Hudsonimyia	1	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Labrundinia	4	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Larsia	4	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Lauterborniella	3	Coletor catador	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Nanocladius	6	Predador	Leite-Rossi et al. (2019)
Diptera	Chironomidae	Onconeura	6	Fragmentador	Leite-Rossi et al. (2019)
Diptera	Chironomidae	Paracladius	2	Fragmentador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Parametriocnemus	89	Generalista	Henriques-Oliveira, Nessimian e Dorvillé (2003)
Diptera	Chironomidae	Parapentaneura	2	Predador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Paratendipes	43	Coletor catador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Pelomus	8	Coletor catador	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Pentaneura	210	Predador	Affonso (2010)
Diptera	Chironomidae	Phaenopsectra	26	Coletor catador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Polypedilum	68	Generalista	Saulino, Thompson e Trivinho-Strxino (2018)
Diptera	Chironomidae	Polypedilum (Tripodura)	24	Generalista	Saulino, Thompson e Trivinho-Strxino (2018)
Diptera	Chironomidae	Polypedilum gr. Fallax	2	Generalista	Saulino, Thompson e Trivinho-Strxino (2018)
Diptera	Chironomidae	Procladius	28	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Diptera	Chironomidae	Pseudochironomus	1	Coletor filtrador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Rheocricotopus	45	Coletor Filtrador	Tonello et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Rheotanytarsus	47	Coletor catador	Saito e Fonseca-Gessner 2014)
Diptera	Chironomidae	Stenochironomus	44	Fragmentador	Leite-Rossi et al. (2019)
Diptera	Chironomidae	Tanypus	6	Predador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Chironomidae	Tanytarsus	31	Coletor filtrador	Butakka et al. (2014)
Diptera	Chironomidae	Thienemannia	71	Coletor catador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Diptera	Chironomidae	Zavreliella	1	Coletor filtrador	Saito e Fonseca-Gessner (2014)
Diptera	Dixidae	Dixella	1	Coletor catador	Oliveira e Nessimian (2010)
Diptera	Empididae	Hemerodromia	18	Coletor catador	Oliveira e Nessimian (2010)
Diptera	Tabanidae	Tabanus	7	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	28	Raspador	Oliveira e Nessimian (2010)
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	37	Coletor catador	Souza (2014)
Ephemeroptera	Euthyplociidae	Campylocia	239	Coletor filtrador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Farrodes	34	Raspador	Dedieu et al. (2015)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Hylister	73	Coletor filtrador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Massartella	10	Coletor catador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Miroculis	2	Coletor catador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Needhamella	211	Generalista	Oliveira e Nessimian (2010)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Poranga	1	Raspador	Cummins, Merritt e Andrade

					(2005)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Thraulodes	6	Coletor catador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Tricorythopsis	4	Raspador	Baptista et al. (2006)
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Ulmeritoides	1	Raspador	Santos e Rodrigues (2015)
Hemiptera	Gerridae	Brachymetra	8	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Hemiptera	Naucoridae	Limnocoris	7	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Hemiptera	Veliidae	Microvelia	5	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Hemiptera	Veliidae	Rhagovelia	11	Predador	Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)
Lepidoptera	Crambidae	Parapoynx	3	Fragmentador	Oliveira e Nessimian (2010)
Lepidoptera	Crambidae	Petrophila	1	Fragmentador	Oliveira e Nessimian (2010)
Megaloptera	Corydalidae	Corydalus	2	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Odonata	Aeshnidae	Castoraeschna	1	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Odonata	Aeshnidae	Rhionaeschna	6	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Odonata	Coenagrionidae	Acanthagrion	1	Predador	Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)
Odonata	Coenagrionidae	Argia	10	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Coenagrionidae	Ischnura	4	Predador	Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)
Odonata	Corduliidae	Aeschnosoma	1	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Corduliidae	Neocordulia	10	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Gomphidae	Epigomphus	36	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Gomphidae	Neogomphus	13	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Gomphidae	Progomphus	43	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Libellulidae	Brechmorhoga	18	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Libellulidae	Dythemis	1	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Libellulidae	Gynothemis	3	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Libellulidae	Macrothemis	4	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Libellulidae	Orthemis	4	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Megapodagrionidae	Heteragrion	11	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Odonata	Megapodagrionidae	Oxystigma	39	Predador	Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)
Odonata	Megapodagrionidae	Philogenia	4	Predador	Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)
Odonata	Perilestidae	Perilestes	2	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Plecoptera	Gripopterygidae	Gripopteryx	3	Fragmentador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Plecoptera	Gripopterygidae	Guaranyperla	36	Coletor catador	Oliveira e Nessimian (2010)
Plecoptera	Gripopterygidae	Tupiperla	107	Coletor catador	Oliveira e Nessimian (2010)
Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	144	Predador	Cummins, Merritt e Andrade (2005)
Plecoptera	Perlidae	Kempnyia	10	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Plecoptera	Perlidae	Macrogynoplax	2	Predador	Oliveira e Nessimian (2010) Oliveira e Nessimian (2010)
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Helobdella	43	Predador	Santos e Rodrigues (2015)
Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus	233	Fragmentador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Ecnomidae	Austrotinodes	16	Coletor filtrador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Helicopsychidae	Helicopsyche	22	Raspador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Hydropsychidae	Leptonema	198	Coletor filtrador	Oliveira e Nessimian (2010)

