



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL**

**DIVERSIDADE BETA E FATORES ATUANTES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS
COMUNIDADES DE EPT (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA)
NO CONTEXTO DE PAISAGEM FLUVIAL**

JHENIFER SIMÕES DOS SANTOS

Foz do Iguaçu
2023



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL**

**DIVERSIDADE BETA E FATORES ATUANTES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS
COMUNIDADES DE EPT (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA)
NO CONTEXTO DE PAISAGEM FLUVIAL**

JHENIFER SIMÕES DOS SANTOS

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
Coorientador: Prof. Dr. Frederico Falcão Salles

Foz do Iguaçu
2023

JHENIFER SIMÕES DOS SANTOS

**DIVERSIDADE BETA E FATORES ATUANTES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS
COMUNIDADES DE EPT (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA)
NO CONTEXTO DE PAISAGEM FLUVIAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Cleto Kaveski Peres
Orientador
UNILA

Dra. Lucíola Thais Baldan
UFPR

Dr. Pitágoras da Conceição Bispo
UNESP

Foz do Iguaçu, ____ de _____ de _____.

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA - PTI

S237

Santos, Jhenifer Simões dos.

Diversidade Beta e fatores atuantes sobre a distribuição das comunidade de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) no contexto de paisagem fluvial / Jhenifer Simões dos Santos. - Foz do Iguaçu, 2023.

48 p.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical. Foz do Iguaçu – PR, 2023.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres.

Coorientador: Prof. Dr. Frederico Falcão Salles.

1. Micro-habitat. 2. Macroinvertebrados. 3. Riachos. I. Peres, Prof. Dr. Cleto Kaveski. II. Prof. Dr. Salles, Frederico Falcão. III. Título.

CDU 574.5

*Dedicado ao meu amado sobrinho Josué,
que ainda tão pequeno tateia o mundo
cheio de curiosidade e perguntas, que a
vontade de questionar e aprender o
acompanhem por toda a vida.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois para mim tudo, acima e abaixo, visível e invisível, tudo começa nEle e nEle encontra propósito.

Agradeço a Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), pelo acolhimento, por representar com excelência o significado de ensino, pesquisa e extensão e pela constante resistência.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical (PPGBN), pela competência e dedicação.

Ao Programa de Bolsas Institucionais da UNILA (PROBIU) pela bolsa concedida (documento 23422.003885/2021-89), ao longo de todo o período de mestrado.

Agradecemos à Fundação Parque Tecnológico Itaipu e a Itaipu Binacional, pelo financiamento, apoio técnico e logístico envolvidos nesse projeto.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Cleto K. Peres, meus mais sinceros agradecimentos. Por abrir a porta para mim, me concedendo a oportunidade de desenvolver esta dissertação, aceitando me orientar apesar do desafio. Sou muito grata por todo o apoio, por ouvir as minhas ideias e não medir esforços para que tudo corresse bem com o desenvolvimento deste trabalho.

Ao coorientador, Prof. Dr. Frederico F. Salles, por aceitar a coorientação desta dissertação.

A Prof^a. Dra. Lucíola Thais Baldan e Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo, por gentilmente aceitarem o convite em contribuir com esse trabalho, através de dicas e apontamentos que o guiaram para que se tornasse melhor.

A querida amiga, que acompanhou de perto todo esse caminho, Dra. Patrícia Iatskiu. Agradeço a Pati, esse encontro tão feliz que tive em Foz do Iguaçu, pela paciência em me ouvir, pelas conversas em casa nos finais de tarde acompanhadas de um café e muitas risadas.

Aos meus amigos soteropolitanos, Dr. Rogério Campos e Dr. Tácio Duarte. Fields e Tácio, tudo teria sido mais difícil sem a ajuda de vocês, agradeço a parceria e colaboração no trabalho com os macroinvertebrados, foi um prazer conhecê-los.

A Dra. Elaine Bartozek e sua família, por receber a mim e meus colegas recém-chegados em Foz do Iguaçu tão bem, por estarem sempre dispostos a nos ajudar no

que fosse preciso. Elaine, particularmente agradeço também as dicas preciosas que me deu em relação a este trabalho.

As outras amizades feitas no período em que estive em Foz do Iguaçu, a quem contribuiu de alguma forma com esta dissertação, a todos os membros do laboratório de limnologia: Gabriela Alves (Gabi), Mariana Albuquerque (Mari), Marina Auricchio, Iracy Maiany, Raquel Izidório, Éric Augusto e Gabriel Oliveira.

Do meu orientador aos meus colegas: guardarei com carinho as lembranças do período de mestrado em que estive em Foz do Iguaçu, os almoços, as comemorações, as histórias, os memes, as coletas, vocês me ajudando a carregar e amarrar sacos que não acabavam mais, as inúmeras vezes em que choramos de tanto rir e os dias em que o riso não era possível e o silêncio se fazia presente e ainda assim, sempre havia um rosto amigo por perto. Deixo aqui minha torcida pela felicidade e sucesso de cada um.

Agradeço também aos amigos que deixei em Cascavel, especialmente à Melissa Paoletti e Thélío Caudinski por entenderem as minhas ausências, sempre torcendo por mim e não cansando de me perguntar quando eu voltaria.

Ao Luciano Lazzarini Wolff, por todo o incentivo para que eu começasse essa jornada e por me ajudar a achar os meios para que isso fosse possível. Pela compreensão e companhia, por acreditar tanto em mim e sempre me lembrar que tudo daria certo.

Por fim, agradeço a minha família pelo apoio, amor e cuidado incondicionais ao longo de toda minha trajetória acadêmica, em especial a minha mãe Maria e meus irmãos Maycon e Gabriel.

Obrigada gente!

“Dizem que antes de um rio entrar no mar, ele treme de medo. Olha para trás, para toda jornada que percorreu, para os cumes, as montanhas, para o longo caminho sinuoso que trilhou através de florestas e povoados e vê a sua frente um oceano tão vasto, que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar. Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. O rio precisa aceitar sua natureza e entrar no oceano. Somente ao entrar no oceano o medo irá se diluir, porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas de se tornar o oceano.”

(Rajneesh Jain)

SANTOS, Jhenifer Simões dos. **Diversidade beta e fatores atuantes sobre a distribuição das comunidades de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) no contexto de paisagem fluvial**. 48p. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2023.

RESUMO

Ambientes aquáticos podem ser caracterizados como um contínuo gradiente de condições dinâmicas e heterogêneas, incluindo um mosaico de micro-habitats. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são três ordens de insetos apontadas como modelos representativos dos padrões ecológicos ocorrentes na comunidade de macroinvertebrados. A diversidade beta (DB), aliada aos seus componentes de substituição e aninhamento e outras abordagens como LCBD (*Local Contributions to Beta Diversity*), um indicador comparativo da singularidade ecológica dos locais, possibilita integrar a atuação de fatores ambientais e a particularidade das espécies para melhor compreensão da DB. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a diversidade beta e seus componentes na comunidade de EPT em diferentes micro-habitats, sendo eles SCO (areia e argila), PED (cascalho, seixo e matacão), FRA (folhas de fluxo rápido) e FRE (folhas de remanso) de riachos da Bacia Hidrográfica do Paraná 3 (BP3). Para isso, foram realizadas coletas em doze riachos da BP3, com o auxílio do amostrador tipo *Surber* em quatro tipos de substratos em réplicas, categorizados em SCO, PED, FRA e FRE. Os valores de DB foram estimados para o conjunto de micro-habitats e para cada categoria definida e posteriormente, foram particionados nos componentes de substituição e aninhamento. A distribuição dos gêneros de EPT entre micro-habitats foi testada por meio da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA). O índice de valor indicador (IndVal) foi executado para apontamento de possíveis gêneros indicadores em cada micro-habitat. Realizamos também uma análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) em combinação com a análise de coordenadas principais (PCoA), sequencialmente testada pela análise de variância (ANOVA). Os valores de LCBD também foram calculados para cada micro-habitat, bem como, a relação entre LCBD e riqueza e LCBD e as variáveis ambientais selecionadas, dentre elas parâmetros físico-químicos da água. A DB foi maior na categoria SCO onde teve também maior contribuição da substituição, FRA apresentou menor DB e maior aninhamento. A PERMANOVA demonstrou efeito significativo na mudança de composição de gêneros entre os micro-habitats avaliados. O IndVal apontou gêneros associados a cada micro-habitat, em SCO (*Apobaetis*), PED (*Camelobaetidius*), FRA (*Anacroneuria* e *Chimarra*) e FRE (*Phylloicus*, *Ulmeritoides* e *Triplectides*). Conforme a ANOVA, verificamos que não existe diferença significativa de dispersão entre as quatro categorias de micro-habitat, avaliadas pela PERMDISP em combinação com a PCoA. Em um padrão geral, o LCBD foi maior em pontos mais degradados, independentemente do tipo de micro-habitat amostrado. LCBD e riqueza apresentaram relação significativa apenas na categoria FRE. Por fim, em nenhuma das categorias de micro-habitat testados existe uma relação significativa entre variáveis ambientais e LCBD. A partição da DB em seus componentes, aliada a abordagem de LCBD, auxiliaram na compreensão de padrões ecológicos em escalas locais, mostrando-se uma ferramenta eficaz na avaliação da biodiversidade da BP3 e um apontador na tomada de decisões relacionadas a definição de áreas prioritárias para conservação.

Palavras-chave: Micro-habitat. Substituição. Aninhamento. Insetos aquáticos. Riachos.

SANTOS, Jhenifer Simões dos. **Beta diversity and factors acting on the distribution of EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) communities in the river landscape context.** 48p. Master's thesis of the Graduate Program in Neotropical Biodiversity - Federal University of Latin American Integration, Foz do Iguaçu, 2023.