Trichoptera	Hydropsychidae	Macronema	22	Coletor catador	Spies, Froehlich e Kotzian (2006)
Trichoptera	Hydropsychidae	Macrostemum	64	Coletor filtrador	Brasil et al. (2014)
Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea	395	Coletor catador	Spies, Froehlich e Kotzian (2006)
Trichoptera	Leptoceridae	Nectopsyche	1	Coletor catador	Spies, Froehlich e Kotzian (2006)
Trichoptera	Leptoceridae	Notalina	20	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Leptoceridae	Triplectides	35	Fragmentador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Leptophlebiidae	Oecetis	6	Predador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Odontoceridae	Marilia	12	Generalista	Saulino, Thompson e Trivinho-Strxino (2018)
Trichoptera	Philopotamidae	Chimarra	3	Coletor filtrador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Polycentropodidae	Cernotina	81	Predador	Spies, Froehlich e Kotzian (2006)
Trichoptera	Polycentropodidae	Cyrnellus	6	Coletor filtrador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Polycentropodidae	Polyplectropus	9	Coletor filtrador	Oliveira e Nessimian (2010)
Trichoptera	Xiphocentronidae	Machairocentron	3	Raspador	Brito (2016)

Em que: GTF refere-se a grupos tróficos funciomais

APÊNDICE H: Livreto sobre os insetos aquáticos e a importância de conservar riachos (material em processo de finalização).



6

7

8

9

10

11

12

13

Nome popular: Efeméridas
Ordem: Ephemeroptera (do grego: ephemeros = efêmero; pteron = asa)

As larvas são comuns em águas correntes e os adultos apresentam vida aérea muito breve. São organismos sensíveis às alterações no ambiente.

14

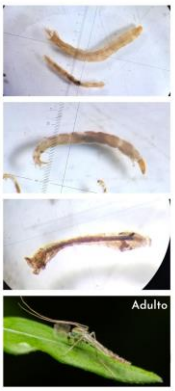
Nome popular: -
Ordem: Plecoptera (do grego: pleco = dobra; pteron = asa)

Todas as larvas de espécies brasileiras apresentam uma fase da vida em ambiente aquático, mais especificamente, em águas correntes limpas. São sensíveis às alterações no ambiente.

15

Nome popular: Borrachudo, Mosca, Mosquito e Mutuca
Ordem: Diptera (do grego: di-pteros = com duas asas)

As larvas são do tipo vermiforme e os adultos são aéreos. Estão presentes em todos os tipos de ambientes aquáticos, inclusive em ambientes degradados.



16

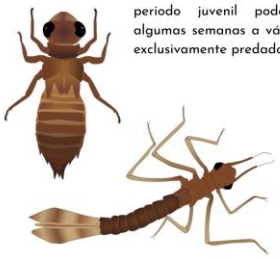
Nome popular: Besouro d'água
Ordem: Coleoptera (do grego: coleos = estojo; pterón = asa)

Várias famílias apresentam ciclo de vida exclusivamente aquático (Noteridae, Dytiscidae, Gyrinidae e etc). Existem larvas aquáticas e adultos adaptados a vida aérea (Psephenidae). Também é possível encontrar os tipicamente terrestres (Staphilinidae) com algumas espécies aquáticas.

17

Nome popular: Libélulas
Ordem: Odonata (odous = dente; gnatha = mandíbula)

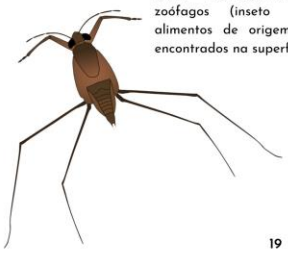
O adulto é alado e a forma juvenil se desenvolve em ambiente aquático. O periodo juvenil pode durar de algumas semanas a vários anos. São exclusivamente predadores.



18

Nome popular: Aranha d'água
Ordem: Hemiptera (do grego: héteros = diferente, contrário; pterón = asa)

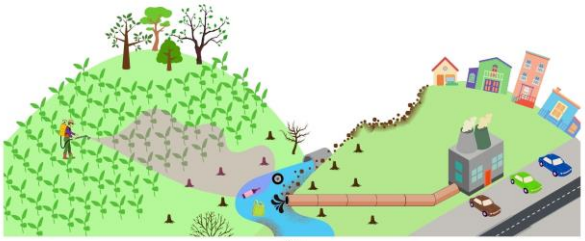
Dentre os Hemiptera, a subordem Heteroptera possui representantes aquáticos. O regime alimentar é muito variado, mas prevalecem os zoófagos (inseto que consome alimentos de origem animal). São encontrados na superfície da água.



19

QUAIS SÃO AS PRINCIPAIS AMEAÇAS AOS INSETOS AQUÁTICOS?

- Desmatamento de florestas ripárias
- Assoreamento do leito dos riachos
- Uso intensivo de agroquímicos
- Canalização dos riachos
- Poluição da água



20

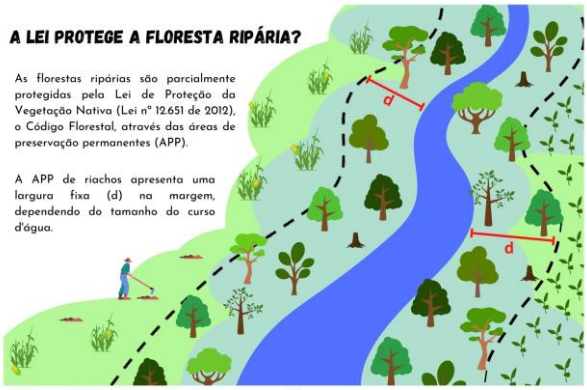
21

22

23

24

25



26

27

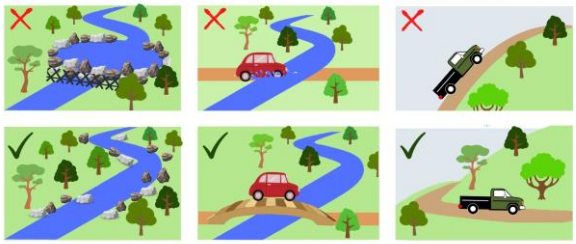
COMO CONCILIAR O MANEJO DO SOLO COM A CONSERVAÇÃO DE RIACHOS?

- Plantio direto
- Plantio em curvas de nível
- Rotação de culturas
- Plantio florestal em mosaico de idades
- Proteção e recuperação de florestas ripárias
- Evitar o acesso do gado no riacho

28

O QUE MAIS PODE SER FEITO PARA A CONSERVAÇÃO DE RIACHOS?