ABSTRACT

Aquatic environments can be characterized as a continuous gradient of dynamic and heterogeneous conditions, including a mosaic of microhabitats. Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) are three orders of insects that are pointed out as representative models of ecological patterns occurring throughout the macroinvertebrate community. Beta diversity (BD), along with its turnover and nestedness components and other approaches such as LCB (Local Contributions to Beta Diversity), a comparative indicator of the ecological uniqueness of sites, enables the integration of environmental factors and species particularity for a better understanding of BD. The general objective of this work was to evaluate beta diversity and its components in the EPT community in different microhabitats, namely SCO (sand and clay), PED (gravel, pebbles, and boulders), FRA (riffle leaf litter), and FRE (pool leaf litter), of streams in the Paraná Watershed 3 (PW3). To achieve this, collections were made in twelve PW3 streams, using a Surber sampler in four types of substrates in triplicates, categorized as SCO, PED, FRA, and FRE. BD values were estimated for the set of microhabitats and for each defined category, and then partitioned into turnover and nestedness components. The distribution of EPT genera among microhabitats was tested through multivariate permutation analysis of variance (PERMANOVA). The indicator value index (IndVal) was executed to identify possible indicator genera in each microhabitat. We also performed a multivariate permutation dispersion analysis (PERMDISP) in combination with principal coordinate analysis (PCoA), sequentially tested by analysis of variance (ANOVA). LCB values were also calculated for each microhabitat, as well as the relationship between LCB and richness and LCB and selected environmental variables, including physical and chemical water parameters. BD was higher in the SCO category, where turnover also had the greatest contribution, FRA showed lower BD and higher nestedness. PERMANOVA demonstrated a significant effect on the change in genera composition among evaluated microhabitats. IndVal pointed out genera associated with each microhabitat, in SCO (*Apobaetis*), PED (*Camelobaetidius*), FRA (*Anacroneuria* and *Chimarra*), and FRE (*Phylloicus*, *Ulmeritoides*, and *Triplectides*). According to ANOVA, we verified that there is no significant difference in dispersion among the four categories of microhabitat, evaluated by PERMDISP in combination with PCoA. In general, LCB was higher in more degraded points, regardless of the type of microhabitat sampled. LCB and richness showed a significant relationship only in the FRE category. Finally, in none of the tested microhabitat categories is there a significant relationship between environmental variables and LCB. The partition of BD into its components, coupled with the LCB approach, aided in the understanding of ecological patterns at local scales, proving to be an effective tool in the evaluation of PW3 biodiversity and a pointer in decision-making related to defining priority conservation areas.

Keywords: Microhabitat. Turnover. Nestedness. Aquatic insects. Streams.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.** Localização dos pontos de amostragem, inseridos na Bacia Hidrográfica do Paraná 3.....20
- Figura 2.** Uso da terra nas áreas adjacentes aos locais de amostragem. (A) 02, (B) 04, (C) 06, (D) 08. A linha laranja indica aproximadamente o trecho onde foram realizadas as amostragens. Fonte: Google Earth.....22
- Figura 3.** Uso da terra nas áreas adjacentes aos locais de amostragem. (E) 09, (F) 10, (G) 11, (H) 12, (I) 13, (J) 14, (K) 15 e (L) 16. A linha laranja indica aproximadamente o trecho onde foram realizadas as amostragens. Fonte: Google Earth.....23
- Figura 4.** Diversidade beta dos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), estimada para o conjunto de micro-habitats amostrados (TODOS) e para as quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso), com a contribuição dos componentes de substituição e aninhamento.....27
- Figura 5.** Diagrama de Venn para 4 conjuntos, com a associação de gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) com as quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso), e demais combinações.....28
- Figura 6.** Análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) para os dados de abundância dos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nas quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso).....29
- Figura 7.** Relação entre a Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD) e a Riqueza baseada nos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) para os quatro tipos de micro-habitats definidos (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso).....30

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo geral:.....	19
2.2 Objetivos específicos:	19
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Delineamento amostral	21
3.3 Coleta do material biológico e determinação de parâmetros físico-químicos da água.....	23
3.4 Procedimentos laboratoriais	24
3.5 Análises estatísticas	25
4 RESULTADOS.....	27
5 DISCUSSÃO.....	31
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	35
7 REFERÊNCIAS.....	36
APÊNDICES.....	43

1 INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados aquáticos são um grupo diversificado, muito empregado em programas de monitoramento biológico (BAPTISTA, 2008), o que pode ser atribuído principalmente ao fato de: i) possuírem ampla distribuição e grande número de espécies com diferentes respostas aos impactos ambientais (sensíveis, tolerantes e resistentes); ii) apresentarem ciclo de vida longo e serem fáceis de coletar; iii) refletirem efeitos ambientais que ocorrem além da situação momentânea; iv) possuírem relação direta com o ambiente ao longo de todo o ciclo de vida, com a dispersão dos imaturos através do ambiente aquático e, no caso dos insetos adultos pela extensão das margens dos rios (BRANCO; BISPO, 2014; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2019; COSTA).

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são três ordens de insetos a serem destacadas entre os macroinvertebrados, isso deve-se principalmente à elevada ocorrência em riachos de baixa a média ordem, inclusão de táxons diversificados e sensibilidade às pressões ambientais (BISPO & OLIVEIRA, 2007). Além disso, são apontados como modelos suficientemente representativos dos padrões ecológicos ocorrentes em toda a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (BEAUCHARD; GAGNEUR; BROSSE, 2003; SIVARUBAN et al., 2020). Essa representatividade deve-se especialmente às respostas dessas três ordens às perturbações ambientais, ressaltando a importância de condições locais (cobertura vegetal, declividade, heterogeneidade ambiental, frequência de perturbações) na estruturação das comunidades (BISPO & OLIVEIRA, 1998; BONADA et al., 2006; BIASI et al., 2010). Por estas razões, os EPT foram selecionados como organismos modelo em nosso estudo.

A distribuição das espécies no ambiente é um tema recorrente em ecologia de comunidades (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). O conjunto de variáveis em diferentes escalas (regionais e locais) que atuam sobre o ambiente aquático compõem os pilares que estruturam espacialmente as comunidades (GOLDSTEIN et al., 2007). Considerando o ambiente aquático como um contínuo gradiente de condições dinâmicas e heterogêneas, os organismos possivelmente responderão de maneiras distintas à combinação de variáveis encontradas (CALOW, 2009). Isso ocorre devido principalmente aos diferentes padrões de dispersão, interações bióticas entre as

espécies, estratégias adaptativas presentes nos grupos e características do habitat (BAPTISTA, 2008).

Desse modo, tornaram-se crescentes os estudos que buscam compreender, avaliar e mensurar os diferentes processos que afetam a diversidade nas comunidades biológicas (MAGURRAN & MCGILL, 2011). De acordo com Whittaker (1960), a diversidade pode ser medida em três diferentes níveis de organização: diversidade alfa (α) que representa a diversidade local de espécies, diversidade beta (β) que representa a variação de espécies entre locais e diversidade gama (γ) que representa a diversidade total de espécies em uma região. Considerando a escala (espacial e temporal) e processos ecológicos que operam sobre a mudança de composição nas comunidades (diversidade beta), podemos avançar nas inferências a respeito dos fatores que promovem tais mudanças (BARROS et al., 2014; LEGENDRE, 2019).

A diversidade beta está associada à maneira como as espécies respondem à heterogeneidade ambiental ao longo de gradientes ecológicos (HEINO, 2009). Assim, é um componente de diversidade que mensura a variação na composição de espécies entre locais, dentro de uma mesma região de interesse (WHITTAKER, 1960). O índice de diversidade beta pode ainda ser particionado em dois componentes, substituição e aninhamento. A substituição trata-se da troca de espécies por outras ao longo de um gradiente, que pode estar relacionada a fatores de origem natural ou antrópica e a fatores históricos (BASELGA, 2010). O aninhamento refere-se a perda local de espécies e pode estar relacionado com fatores que promovam a desagregação ordenada das comunidades, como degradação do habitat ou isolamento espacial (CALDERÓN-PATRÓN; MORENO; ZURIA, 2012).

Em ambientes mais heterogêneos, as comunidades de EPT podem ter o componente de substituição favorecido (ASTORGA et al., 2012; HEINO; MELO; BINI, 2015). Isso ocorre porque a heterogeneidade se dá em relação aos micro-habitats dentro do riacho que, por contemplarem espécies com diferentes requisitos ambientais, fornecem mais nichos e, conseqüentemente, aumentam as possibilidades de exploração de recursos, elevando os valores de diversidade beta (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006). Assim, a homogeneização ambiental tende a reduzir a diversidade beta (OLDEN; COMTE; GIAM, 2018), favorecendo a atuação do aninhamento sobre os EPT (EGLER et al., 2012) e operando como um filtro na

composição da comunidade, através da modificação de habitats e perda de espécies (HEINO et al., 2015).

Além disso, considerando o papel dos fatores ambientais e a biologia das espécies como elementos-chave para a diversidade beta, Legendre & Cáceres (2013) trouxeram para o debate o papel da contribuição dos locais (LCBD - *Local Contributions to Beta Diversity*) para a diversidade beta. Nesta abordagem, o LCBD é um indicador comparativo da singularidade ecológica dos locais, que é a combinação de condições ecológicas específicas e das espécies que compõem a comunidade, independentemente de serem sistemas mais preservados ou alterados (LEGENDRE & CÁCERES, 2013; BOURASSA; FRASER; BEISNER, 2017).

Podemos associar elevados valores de riqueza a sistemas mais preservados (KONG et al., 2017; PAIVA et al., 2021), uma vez que, a maior variedade de habitats e recursos pode comportar espécies diversas, aumentando os valores de LCBD (LEGENDRE & CÁCERES, 2013). Entretanto, alguns trabalhos têm demonstrado uma relação negativa dos valores de LCBD com a diversidade de EPT (HEINO & GRONROOS, 2017; PAIVA et al., 2021). Os elevados valores de LCBD em contraste com a baixa diversidade de alguns locais, pode estar relacionada a ocupação destes ambientes por espécies mais tolerantes às perturbações ambientais (PAJUNEN; LUOTO; SOININEN, 2017), ou ainda entre a relação de espécies comuns e raras das comunidades (SILVA; HERNÁNDEZ; HEINO, 2018).

As condições locais encontradas ao longo da paisagem, resultam na variação de ambientes disponíveis (MAXIMIANO, 2004). Em paisagens fluviais essa variação está relacionada principalmente à estrutura, à presença de vegetação onde os riachos estão inseridos e ao uso do solo, pois estas características condicionam a ocupação de atividades antrópicas diferenciadas (MARTINS, 2007). O ambiente lótico é particularmente dinâmico e, ao longo de seu gradiente, podemos encontrar uma combinação variada de fatores, os quais afetam a composição local de espécies (HART, 1992). Essa combinação é o reflexo da integração dos elementos que compõem a bacia hidrográfica, visto que este é um sistema aberto e não isolado (GORAYEB; PEREIRA, 2014).

Desta forma, os processos ecológicos que observamos em regiões de bacias hidrográficas podem ser o resultado de processos locais, regionais e históricos que ocorreram anteriormente (BAUTISTA; SOEIRO; NASCIMENTO, 2016). O Paraná possui 16 bacias hidrográficas, sendo que 4% do território paranaense é representado

pela Bacia hidrográfica do Paraná 3 (SEMA, 2013). Essa bacia contempla o uso da terra principalmente para atividades agrícolas, que envolvem o cultivo de soja, milho, trigo e aveia. As interferências sociais, econômicas e culturais que ocorreram ao longo do tempo, levaram a alterações e novos padrões fitofisionômicos e de funcionamento da paisagem, refletindo a singularidade de características únicas encontradas nas Bacias do rio Paraná adjacentes ao reservatório de Itaipu (ROCHA & BADE, 2018).