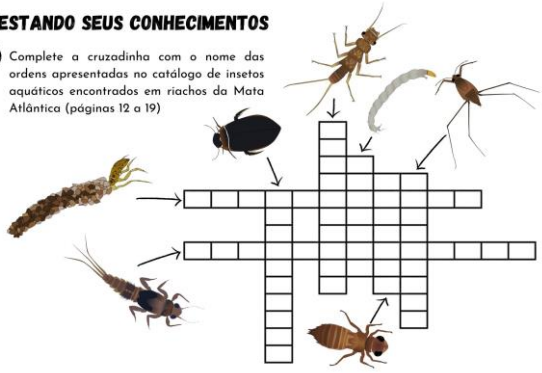
- Evitar barreiras no canal
- Construir pontes sobre riachos
- Construir estradas no sentido de menor inclinação



29

TESTANDO SEUS CONHECIMENTOS

1) Complete a cruzadinha com o nome das ordens apresentadas no catálogo de insetos aquáticos encontrados em riachos da Mata Atlântica (páginas 12 a 19)



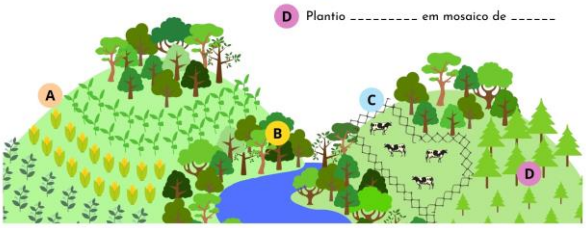
30

2) Encontre 6 imagens que ajudem na conservação de riachos e sua biodiversidade

31

3) Relacione as letras desta ilustração com a adoção de boas práticas de manejo do solo

- **A** Plantio em _____ __ _____
- **B** Proteção e recuperação da _____ _____
- **C** Evitar o acesso do ____ no riacho
- **D** Plantio _____ em mosaico de _____



32

RESPOSTAS

1)

2)

3)

- **A** Plantio em curva de nível
- **B** Proteção e recuperação da floresta ripária
- **C** Evitar o acesso do gado no riacho
- **D** Plantio florestal em mosaico de idades

33

COMO VOCÊ PODE AJUDAR A CONSERVAR RIACHOS E SUA BIODIVERSIDADE?

Água

Não descartar lixo, esgoto e comida de forma incorreta no ambiente pois a água da chuva pode levá-los até os riachos

Animais

Proteger a floresta ripária pois ela é o habitat de muitos animais silvestres

Plantas

Proteger e recuperar a floresta ripária com espécies nativas da região.

Reciclagem

Guardar o lixo reciclável em seus passeios na natureza e descartar em locais que fazem coleta seletiva

As denúncias no estado de São Paulo poderão ser feitas por meio dos seguintes canais:

Pelo celular: Aplicativo Denúncia Ambiente, disponível para Android e IOS.

Pelo site: http://denuncia.sigam.sp.gov.br/

Por telefone: Contate a unidade de Policia Ambiental mais próxima.

34

Este livreto é produto do projeto de pesquisa de doutorado desenvolvido por Gláucia R. Santos na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP), que buscou entender como um gradiente de intensidade de uso do solo afeta o habitat e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos situados na Mata Atlântica.

Apoio:

USP ESALQ · Laboratório de Hidrologia Florestal · CAPES · Fundação Carlos Botelho

35

QUEM SOMOS?

Gláucia R. Santos
Engenheira Florestal pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), mestre na Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (FCA/UNESP) e responsável pela arte gráfica, ilustrações e conteúdo a partir de estudos inspirados pela suo pesquisa de doutorado "Influência de diferentes usos do solo sobre a integridade ecológica de riachos situados na Mata Atlântica" no programa Recursos Florestais da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP).

Felipe Rossetti de Paula
Bacharel em Ciências Biológicas pela Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Ciências Biológicas-Zoologia pelo Instituto de Biociências de Rio Claro da Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" (UNESP). Doutor em Ciências Florestais pela Faculdade de Ciências Florestais da Universidade da Colúmbia Britânica (UBC) no Canadá. Atua na área de ecologia e conservação de riachos tropicais em paisagens agrícolas. Colaborou na revisão do conteúdo, ilustrações e arte gráfica.

Cecília Gontijo Leal
Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais, mestre e doutora em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras e Universidade de Lancaster no Reino Unido. Atualmente é pesquisadora de pós-doutorado na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo (USP). Estuda a biodiversidade dos riachos da Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica desde 2006, buscando entender os impactos que sofrem e o que podemos fazer pela sua conservação. Colaborou na revisão do conteúdo, ilustrações e arte gráfica.

Silvio Frosini de Barros ferraz
Concluiu a graduação em Engenharia Florestal pela Universidade de São Paulo em 1998. Cursou o doutorado em Recursos Florestais pela Universidade de São Paulo em 2004. Fez pós-doutorado pela Universidade de São Paulo em 2005. Foi professor do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências - UNESP Rio Claro de 2006-2008. Desde 2008 é professor do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP. Colaborou na revisão do conteúdo, ilustrações e arte gráfica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a equipe do Laboratório de Hidrologia Florestal (Esalq/USP) pelo suporte técnico e cientifico .

Aos funcionários do Parque Estadual Carlos Botelho pelas inúmeras colaborações nas atividades de campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo fornecimento da bolsa de pesquisa.

À Suzano por autorizar as atividades de campo nas áreas da empresa e fornecer suporte científico nas atividades de campo.

Aos estagiários, guarda-parques e auxiliares de pesquisa pela força mental e física, empenho nas atividades de campo e pela agradável companhias, são eles: Michel, William, Danilo, Joana, Raquel, Gabriel, Stéfani, Nilton, Barguam, Sérgio, Rogério, Adilson, Werther e Milena.

Ao Fernando Sujimoto por fornecer as diretrizes básicas para a elaboração das ilustrações dos insetos aquáticos.

Aos pesquisadores que forneceram imagens para compor o livreto: Frederico Salles, Gilberto Silveira, Karolina Serpa e Lucas Henrique de Almeida.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

BIBLIOGRAFIA UTILIZADA:

BENFIELD, E. F. Macroinvertebrates. In: HAUER, F. R.; RESH, V. H. (Eds.). Stream Ecology . 2nd. ed. San Diego: Elsevier, 2007. p. 711-718.

CARAMASCHI, É. P.; MAZZONI, R.; LEITÃO, R. P. Ecologia de peixes de riacho. Oecologia Australis, v. 25, n. 2, p. i-xii, 2021.

GUEVARA, G.; GODOY, R.; FRANCO, M. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. Limnologica, v. 68, p. 105-114, 1 Jan. 2018.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1. ed. Manaus - AM: Editora do INPA, 2014.

KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. Hydrobiologia, v. 685, n. 1, p. 1-17, 21 Apr. 2012.

LI, X. et al. Predicting the effect of land use and climate change on stream macroinvertebrates based on the linkage between structural equation modeling and bayesian network. Ecological Indicators, v. 85, p. 820-831, 1 Feb. 2018.

MACÊDO, M. V.; MONTEIRO, R. F.; FLINTE, V.; GRENHA, V.; GRUZMAN, E.; NESSIMIAN, J. L.; MASUDA, H. Insetos na Educação Básica. Volume único. Rio de Janeiro: Fundação CECIERJ, 2009.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. 1st. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

ANEXOS

ANEXO A: Modelo do protocolo de avaliação de riachos: localização do ponto de coleta, comprimento considerado e comentários gerais

PROTOCOLO DE VERIFICAÇÃO DO CANAL - RIACHOS/RIOS

Revisado por (Iniciais): _____

IDENTIFICAÇÃO DO PONTO (ID): _____ DATA: ___/___/_____

NOME DO LOCAL OU REFERÊNCIA: _____ EQUIPE: _____

COORDENADAS (GPS) UTM	Seção	Alt. (m)	Zona UTM	Coordenada Leste (X)	Coordenada Norte (Y)

DETERMINAÇÃO DO TRECHO DO RIO/RIACHO

Largura do canal usada para definir o trecho:	DISTÂNCIA (m) DO X-SITE		Comprimento total do trecho amostrado (m):	Comentários
	Comprimento a jusante	Comprimento a montante		

EQUIPE

Nome	Função: Biologia	Geomorfologia	Protocolo
	☐	☐	☐
	☐	☐	☐
	☐	☐	☐
	☐	☐	☐
	☐	☐	☐

ETIQUETAS DA COLETA DE PEIXES

Início (Seção A-B): _____ Fim (Seção J-K): _____

Observações

COMENTÁRIOS GERAIS

ANEXO B: Modelo do protocolo de avaliação de riachos: seção transversal.