Comumente, o estudo de paisagens está ligado ao ambiente terrestre, de modo que rios e riachos são incluídos neste contexto, enquadrando-se no estudo de paisagens ribeirinhas (FAUSCH et al., 2002). De fato, ações antrópicas relacionadas ao uso e ocupação do solo na bacia comprometem os ecossistemas aquáticos (CUNHA, 2013). Um dos fatores ligados a este comprometimento implica na remoção de vegetação ciliar, que ocasiona principalmente aumento da entrada de luz, favorecendo processos como a eutrofização, perturbando a estrutura trófica do ecossistema aquático e transporte de sedimentos para dentro do riacho, alterando a composição de habitats (ALLAN, 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006).

Embora o estudo de ambientes lóticos esteja associado ao que acontece em seu entorno (TOWNSEND et al., 2003), rios e riachos possuem sua própria estrutura interna (WIENS, 2002). Os sistemas fluviais apresentam características hidro geomorfológicas que ocasionam diferentes zonas no riacho, entre elas de “fluxo lento” como em áreas de remanso, ou “fluxo rápido” como em áreas de corredeira, formando diferentes mesohabitats (PRINCIPE et al., 2007). Esses diferentes mesohabitats, como resultado da estrutura física do riacho, podem favorecer a colonização de alguns organismos e restringir a ocorrência de outros, principalmente em função do arraste dos indivíduos, causado pela correnteza (UIEDA; ALVES; SILVA, 2016).

Em uma escala menor, é possível identificar também uma composição variada de micro-habitats, que contempla desde sedimento fino (mais instável para os organismos), rochas (mais complexo e estável, propiciando uma fauna mais diversa e abundante) até material vegetal (importante recurso para os organismos bentônicos) (UIEDA & RAMOS, 2007; COSTA & MELO, 2008). Sendo assim, sob o cenário de paisagem aquática, é possível encontrar uma composição variada de habitats, resultado das interações de fatores, como: condições físicas do ambiente, disponibilidade de alimento e de nutrientes, fluxo, características do substrato e concentração de oxigênio (OLIVEIRA et al., 2005; ALLAN & CASTILLO, 2007).

Em conjunto, essas condições afetam a composição de organismos, variando conforme as estratégias adaptativas, capacidade de dispersão e preferências alimentares de cada um (MOLOZZI et al., 2011). Ressalta-se assim, a importância de buscar entender a relação entre locais e organismos, em diferentes escalas de habitat. No contexto de paisagem fluvial, a estrutura espacial em diferentes riachos, atua como fator determinante nos padrões de diversidade encontrados (WIENS, 2002). Sendo assim, os fatores ambientais locais, regionais e/ou históricos são os principais parâmetros para explicar os diferentes padrões de diversidade encontrados (NEKOLA & WHITE, 1999).

A integridade e a heterogeneidade ambiental, são diretamente afetadas pela degradação e fragmentação dos ecossistemas terrestres. Tais fatores evidenciam a necessidade de compreender e mensurar os impactos que essas alterações podem ter sobre a diversidade biológica (ASTORGA et al., 2014). A diversidade beta é um componente que pode capturar a natureza dinâmica dos fatores que regulam a biodiversidade (MORI; ISBELL; SEIDL, 2018). Aliada ao uso de EPT's em diferentes contextos de paisagem e habitats, é uma forma de conciliar ferramentas que considerem aspectos essenciais para a saúde e estabilidade do ambiente aquático (SIVARUBAN et al., 2022). Considerar as características singulares de micro-habitats amostrados (LCBD) e a estruturação das comunidades de EPT, possibilita o melhor reconhecimento de impactos e formas de amenizá-los, pela indicação de locais com alto valor de conservação ou bons candidatos para restauração.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL:

Avaliar a diversidade beta e seus componentes na comunidade de EPT em diferentes micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso) de riachos da Bacia Hidrográfica do Paraná 3.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Mensurar a contribuição dos componentes de substituição e aninhamento para a diversidade beta em cada micro-habitat (SCO, PED, FRA e FRE);
- Verificar a existência de diferença na composição de gêneros entre os micro-habitats (SCO, PED, FRA e FRE) e elencar os gêneros significativamente associados a cada micro-habitat;
- Investigar a atuação da dispersão (variação da composição de gêneros) entre os micro-habitats (SCO, PED, FRA e FRE);
- Estimar a contribuição dos locais para a diversidade beta (LCBD), de acordo com cada micro-habitat (SCO, PED, FRA e FRE);
- Analisar a relação entre LCBD dos micro-habitats amostrados (SCO, PED, FRA e FRE) e a riqueza de gêneros de EPT;
- Examinar a relação dos valores de LCBD dos micro-habitats com as variáveis ambientais selecionadas;

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas em novembro de 2021 em 12 riachos de 2° e 3° ordem, inseridos na Bacia Hidrográfica do Paraná 3, no entorno do Reservatório de Itaipu – região transfronteiriça (Brasil/Paraguai) (Figura 1).

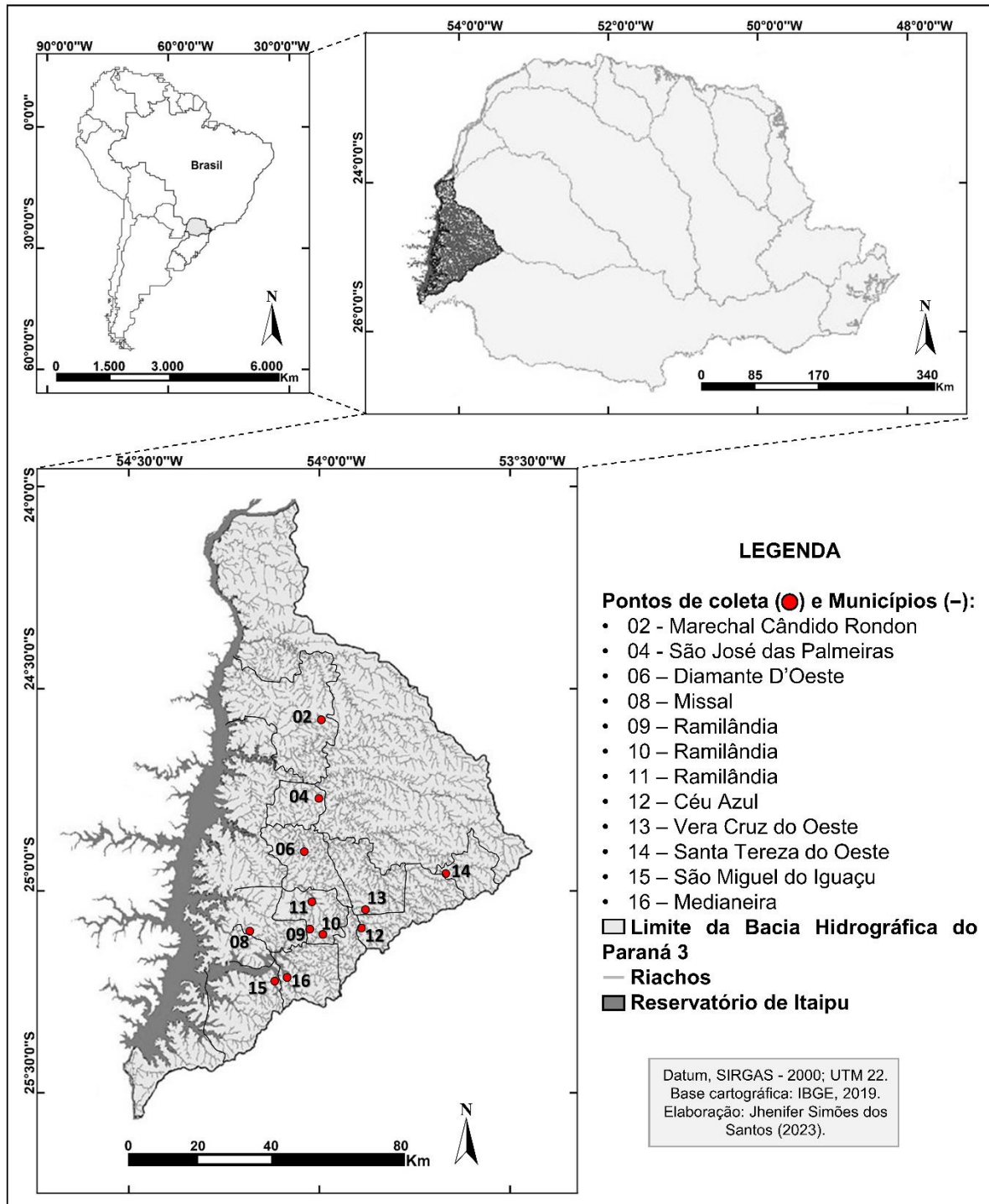


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem, inseridos na Bacia Hidrográfica do Paraná 3.

A Bacia Hidrográfica do Paraná 3 está localizada na mesorregião oeste do Estado do Paraná, abrangendo uma área superior a 8.000 km², alcançando 28 municípios (IAP, 2010). Esta região está incluída no Complexo Mata Atlântica, que devido às diferentes combinações de temperatura, altitude, solos e precipitação, pode ainda ser dividida em 15 ecorregiões. Nossa área de estudo compreende a Ecorregião Florestas do Alto Paraná, onde predomina a floresta estacional semidecidual, unidade fitogeográfica marcada pela dupla estacionalidade climática (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003; ROCHA & BADE, 2018).

A topografia da região caracteriza-se por áreas relativamente planas localizadas próximas ao rio Paraná e a outros rios principais, com altitude variando entre 150 e 250 m e planaltos relativamente planos, com altitudes entre 550 e 800 m.s.n.m. Além disso, verifica-se a presença de escarpas um tanto íngremes entre os principais rios e a região do planalto que, quando a cobertura florestal é removida, estas formas de relevo tendem a ficar extremamente expostas à erosão (LIGIER, 2000).

Em relação ao solo da região, é relativamente rico em nutrientes com uma grande variação em aspectos relacionados à textura, composição química e acidez. É geralmente profundo e avermelhado nas proximidades dos principais rios e por outro lado, em altitudes mais elevadas é menos profundo e mais pedregoso (LIGIER, 2000).

O clima é subtropical, a temperatura média do mês mais quente tende a ficar entre > 22 °C e < 18 °C nos meses mais frios com a ocorrência de até três geadas anuais. As chuvas não ocorrem de maneira uniforme e a precipitação fica entre 1.600 e 1.800 mm por ano, ocorrendo em menor volume na parte norte da ecorregião (ROCHA & BADE, 2018).

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Este trabalho provém de um projeto maior originário de uma parceria entre ITAIPU Binacional, Fundação Parque Tecnológico Itaipu e Unila. O projeto contou com duas fases de desenvolvimento. Na primeira fase, buscou-se compreender os efeitos de micropoluentes na biodiversidade de riachos das microbacias do entorno do Reservatório de Itaipu – região transfronteiriça (Brasil/Paraguai). A segunda fase do projeto esteve focada no estabelecimento de protocolos de biomonitoramento, por meio da integração de diferentes níveis da biodiversidade (genético e

comunidades) e métodos de estudos (clássicos e moleculares).

Todas as microbacias amostradas, pertencentes à Bacia Hidrográfica do Paraná 3, encontram-se distribuídas em 10 municípios da região Oeste do Paraná em áreas de paisagem com diferentes níveis de integridade. Isso porque, essa região é cenário de atividades agrícolas intensas, baseadas em sistemas de plantio direto com predominância de cultivos de soja, milho e trigo, e com algumas áreas de pastagens (KLANOVICZ & MORES, 2017; OUCHI-MELO et al., 2021). Conta também com a presença de grandes fazendas de gado (aves, suínos e piscicultura), posicionando o oeste do estado do Paraná como o maior produtor de proteína animal do Brasil (AEN, 2022).

Diante disso, foram analisadas imagens de satélite no programa Q-GIS 3.4 além do cálculo da cobertura relativa, feita no programa Fragstats 4.0 (MCGARIGAL & MARKS, 1995), para melhor caracterização do gradiente ambiental onde estão inseridas as microbacias amostradas (Figura 2 e Figura 3).

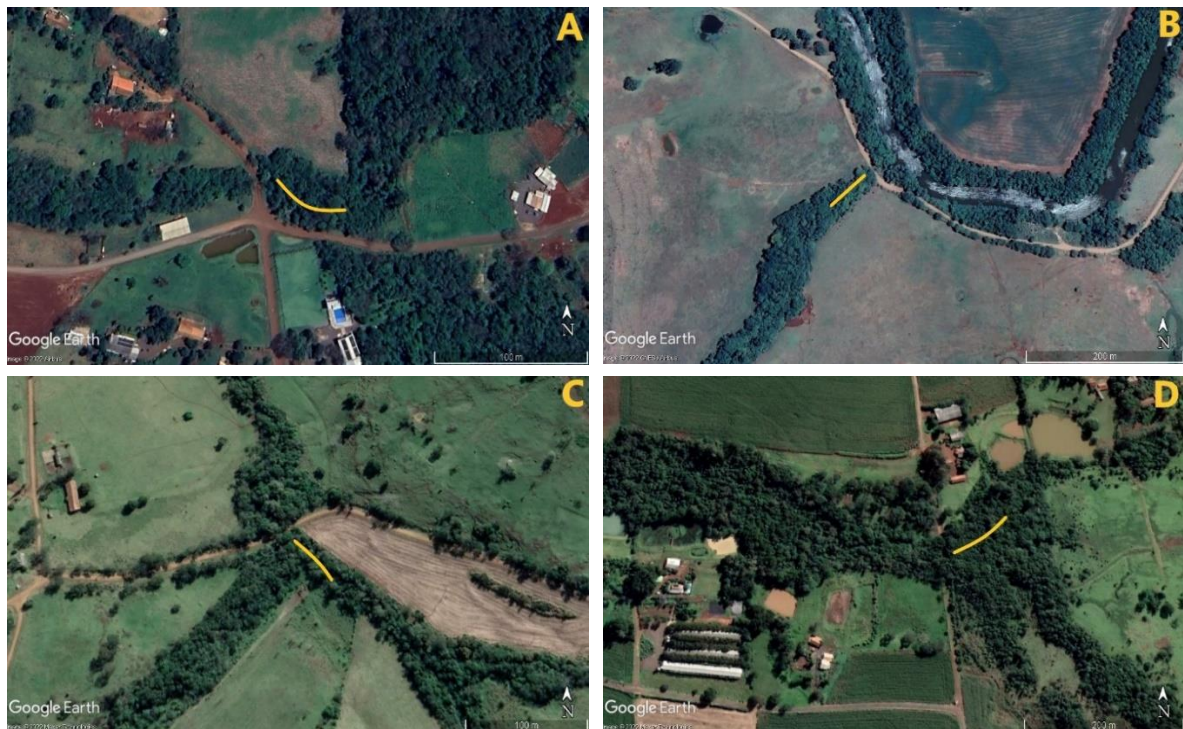


Figura 2. Uso da terra nas áreas adjacentes aos locais de amostragem. (A) 02, (B) 04, (C) 06, (D) 08. A linha laranja indica o trecho onde foram realizadas as amostragens. Fonte: Google Earth.

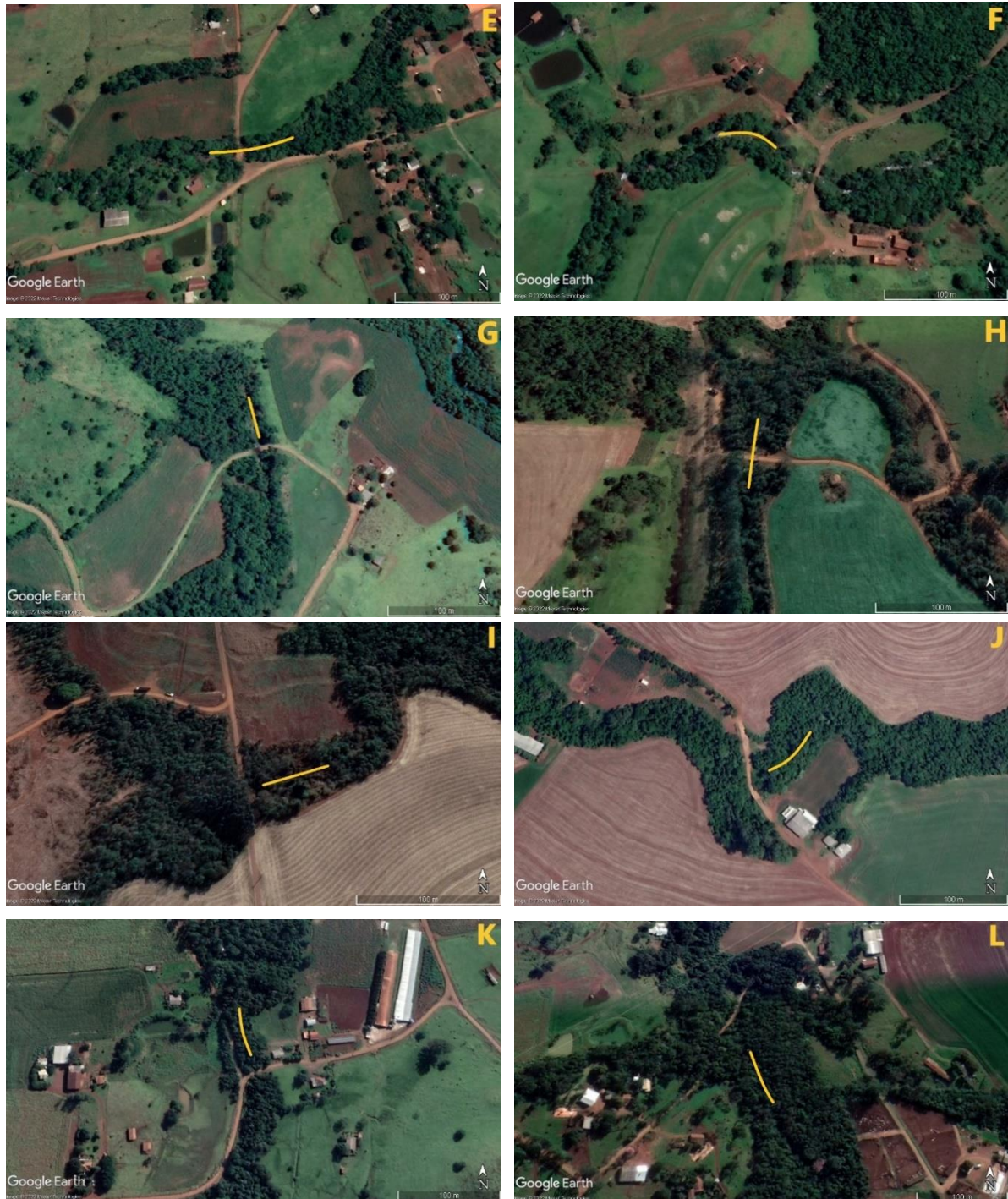


Figura 3. Uso da terra nas áreas adjacentes aos locais de amostragem. (E) 09, (F) 10, (G) 11, (H) 12, (I) 13, (J) 14, (K) 15 e (L) 16. A linha laranja indica o trecho onde foram realizadas as amostragens. Fonte: Google Earth.

3.3 COLETA DO MATERIAL BIOLÓGICO E DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

As amostragens foram realizadas ao longo de 4 dias. Foram amostrados três tipos de substratos, classificados em sedimento contido (areia e argila) que

denominamos como SCO, pedra (cascalho, seixo e matacão) rotulado como PED. O substrato folhiço (folhas e galhos) foi dividido em folhas de fluxo rápido, denominado como FRA e folhas de remanso, denominado como FRE (ALLAN & CASTILLO, 2007). Assim, foram obtidas quatro categorias de micro-habitats, para os quais foram feitas três réplicas, gerando 12 amostras por riacho e 144 amostras ao total.

Em cada riacho foi demarcado um trecho de cerca de 50 metros, onde foram conduzidas as amostragens dos macroinvertebrados aquáticos. Os macroinvertebrados foram coletados com amostrador do tipo *Surber* de 27x27 cm (portanto, 0,22 m² por riacho, por micro-habitat em cada riacho) com malha de 500 µm. O amostrador foi posicionado contra a correnteza e o substrato localizado dentro da área demarcada foi revolvido de modo que os macroinvertebrados fossem carregados para dentro da malha. Posteriormente, esses materiais foram transferidos para sacos plásticos devidamente identificados e fixados em formol 10%.

Em relação a amostragem de água e determinação de parâmetros físicos e químicos, conforme detalhado em Ouchi-Melo et al. (2021), a vazão (m³/s) foi mensurada com um medidor de corrente Modelo HY-18, para avaliação do parâmetro de qualidade da água pH, utilizamos uma sonda Horiba U-51. Para análise de nutrientes dissolvidos que incluem nitrato (µg L⁻¹) foi realizada uma cromatografia de íons (930 Compact IC Flex, Metrohm). A quantificação de biomassa acessada pela clorofila (µg.cm⁻²), seguiu a metodologia descrita em Bartozek et al. (2022).

3.4 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

O material obtido em campo, passou por três fases de manipulação. Na primeira fase, o material coletado foi inicialmente lavado no Laboratório Multidisciplinar da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila). Cada amostra foi retirada do saco plástico e lavada em água corrente, nesse processo o formol foi retirado das amostras e separado para descarte adequado. Contamos ainda com o auxílio de peneiras com malha de 500 µm, utilizadas para separar os substratos maiores, como pedras, folhas e galhos. As amostras limpas foram transferidas para potes de polietileno, onde ficaram armazenados com álcool 70%.