Habitat Físico: SEÇÃO TRANSVERSAL DO CANAL/ZONA RIPÁRIA - RIACHOS

Revisado por (iniciais): _____

IDENTIFICAÇÃO DO PONTO (ID): _____ DATA: ___/___/_____ TRANSECTO: ☐ A ☐ B ☐ C ☐ D ☐ E ☐ F ☐ G ☐ H ☐ I ☐ J ☐ K Canal Lateral ☐

INFORMAÇÕES DO SUBSTRATO DA SEÇÃO TRANSVERSAL

	Dist. marg. esq. XX.XX m	Prof. XXX cm	Código Tam. clas.	Imersão 0-100%	Obs.
ESQ					
C.ESQ					
CENT					
C.DIR					
DIR					

CÓDIGOS DE CLASSES - TAMANHO DO SUBSTRATO	Imersão (%)
RL = Rocha Lisa - (Mais larga que um carro)	0
RR = Rocha Rugosa - (Mais larga que um carro)	0
CO = Concreto/Asfalto	
ML = Matacão Largo (1 até 4 m) – (Caixa d'água até um carro)	
MT = Matacão (25 cm até 1 m) – (Bola de basquete até caixa d'água)	
SX = Seixo (64 até 250 mm) – (Bola de tênis até bola de basquete)	
CG = Cascalho Grosso (16 até 64 mm) – (Jabuticaba até bola de tênis)	
CF = Cascalho Fino (2 até 16 mm) – (Joaninha até jabuticaba)	
AR = Areia (0.06 até 2 mm) – (Arenosa até tamanho de joaninha)	100
ST = Silte/Argila/Lama – (Não arenosa)	100
AC = Argila Consolidada (Hardpan) – (Substrato fino consolidado, firme)	
BF = Banco de Folhas (e galhos pequenos)	
MO = Matéria Orgânica Particulada	
MA = Macrófitas	
AL = Algas	
RZ = Raízes Finas de Mata Ciliar	
MD = Madeira (qualquer tamanho)	
OT = Outro (escreva comentário)	

MEDIDAS DA MARGEM

	Ângulo da margem 0 - 360	Margem escavada Dist. (m)	Obs.
Esquerda			
Direita			
Largura molhada XXX.X m			
Largura das barras de canal XX.X m			
Largura do leito sazonal XXX.X m			
Altura do leito sazonal XX.X m			
Altura da incisão XX.X m			

ABRIGO PARA PEIXES/ OUTROS

0 = Ausente (0%)
1 = Esparso (<10%)
2 = Médio (10-40%)
3 = Denso (40-75%)
4 = Muito denso (>75%)
(circule uma opção)

	Cobertura no canal	Obs.
Algas Filamentosas	0 1 2 3 4	
Plantas Aquáticas	0 1 2 3 4	
Pedaços de Madeira >0.3 m (GRANDE)	0 1 2 3 4	
Pedaços de Madeira/Arbustos <0.3 m (PEQ.)	0 1 2 3 4	
Árvores vivas ou raízes	0 1 2 3 4	
Banco de Folhas	0 1 2 3 4	
Vegetação pendurada =<1 m da Superfície	0 1 2 3 4	
Margem Escavada	0 1 2 3 4	
Matacão	0 1 2 3 4	
Estruturas Artificiais	0 1 2 3 4	

MEDIDAS DA COBERTURA DO DOSSEL

DENSIÔMETRO (0-17Max)

		Obs.			Obs.
Centro a montante			Centro a direita		
Centro a esquerda			Esquerda		
Centro a jusante			Direita		

Obs.	Comentário

ESTIMATIVAS VISUAIS DA ZONA RIPÁRIA

0 = Ausente (0%)
1 = Esparso (<10%)
2 = Médio (10-40%)
3 = Denso (40-75%)
4 = Muito Denso (>75%)

COBERTURA VEG. DA ZONA RIPÁRIA	Margem Esquerda	Margem Direita	Obs.
Dossel (>5 m altura)			
Árvores GRANDES (DAP >0.3 m)	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Árvores PEQUENAS (DAP <0.3 m)	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Sub-bosque (0.5 até 5 m altura)			
Arbustos lenhosos & mudas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Ervas sem tronco lenhoso & gramíneas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Vegetação Rasteira (<0.5 m altura)			
Arbustos lenhosos & mudas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Ervas sem tronco lenhoso & gramíneas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	
Solo sem cobertura vegetal ou serrapilheira	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	