No Laboratório de Biodiversidade da Unila, demos início a segunda fase,

onde as amostras armazenadas anteriormente em potes foram transferidas para uma bandeja, os macroinvertebrados foram triados, retirados um a uma das amostras e transferidos para frascos de polietileno devidamente etiquetados, onde ficaram armazenados em álcool 70%. Na terceira fase os macroinvertebrados foram identificados ao nível de gênero, para isso contamos com o auxílio de microscópio estereoscópico e manuais de identificação (SALLES et al., 2004; OLIFIERS et al., 2004; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; GUTIÉRREZ & DIAS, 2015; HAMADA; THORP; ROGERS, 2018). Finalmente, o material identificado foi transferido para frascos de vidro, onde ficará armazenado.

3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R versão 4.2.2. A diversidade beta foi calculada para o conjunto de todos os micro-habitats amostrados e posteriormente para cada categoria. A diversidade beta foi estimada a partir da matriz de abundância observada dos gêneros de EPT registrados, essa matriz de táxons foi transformada pelo método Hellinger com o auxílio do pacote *vegan* (função *deconstand*) (LEGENDRE & CÁCERES, 2013). Em seguida, para cálculo da diversidade beta total (BDtotal), e partição dos componentes de substituição (*replacement*) e aninhamento (*nestedness*) foi utilizado o pacote *adespatial* (função *beta.div.comp*), além disso optamos pelo uso do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para execução de tais análises.

A distribuição dos gêneros de EPT entre os quatro tipos de micro-habitats avaliados (SCO, PED, FRA e FRE), foi testada por meio da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA). A PERMANOVA é usada para testar hipóteses multivariadas que comparam a abundância de diferentes espécies em resposta a diferentes tratamentos ou gradientes ambientais (ANDERSON, 2001). Portanto, esta análise foi realizada com base na abundância observada de gêneros de EPT, para isso utilizamos o pacote *vegan* (função *adonis2*) que utiliza por padrão a dissimilaridade de Bray-Curtis.

Após isso, executamos uma análise de espécies indicadoras por meio do índice de valor indicador (IndVal). O IndVal mede dois aspectos das espécies: fidelidade e especificidade. A fidelidade é igual ao número de lugares no grupo onde a espécie está presente dividido pelo número total de lugares do grupo. A especificidade é dada pela divisão da abundância média da espécie no grupo pela

somatória das abundâncias médias dos grupos (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). Para realização do IndVal, utilizamos o pacote *indicspecies* (função *multipatt*).

Em seguida, realizamos uma análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) em combinação com a análise de coordenadas principais (PCoA). A PERMDISP permite comparar se existe heterogeneidade nas variâncias entre os grupos e é um teste análogo ao teste de Levene de homogeneidade das variâncias, tem sido amplamente utilizado como um meio para avaliar a diversidade beta (ANDERSON; ELLINGSEN; McARDLE, 2006). Através dessa análise obtivemos as distâncias médias dos pontos amostrais em relação ao centróide de cada micro-habitat em um espaço multivariado de coordenadas principais, evidenciado pela PCoA e testada pela análise de variância (ANOVA). Para isso, utilizamos o pacote *vegan* (funções *vegdist* e *betadisper*).

Sequencialmente, com o auxílio do mesmo pacote (*adespatial*) utilizado para cálculo e partição da DB, foi calculada a Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (*Local Contribution to Beta Diversity* – LCBD). Os valores de LCBD indicam o quão único é uma unidade amostral para a composição das comunidades. Quanto maiores os valores de LCBD, maior é a contribuição de um local para a diversidade beta (LEGENDRE & CÁCERES, 2013).

Para avaliar a relação entre LCBD e riqueza utilizamos a regressão linear simples, aplicada justamente para analisar a relação entre uma variável preditora e uma variável resposta, uma vez que, a regressão assume uma relação de causa e efeito entre as variáveis. A avaliação da significância entre as variáveis, foi feita por meio da ANOVA (SILVA et al., 2022).

Por fim, selecionamos um conjunto de variáveis ambientais utilizadas para avaliar possíveis relações com LCBD de cada micro-habitat (SCO, PED, FRA e FRE). Primeiramente, os dados referentes às variáveis foram logaritmizados (\log^{10}), em seguida, utilizamos o fator de inflação de variância (VIF) para verificar a multicolinearidade entre esse conjunto de variáveis ambientais preditivas. Aquelas que apresentaram $VIF \geq 5$ foram consideradas fortemente correlacionadas e, portanto, excluídas. A correlação entre LCBD e variáveis ambientais locais foi verificada através da regressão linear simples e testadas por meio da ANOVA.

4 RESULTADOS

Foram coletados um total de 9.427 indivíduos de EPT, representando 15 famílias e 38 gêneros. Ephemeroptera foi a ordem mais abundante com 6.075 indivíduos, 4 famílias e 20 gêneros, seguido pela ordem Trichoptera com 3.231 indivíduos, 9 famílias e 16 gêneros e a ordem Plecoptera com 121 indivíduos, 2 famílias e 2 gêneros. Baetidae foi a família com maior número de gêneros (N=8), Hydropsychidae foi a família com maior número de indivíduos (N=2.043) representada também pelo gênero mais abundante, *Smicridea* (N=1.917) (Apêndice A).

A diversidade beta (DB) total foi estimada com base nos dados de abundância. Para o conjunto de micro-habitats, o valor de DB foi de 0,23. Quando avaliada individualmente para cada um dos micro-habitats, os valores de DB variaram de 0,23 a 0,35. O componente de substituição foi quem mais contribuiu para a DB, tanto para o conjunto de micro-habitats, quanto para as categorias SCO, PED, FRA e FRE.

A categoria SCO apresentou o maior valor de DB com 0,35 e foi quem mais contribuiu no componente de substituição com 0,33. Em contrapartida, a categoria com menor valor de DB foi FRA com 0,22 que por outro lado foi quem mais contribuiu no componente de aninhamento com 0,05 (Figura 4).

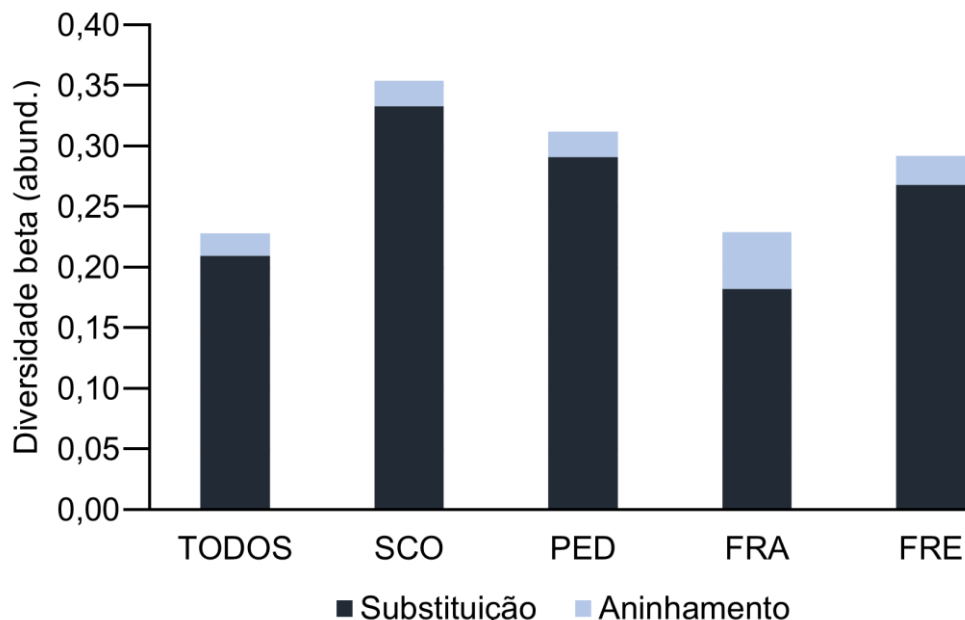


Figura 4. Diversidade beta dos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), estimada para o conjunto de micro-habitats amostrados (TODOS) e para as quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso), com a contribuição dos componentes de substituição e aninhamento.

A análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) demonstrou efeito significativo na mudança de composição de gêneros entre as quatro categorias de micro-habitats avaliados ($F_{3,44}=5,861$; $P=0,001$). Diante desse resultado, através do índice de valor indicador (IndVal) realizamos a análise de espécies indicadoras, sendo assim, na categoria SCO o gênero associado foi *Apobaetis* (IndVal=0,645; $P=0,015$), em PED o gênero *Camelobaetidius* (IndVal=0,697; $P=0,005$), em FRA os gêneros *Anacroneuria* (IndVal=0,782; $P=0,005$) e *Chimarra* (IndVal=0,769; $P=0,005$) e em FRE os gêneros associados foram *Phylloicus* (IndVal=0,910; $P=0,005$), *Ulmeritoides* (IndVal=0,844; $P=0,005$) e *Triplectides* (IndVal=0,770; $P=0,005$), essas associações e outras combinações registradas, estão ilustradas na figura 5.

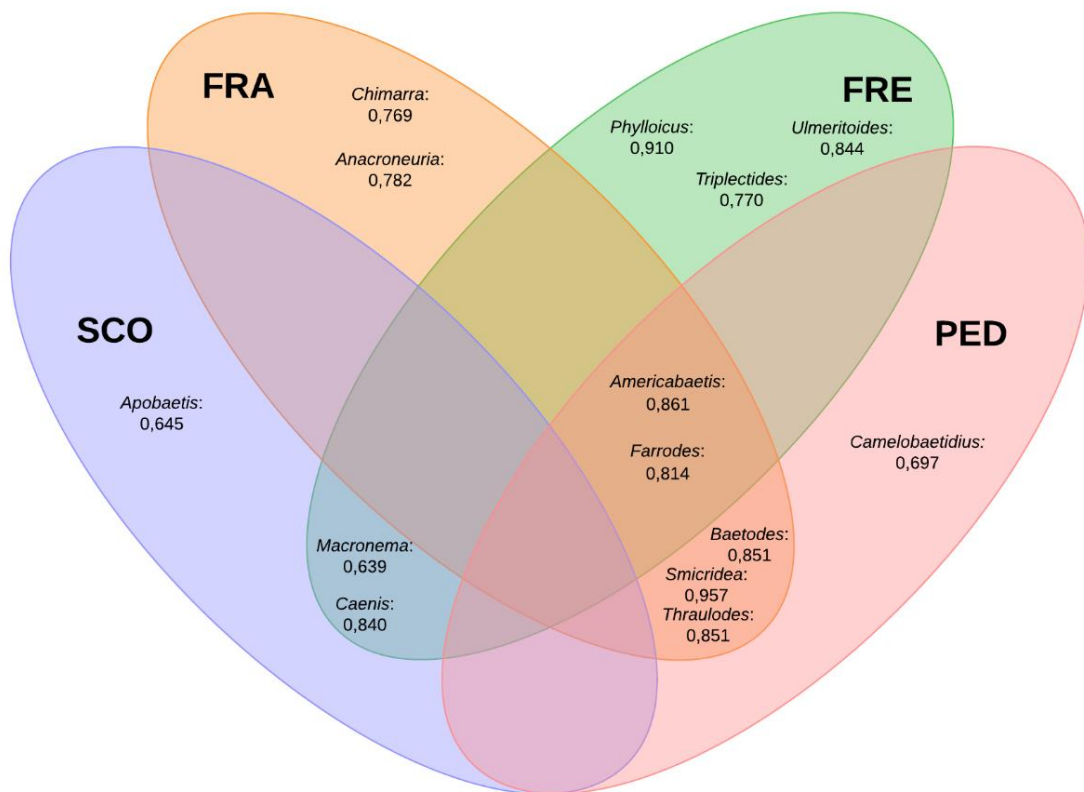


Figura 5. Diagrama de Venn para 4 conjuntos, com a associação de gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) com as quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso), e demais combinações.

Por outro lado, a análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) em combinação com a análise de coordenadas principais (PCoA), buscou investigar a distância entre os centróides de cada micro-habitat estimado, conforme expresso na Figura 6. Através da análise de variância (ANOVA), verificamos que não existe

diferença significativa de dispersão entre as quatro categorias de micro-habitat definidas ($F_{3,44}=2,726$; $P=0,055$).

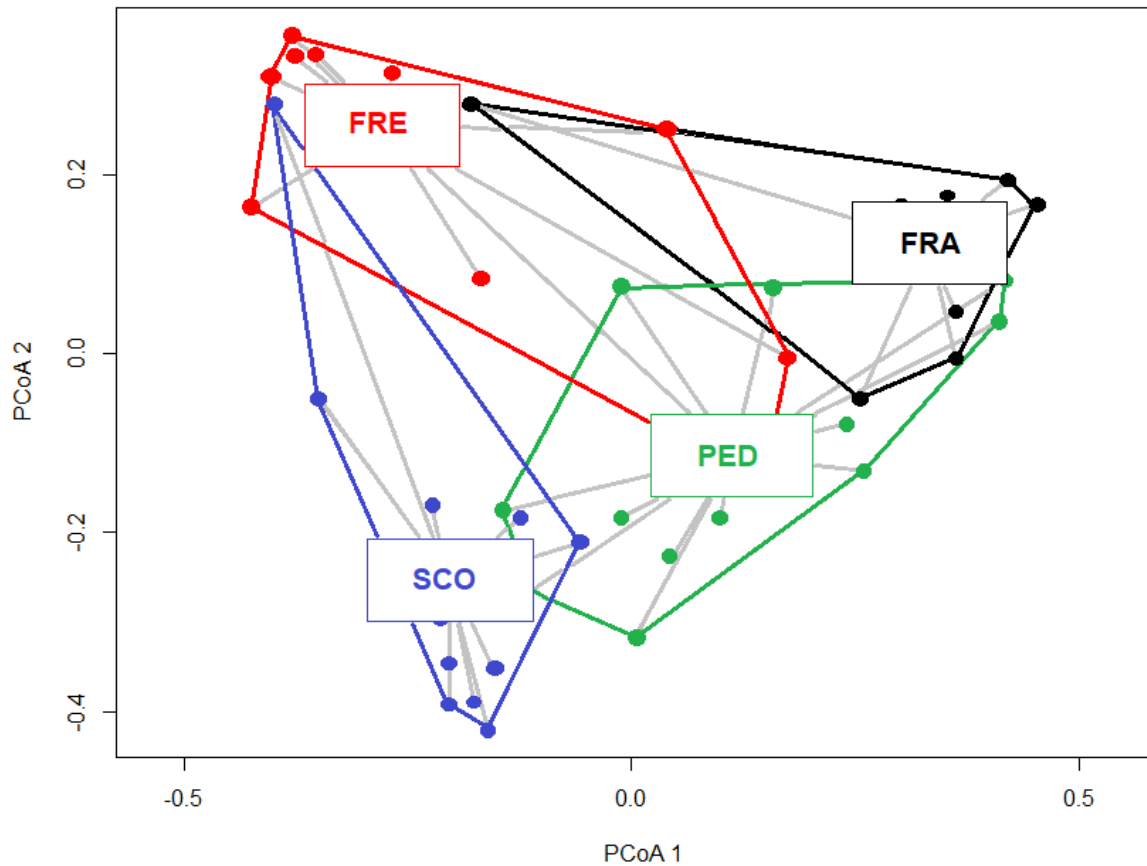


Figura 6. Análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) para os dados de abundância dos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nas quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso).

Quanto à Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD), os valores apresentaram variação conforme a categoria de micro-habitat analisada (Apêndice B). Nas categorias SCO ($F_{1,10}=3,876$; $P=0,0773$), PED ($F_{1,10}= 3,043$; $P= 0,1117$) e FRA ($F_{1,10}= 2,751$; $P= 0,1282$) não é possível afirmar que existe uma relação entre os valores de LCBD e a riqueza. Porém, para a categoria FRE ($F_{1,10}= 8,808$; $P= 0,0141$) foi possível concluir que não há diferença entre as médias, indicando uma relação significativa entre LCBD e riqueza (Figura 7).

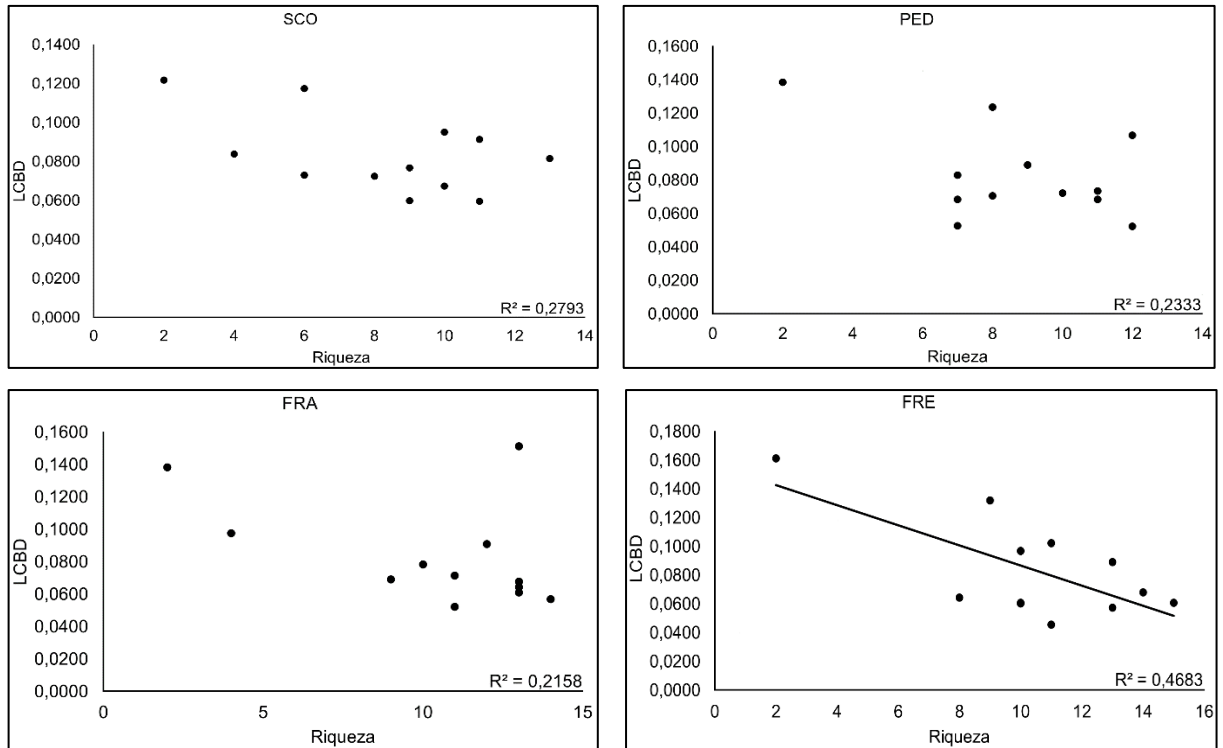


Figura 7. Relação entre a Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD) e a Riqueza baseada nos gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) para os quatro tipos de micro-habitats definidos (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso).

Por fim, os valores de LCBD calculados para cada categoria de micro-habitat definido (Apêndice B), foram testados conjuntamente com as variáveis ambientais selecionadas (Apêndice C). No entanto, a análise de regressão demonstrou que em nenhuma das categorias de micro-habitat, SCO ($F_{5,6} = 0,6578$; $P = 0,6688$), PED ($F_{5,6} = 2,43$; $P = 0,1551$), FRA ($F_{5,6} = 0,964$; $P = 0,5058$) e FRE ($F_{5,6} = 2,185$; $P = 0,1845$) existe uma relação significativa entre as variáveis ambientais e os valores de LCBD.

5 DISCUSSÃO

A avaliação da diversidade beta (DB) total para as quatro categorias de micro-habitats (SCO, PED, FRA e FRE), demonstrou o maior valor de diversidade beta na categoria SCO. A filtragem de espécies ocasionada por características ambientais predominantes, pode ser relacionada à substituição sob diferentes condições ambientais (NUNES et al., 2016). SCO (sedimento contido: areia e argila) é um micro-habitat com menores possibilidades de exploração de recursos e refúgio disponíveis, onde a fauna fica mais sujeita ao arraste (CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013), o que possivelmente favoreceu o componente de substituição.

Em compensação, a categoria FRA teve o menor valor de diversidade beta e maior contribuição do componente de aninhamento. Contrariamente à SCO, os organismos que vivem em FRA têm uma gama maior de recursos alimentares e abrigo contra predadores disponíveis (OSÓRIO et al., 2019). Por outro lado, a fauna característica de folhas de fluxo rápido fica sujeita a condições mais rígidas, precisando ser adaptada a esse tipo de micro-habitat para que possa prosperar. O aninhamento pode estar sendo favorecido em FRA, pelo subconjunto de organismos que toleram essas condições (CHASE & MYERS, 2011).

A qualidade e integridade dos micro-habitats no riacho são elementos importantes para a estruturação de comunidades específicas que os compõem (MACEDO et al., 2019). Os diferentes substratos que integram a estrutura física dos riachos criam um habitat estruturalmente diverso, com maiores possibilidades de nicho para os EPT (SUEYOSHI; ISHIYAMA; NAKAMURA, 2016). A diferença significativa de composição de gêneros entre as quatro categorias de micro-habitats aqui avaliados, são um reflexo disso. A ampla pluralidade de grupos funcionais, características morfológicas e adaptações encontradas nos EPT (POFF et al., 2006) são relevantes para a resposta de tais organismos aos micro-habitats.