INFLUÊNCIA HUMANA	0 = Ausente P = >10 m C = < 10 m B = Na margem		
	Margem Esquerda	Margem Direita	Obs.
Muro/dique/Canalização gabião/barramento	0 P C B	0 P C B	
Construções	0 P C B	0 P C B	
Estrada calçada ou cascalhada	0 P C B	0 P C B	
Rodovia/Ferrovia	0 P C B	0 P C B	
Canos (Captação/descarga)	0 P C B	0 P C B	
Entulho/Lixo	0 P C B	0 P C B	
Parque/Gramado	0 P C B	0 P C B	
Plantações de Grãos	0 P C B	0 P C B	
Pastagem/ campo de feno	0 P C B	0 P C B	
Silvicultura/ desmatamento	0 P C B	0 P C B	
Mineração	0 P C B	0 P C B	

Códigos Obs: K = Amostra não coletada ; U = Amostra suspeita F1, F2, etc. = obs. feita pela equipe de campo. Explique todas as observações na seção de comentários.

Habitat Físico: PERFIL LONGITUDINAL & PEDAÇOS DE MADEIRA DO RIACHO

Revisado por (Iniciais): ____

IDENTIFICAÇÃO DO PONTO (ID): _____ DATA: ____/____/_____ SEÇÃO: ☐ A-B ☐ B-C ☐ C-D ☐ D-E ☐ E-F ☐ F-G ☐ G-H ☐ H-I ☐ I-J ☐ J-K

PERFIL LONGITUDINAL

SOMENTE p/ os transectos A e B: Incremento (m) X.X: ____ Comprimento total do trecho (m): ____

TRAN-SECTO	PROFUNDIDADE DO TALVEGUE (cm) (XXX)	LARGURA MOLHADA (m) (XXX.X)	LARGURA DAS BARRAS DE CANAL 1		SEDIMENTOS PEQUENOS < CASCALHO	CÓDIGO DA UNIDADE DO CANAL	CÓDIGO DA FORMA DA PISCINA	CANAL LATERAL	REMANSO	OBS.	COMENTÁRIOS
			Presente	XX.X							
0			S N		S N			S N	S N		
1			S N		S N			S N	S N		
2			S N		S N			S N	S N		
3			S N		S N			S N	S N		
4			S N		S N			S N	S N		
*5			S N		S N			S N	S N		
6			S N		S N			S N	S N		
*7			S N		S N			S N	S N		
8			S N		S N			S N	S N		
9			S N		S N			S N	S N		
10			S N		S N			S N	S N		
11			S N		S N			S N	S N		
12			S N		S N			S N	S N		
13			S N		S N			S N	S N		
14			S N		S N			S N	S N		

CÓD. DA PISCINA

N = Não é piscina
Md = Pedaços grandes de madeira
Rz = Raiz
Mt = Matação ou rocha
D = Desconhecido

COMBINAÇÕES: Ex.: MdRz, MtMt

COD. DAS UNIDADES DO CANAL

PQ = Piscina após queda d'água
PE = Piscina entrincheirada no meio do canal
PM = Piscina formada pela margem
PB = Piscina formada por remansos [backwater]
PR = Piscina formada por represamento
GL = Fluxo suave
RI = Corredeira
RA = Rápido
CA = Cascata
FA = Queda
DR = Canal seco

SUBSTRATO

Transecto (5 ou 7)	ESQ	C.ESQ	CENT	C.DIR	DIR	OBS.
*						

OBS.	COMENTÁRIOS (para SUBSTRATO e PGM)

CÓDIGOS DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO

RL = Rocha Lisa
RR = Rocha Rugosa
CO = Concreto/Asfalto
ML = Matacão Largo
MT = Matacão
SX = Seixo
CG = Cascalho Grosso
CF = Cascalho Fino
AR = Areia
ST = Silte/Argila/Lama
AC = Argila Consolidada (Hardpan)
BF = Banco de Folhas
MO = Matéria Orgânica Particulada
MA = Macrófitas
AL = Algas
RZ = Raízes Finas de Mata Ciliar
MD = Madeira (qualquer tamanho)
OT = Outro