Além disso, a análise de espécies indicadoras apontou alguns gêneros associados a micro-habitats específicos, reforçando o aspecto informativo desses táxons a respeito da estrutura, função, composição do habitat e sua comunidade, tornando-os bons indicadores (PARIPATYADAR; PADHYE; PADHYE, 2020). Em SCO, a análise apontou o gênero *Apobaetis* (Ephemeroptera), característico de substrato arenoso e apontado como tolerante à má qualidade da água (DOMINGUEZ et al., 2006). Em PED, houve destaque para o gênero *Camelobaetidius*

(Ephemeroptera), presente em diversos tipos de habitat, sem apresentar preferências, mas com maiores registros para áreas de correnteza em substrato rochoso (DOMINGUEZ et al., 2006).

No micro-habitat FRA, a análise apontou para dois gêneros, sendo eles *Anacroneuria* (Plecoptera) e *Chimarra* (Trichoptera). *Anacroneuria* é um gênero associado a locais de fluxo rápido como resultado de adaptações específicas a esse ambiente (VÁZQUEZ; VIMOS-LOJANO; HAMPEL, 2020), a ocorrência em FRA também foi registrada por Baptista et al. (2001). Por outro lado, o gênero *Chimarra* é comum em pequenos riachos e rios de água corrente (ALMEIDA; CAPISTRANO; SANTOS, 2021).

O micro-habitat FRE, esteve associado a três gêneros, *Phylloicus* (Trichoptera), *Ulmeritoides* (Ephemeroptera) e *Triplectides* (Trichoptera). O gênero *Phylloicus*, utiliza-se dos fragmentos de folhas encontrados em áreas de remanso para construção de abrigos, possuem também um importante papel na fragmentação de matéria orgânica (WALLACE & WEBSTER, 1996). Em relação ao gênero *Ulmeritoides*, este parece ter preferência por águas mais calmas, por adaptações em suas brânquias que possibilitam a absorção mais eficiente de oxigênio, além da ocorrência registrada em áreas de folhiço (DOMINGUEZ et al., 2006; SHIMANO; JUEN, 2016). Por fim, *Triplectides* é característico de áreas de folhiço, fazendo uso deste sedimento principalmente para construção de abrigo (FIDELIS; NESSIMIAN; HAMADA, 2008).

Portanto, apesar da composição distinta de gêneros entre as categorias de micro-habitats e associação de alguns desses gêneros com cada categoria, a diversidade beta não mostrou variações significativas na comunidade de macroinvertebrados entre os micro-habitats. Conforme apontado por Liu et al. (2022), esse resultado demonstra uma dinâmica espacial que pode estar sendo fortemente influenciada por processos determinísticos e estocásticos na comunidade. Diante de gêneros mais abundantes, por exemplo, processos estocásticos podem adquirir maior relevância na formação da diversidade beta. Isso porque, a maior abundância aumentaria também a probabilidade de dispersão e consequente distribuição destes organismos (LIU et al., 2015) em habitats variados.

A dispersão das larvas de EPT, ocorre através do transporte dos organismos suspensos na coluna de água, no fenômeno conhecido como *drift* (BRITTAIN & EIKELAND, 1988). O *drift* influencia fortemente a estrutura e composição das

comunidades de invertebrados, podendo ocorrer de maneira voluntária ou involuntária. Este movimento é voluntário, quando está associado ao comportamento natural dos indivíduos e involuntário quando é resultado de fatores como chuvas, inundações e outros distúrbios físico-químicos (GIMENEZ; LANSAC-TÔHA; HIGUTI, 2015). Desse modo, o *drift* pode favorecer a chegada e ocupação dos indivíduos em diferentes micro-habitats quando encontram condições favoráveis como disponibilidade de alimento e refúgio (CALLISTO et al., 2005).

Além disso, embora a caracterização quanto a integridade dos pontos amostrados não tenha sido o foco de nosso trabalho, todos encontram-se inseridos em um gradiente modificado, principalmente por atividades de uso do solo. Diferentes usos do solo e atividades de ocupação afetam a estrutura da vegetação ripária, o regime de vazão, a carga de nutrientes, o transporte de sedimentos no leito de rios e a qualidade do habitat (MACEDO et al., 2014). Todas essas características associadas à identidade da bacia onde os pontos de amostragem estão inseridos, podem afetar a distribuição e estruturação das comunidades de EPT (HEINO et al., 2017).

Esse argumento pode ser melhor ilustrado pelo que encontramos da relação entre LCBD e riqueza. O LCBD está intimamente relacionado às características dos locais (LEGENDRE & CÁCERES, 2013). Maiores valores de LCBD registrados em locais com menor riqueza, evidenciam uma dinâmica onde espécies mais tolerantes a distúrbios se destacam na ocupação de locais impactados (PAJUEN et al., 2017). Portanto, apesar de ter menor riqueza, esses locais podem ter espécies distintas (raras) e tolerantes que contribuem mais para a diversidade beta (HEINO et al., 2017; PAIVA et al., 2021). O micro-habitat FRE, foi o único a apresentar uma relação significativa entre LCBD e riqueza, indicando que a riqueza de gêneros que compõem este micro-habitat tem alguma influência sobre o LCBD, o que segundo Silva et al. (2018) pode ser determinado pela proporção de espécies raras e comuns nas comunidades.

Assim sendo, os micro-habitats e as características locais são determinados por processos em larga escala, dificultando a identificação da contribuição individual de fatores ambientais que atuam na estruturação de comunidades aquáticas e na determinação da diversidade beta (ALLAN, 2004). Neste trabalho, entre as variáveis ambientais selecionadas, não identificamos nenhuma que pudesse ser apontada como preditora importante para o LCBD. O mesmo resultado foi encontrado por Paiva

et al. (2021), que atribui justamente ao fato de os pontos amostrais estarem inseridos na mesma bacia, o que pode ter captado apenas um aspecto dos efeitos antrópicos nas áreas de amostragem. Considerar a escala espacial é essencial para uma compreensão abrangente dos fatores que determinam a diversidade beta de riachos (CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2017).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este é o primeiro estudo a avaliar a atuação da diversidade beta e seus componentes sobre a comunidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos da região Oeste do Paraná, inseridos na Bacia Hidrográfica do Paraná 3. A análise de diferentes facetas da diversidade beta oferece perspectivas distintas que não podem ser destacadas se apenas um aspecto da biodiversidade for considerado. Isso porque os macroinvertebrados aquáticos são organismos com grande plasticidade e características únicas que os permitem ocupar diferentes ambientes sob condições variadas. Este estudo aumenta nosso conhecimento básico sobre a estruturação das comunidades bentônicas, o que torna-se mais claro diante de nossos resultados, que destacam a importância da escala local (micro-habitat), na compreensão da diversidade. Além disso, também fornece informações de interesse prático no que diz respeito a estratégias mais efetivas para a conservação e gestão dos ecossistemas aquáticos e a biota correspondente, destacando a preservação de condições locais no contexto de paisagem fluvial.

7 REFERÊNCIAS

- AEN. Líder nacional em proteína animal, Paraná aumenta produção de frangos e suínos em 2021. 2022. Disponível em: <<https://www.aen.pr.gov.br/Noticia/Lider-nacional-em-proteina-animal-Parana-aumenta-producao-de-frangos-e-suinos-em-2021>>. Acesso em 14 de abril de 2023.
- ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Dordrecht: Springer, 2007. 450 p.
- ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ALMEIDA, G.L.; CAPISTRANO, F.A.; SANTOS, D.A. Lista comentada de gêneros de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Rio Marambaia, Ilha de Marambaia, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência Atual–Revista Científica Multidisciplinar do Centro Universitário São José**, v. 17, n. 2, p. 31-147, 2021.
- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral ecology**, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.
- ANDERSON, M.J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 683-693, 2006.
- ASTORGA, A. et al. Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro- and microorganisms follow the same rules?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 3, p. 365-375, 2012.
- ASTORGA, A. et al. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 13, p. 2693-2702, 2014.
- BAPTISTA, D.F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.
- BARROS, F. et al. A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 149, n. 1, p. 223-231, 2014.
- BARTOZEK, E.C.R. et al. Stream morphology, water dynamics, and agrochemicals are important drivers of periphyton biomass in subtropical streams. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 13, p. 3031-3039, 2022.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global ecology and biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BAUTISTA, D.C.G.; SOEIRO, Í.C.M.; NASCIMENTO, M.M. Um estudo sobre as dinâmicas territoriais e seus reflexos na bacia hidrográfica do Rio Beberibe. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, v. 5, n. 2, p. 311-332, 2016.

BEAUCHARD, O.; GAGNEUR, J.; BROSSE S. Macroinvertebrate richness patterns in North African streams. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 12, p. 1821-1833, 2003.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas** (4ªed.). Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.

BIASI, C. et al. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do alto Uruguai (RS). **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-78, 2010.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.C. (Eds.). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: Computer & Publish Editoração, 1998. p. 175-189.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 283-293, 2007.

BONADA, N. et al. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, v. 51, p. 495-523, 2006.

BOURASSA, A.L.; FRASER, L.; BEISNER, B.E. Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. **Journal of Urban Ecology**, v. 3, n. 1, p. 1-14, 2017.

BRITAIN, J.E.; EIKELAND, T.J. Invertebrate drift - a review. **Hydrobiologia**, v. 166, p. 77-93, 1988.

CALDERÓN-PATRÓN, J.M.; MORENO, C.E.; ZURIA I. La diversidad beta: medio siglo de avances. **Revista mexicana de biodiversidad**, v. 83, n. 3, p. 879-891, 2012.

CALLISTO, M.; GONÇALVES-JR, J.F.; MORENO P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: GOULART, E.M.A. (Ed.). **Navegando o Rio da Velhas, das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: Coopmed, 2005. p. 555-567.

CALOW, P.P. **River biota: diversity and dynamics**. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2009. 264 p.

CASTRO, D.M.P.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, v. 49, n. 1, p. 169-177, 2013.

CASTRO, D.M.P; DOLÉDEC, Sylvain.; CALLISTO, M. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 8, p. 1472-1486, 2017.

CHASE, J.M.; MYERS, J.A. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. **Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological sciences**, v. 366, n. 1576, p. 2351-2363, 2011.

COSTA, L.S.M.; BRANCO, C.C.Z.; BISPO, P.C. O Papel dos Fatores Ambientais e Espaciais Sobre a Fauna de Ephemeroptera (Insecta) em Riachos de Mata Atlântica. **EntomoBrasilis**, v. 7, n. 2, p. 86-92, 2014.

COSTA, S.S.; MELO, A.S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 131-138, 2008.

CUNHA, A.C. Revisão descritiva sobre qualidade da água, parâmetros e modelagem de ecossistemas aquáticos tropicais. **Biota Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 124-143, 2013.

DI BITETTI, M.S.; PLACCI, G.; DIETZ, L.A. **Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação**. Washington: World Wildlife Fund, 2003. 153 p.

DOMINGUEZ, E. et al. Ephemeroptera of South America. In: ADIS, J., ARIAS, J.R., RUEDA-DELGADO, G.; WANTZEN, K.M. (Eds). **Aquatic Biodiversity of Latin America Vol. 2**. Moscou/Sofia: Pensoft, 2006, 646 p.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EGLER, M. et al. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Braz J Biol**, v. 72, n. 3, p. 437–443, 2012.