PEDAÇOS GRANDES DE MADEIRA

(diam. extremidade menor >10 cm ; comp. > 1.5 m) CHECAR SE OS QUADRADOS NÃO PREENCHIDOS CORRESPONDEM A ZERO ☐ OBS. ____

DIÂMETRO DA EXTREMIDADE MAIOR	PEÇAS OU PEDAÇOS DENTRO DO LEITO SAZONAL			PEÇAS DEPENDURADAS ACIMA DO LEITO SAZONAL		
	Comp. 1.5-5m	5-15m	>15m	Comp. 1.5-5m	5-15m	>15m
0.1-<0.3 m						
0.3-0.6 m						
0.6-0.8 m						
>0.8 m						

Códigos das OBS.: K = medição não realizada; U = medições suspeitas; F1, F2, etc. = obs. feitas pela equipe de campo; G1, G2, etc. para bandeiras não específicas para um transecto. Explique todas as OBS. nos Comentários
1 = Medida do comprimento da barra na estação 0 e meia estação (5 ou 7)

ANEXO D: Modelo do protocolo de avaliação de riachos: sinuosidade

Habitat Físico: DECLIVIDADE & DIREÇÃO - RIACHOS

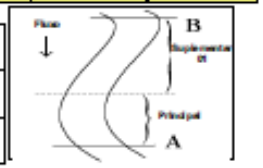
Revisado por (Iniciais): _____

IDENTIFICAÇÃO DO PONTO (ID): _____ DATA: ____ / ____ / _____

	PRINCIPAL (sempre usado)				SUPLEMENTAR - 01			SUPLEMENTAR - 02			
TRANSECTO & MÉTODO (Marque o método para cada Transecto)	Decliv.(%) ou Elev. Diferencial. (cm) (Marque as unidades para cada Transecto)	ANGULO 0 - 359	PROPOR-ÇÃO %	Decliv. (%) ou Elev. Diferencial. (cm)	ANGULO 0 - 359	PROPOR-ÇÃO %	Decliv.(%) ou Elev. Diferencial. (cm)	ANGULO 0 - 359	PROPOR-ÇÃO %	OBS.
A < B ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
B < C ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
C < D ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
D < E ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
E < F ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
F < G ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
G < H ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
H < I ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
I < J ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			
J < K ☐ CL ☐ TR ☐ NV ☐ MG ☐ LA ☐ OT	____.__ ☐ % ☐ cm			____.__			____.__			

COMENTÁRIOS

OBS.



Código das OBS.: K = Amostra não coletada; U = Amostra suspeita; F1, F2, M (M = Método - usar somente para métodos comentados) = obs. feita pela equipe de campo. Explique todas as OBS. na seção de comentários. CL=Clinômetro; NV=nível feito a mão; LA=Medidor laser; TR=passagem; MG=Mangueira (Nível de água), OT=Outro.

ANEXO E: Modelo do protocolo de avaliação de riachos: determinação de vazão

PROTOCOLO - DESCARGA DO RIACHO

Revisado por (Iniciais): _____

IDENTIDICAÇÃO DO PONTO (ID): _____ DATA: ___ / ___ / _____

☐ Área de velocidade

Unidades de distância: cm — Unidade de velocidade: m/s

Unidade de comprimento: cm

(A última medida deve ser da margem esquerda)

	Dist. da margem	Profundidade	Velocidade	Obs.
1	0			
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				
19				
20				

☐ Tempo de preenchimento

Medição	Volume (L)	Tempo (s)	Obs.
1	___.___	___.___	
2	___.___	___.___	
3	___.___	___.___	
4	___.___	___.___	
5	___.___	___.___	

☐ Objeto Flutuante Neutro

	Flutuação 1	Flutuação 2	Flutuação 3
Dist.flut.(m)			
Tempo flut. (s)			
Obs.			

Seções Transversais nos trechos de flutuação

	Seção a mont.	Seção interm.	Seção a jusante
Largura (m)	___.___	___.___	___.___
Profundidade 1 (cm)			
Profundidade 2			
Profundidade 3			
Profundidade 4			
Profundidade 5			

☐ Q (Vazão) — Se a descarga for determinada diretamente em campo, anote o valor aqui: Q = _____ m^3/s OBS ☐

Obs.	Comentários