FAUSCH, K.D. et al. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes: a continuous view of the river is needed to understand how processes interacting among scales set the context for stream fishes and their habitat. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 483-498, 2002.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 127-134, 2008.

GIMENEZ, B.C.G.; LANSAC-TÔHA, F.A.; HIGUTI, J. Effect of land use on the composition, diversity and abundance of insects drifting in neotropical streams. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 52-59, 2015.

GOLDSTEIN, R.M. et al. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales?. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 130, n. 1, p. 495-510, 2007.

GORAYEB, A.; PEREIRA, L.C.C. **Análise integrada das paisagens de bacias hidrográficas na Amazônia Oriental**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. 108 p.

GUTIÉRREZ, Y.; DIAS, L.G. Ephemeroptera (Insecta) de Caldas-Colombia, claves taxonómicas para los géneros y notas sobre su distribución. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 55, p. 13-46, 2015.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Inpa, 2019. 720 p.

HAMADA, N.; THORP, J.H.; ROGERS, D.C. **Thorp and covich's freshwater invertebrates: Volume 3: Keys to neotropical Hexapoda**. Cambridge: Academic Press, 2018. 788 p.

HART, D.D. Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance. **Oecologia**, v. 91, n. 2, p. 220-228, 1992.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater reviews**, v. 2, n. 1, p. 1-29, 2009.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845-869, 2015.

HEINO, J. et al. Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 422-431, 2017.

HEINO, J.; GRONROOS, M. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. **Oecologia**, v. 183, n. 1, p. 151-160, 2017.

HEINO, J.; MELO, A.S.; BINI, L.M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2015.

INSTITUTO DE ÁGUAS DO PARANÁ. Elaboração do Plano Estadual de recursos hídricos - Produto 1.5. **Diagnóstico da Dinâmica Social das Bacias Hidrográficas do Paraná**. Revisão Final, 2010.

KLANOVICZ, J.; MORES, L. A Sojização da Agricultura Moderna no Paraná, Brasil: Uma questão de história ambiental. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 6, n. 2, p. 240-263, 2017.

KONG, H. et al. Spatio-temporal variation of fish taxonomic composition in a South-East Asian flood-pulse system. **Plos one**, v. 12, n. 3, p. e0174582, 2017.

LEGENDRE, P. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 6, p. 3500-3514, 2019.

LEGENDRE, P.; CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 951-963, 2013.

LIGIER, H.D. **Caracterización geomorfológica y edáfica de la provincia de Misiones**. Buenos Aires: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2000.

LIU, L. et al. The biogeography of abundant and rare bacterioplankton in the lakes and reservoirs of China. **The ISME journal**, v. 9, n. 9, p. 2068-2077, 2015.

LIU, Z. et al. Different responses of incidence-weighted and abundance-weighted multiple facets of macroinvertebrate beta diversity to urbanization in a subtropical river system. **Ecological Indicators**, v. 143, p. 109357, 2022.

MACEDO, D.R. et al. Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In: CALLISTO, M. et al. (Eds.). **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2019. p. 29-62.

MACEDO, D.R. et al. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1001-1016, 2014.

MAGURRAN, A.E.; MCGILL, B.J. **Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment (1^oed.)**. Oxford: Oxford University Press, 2011. 345 p.

MARTINS, S.V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa: CPT, 2007. 255 p.

MAXIMIANO, L.A. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 8, n. 1, p. 83-91, 2004.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Dolores: General Technical Report, 1995. 126 p.

MOLOZZI, J. et al. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.

MORI, A.S.; ISBELL, F.; SEIDL, R. β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. **Trends in ecology & evolution**, v. 33, n. 7, p. 549-564, 2018.

NEKOLA, J.C.; WHITE, P.S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of biogeography**, v. 26, n. 4, p. 867-878, 1999.

NUNES, C.A. et al. Dung beetles along a tropical altitudinal gradient: environmental filtering on taxonomic and functional diversity. **PLoS One**, v. 11, n. 6, p. e0157442, 2016.

OLDEN, J.D.; COMTE, L.; GIAM, X. The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. **NeoBiota**, v. 37, n. 1, p. 23-36, 2018.

OLIFIERS, M.H. et al. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa**, v. 651, n. 1, p. 1-15-1-15, 2004.

OLIVEIRA, A. et al. Inventário da fauna de insetos aquáticos na Estação Ambiental de Peti (CEMIG). In: SILVEIRA, F. (Ed.). **Anais da ANEEL – Projeto Peti/UFMG**. Belo Horizonte: EDUFMG, 2005.

OSÓRIO, N.C. et al. Habitat complexity drives the turnover and nestedness patterns in a periphytic algae community. **Limnology**, v. 20, n. 3, p. 297-307, 2019.

OUCHI-MELO, L.S. et al. Brazilian vs. Paraguayan streams: Differences in water quality in a cross-border subtropical region. **Limnologica**, v. 90, p. 125904, 2021.

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.

PAJUNEN, V.; LUOTO, M.; SOININEN, J. Unravelling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 10, p. 2376-2385, 2017.

PARIPATYADAR, S.V.; PADHYE, S.M.; PADHYE, A.D. Environmental determinants of species turnover of aquatic Heteroptera in freshwater ecosystems of the Western Ghats, India. **Limnologica**, v. 80, n. 1, p. 125- 730, 2020.

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, p. 181-204, 2005.

POFF, N. L. et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 730-755, 2006.

PRINCIPE, R.E. et al. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina?. **Limnologica**, v. 37, n. 4, p. 323-336, 2007.

ROCHA, A.S.; BADE, M.R. **Geografia da bacia hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais**. Jundiaí: Ed. In House, 2018. 312 p.

SALLES, F.F. et al. Baetidae (Ephemeroptera) na região sudeste do Brasil: novos registros e chave para os gêneros no estágio ninfal. **Neotropical Entomology**, v. 33, p. 725-735, 2004.

SEMA. **Bacias Hidrográficas do Paraná: Série Histórica**. Curitiba, 2013. 138 p.

SHIMANO, Y.; JUEN, L. How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, 2016. p. 35-45.

SILVA, F.R. et al. **Análises ecológicas no R**. Joinville: Clube de Autores, 2022. 640 p.

SILVA, P.G.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; HEINO, J. Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 11, p. 1674-1686, 2018.

SIVARUBAN T. et al. Impact of ecological attributes and feeding categorization of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) insects in Kiliyur falls of Eastern Ghats, India. **Entomon**, v. 45, n. 3, p. 171-179, 2020.

SIVARUBAN, T. et al. Diversity of the EPT complex (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in the Western and Eastern Ghats (South India) caused by the variations of landscape elements and mesohabitats. **Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 39, n. 1, p. 24-31, 2022.

SUEYOSHI, M.; ISHIYAMA, N.; NAKAMURA, F. β -diversity decline of aquatic insects at the microhabitat scale associated with agricultural land use. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 12, n. 2, p. 187-196, 2016.

TOWNSEND C.R. et al. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. **Freshwater biology**, v. 48, n. 5, p. 768-785, 2003.

UIEDA, V.S.; ALVES, M.I.B.; SILVA E.I. Benthic invertebrates: relationship between the fauna structure and mesohabitat features. *Ambiente e Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 11, n. 3, p. 676-688, 2016.

UIEDA, V.S.; RAMOS, L.H.B. Distribuição espacial da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho tropical (Sudeste do Brasil). **Títulos não-correntes**, v. 21, n. 1, p. 3-9, 2007.

VÁZQUEZ, R.F.; VIMOS-LOJANO, D.; HAMPEL, H. Habitat suitability curves for freshwater macroinvertebrates of Tropical Andean Rivers. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2703, 2020.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual review of entomology**, v. 41, n. 1, p. 115-139, 1996.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

WIENS, J.A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater biology**, v. 47, n. 4, p. 501-515, 2002.

APÊNDICES

Apêndice A - Registro de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletados em riachos da Bacia Hidrográfica do Paraná 3 e distribuídos nas quatro categorias de micro-habitats (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso).

T= abundância total do gênero coletado.

(•) 1-10, (●) 11-30, (●) 31-50, (●) 51-100, (●) 101-200, (●) 201-500, (●) 501-1000, (●) > 1000.

Táxons	Micro-habitat				T
	SCO	PED	FRA	FRE	
EPHEMEROPTERA					
Baetidae					
<i>Apobaetis</i> Day, 1955	•	•		•	30
<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	•	●	●	●	883
<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	•	●	●	•	340
<i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	•				3
<i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	•	●	•	•	168
<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	•	•	•	●	133
<i>Cryptonympha</i> Lugo-Ortiz. & McCafferty, 1998				•	3
<i>Paracloeodes</i> Day, 1955	•	•	•	•	41
Caenidae					
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	●	•	•	●	1210
Leptohyphidae					
<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882			•		3

Táxons	Micro-habitat				T
	SCO	PED	FRA	FRE	
<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	●	●	●	●	1773
<i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	●		•	●	82
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	●	•	•	●	114
Leptophlebiidae					
<i>Farrodes</i> Peters, 1971	•	●	●	●	295
<i>Hydrosmilodon</i> Flowers & Domínguez, 1991			•		2
<i>Hylister</i> Domínguez & Flowers, 1989			•		5
<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963		•	•	●	51
<i>Needhamella</i> Domínguez & Flowers, 1989		•			1
<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	•	●	●	•	174
<i>Ulmeritoides</i> Traver, 1959	●		•	●	764
PLECOPTERA					
Gripopterygidae					
<i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969		•	●	•	25
Perlidae					
<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909		•	●		96
TRICHOPTERA					
Calamoceratidae					

Táxons	Micro-habitat				T
	SCO	PED	FRA	FRE	
<i>Phylloicus</i> Mueller, 1880	•	•	●	●	245
Ecnomidae					
<i>Austrotinodes</i> Schmid, 1955	•				4
Glossosomatidae					
<i>Mortoniella</i> Ulmer, 1906	•	●	•		35
<i>Protoptila</i> Banks, 1904	•	•	•		14
Hydropsychidae					
<i>Macronema</i> Pictet, 1836	•	•		●	126
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	•	●	●	●	1917
Hydroptilidae					
<i>Rhyachopsyche</i> Muller, 1879		•			2
Leptoceridae					
<i>Nectopsyche</i> Muller, 1879	•	•	•	•	11
<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877	•	•	•	●	58
<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	•	•	•	●	90
Odontoceridae					
<i>Marilia</i> Mueller, 1880				•	2
Philopotamidae					
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829		●	●	•	687
Polycentropodidae					

Táxons	Micro-habitat				T
	SCO	PED	FRA	FRE	
<i>Cernotina</i> Ross, 1938				•	1
<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913	•		•	•	7
<i>Polycentropus</i> Curtis, 1835	•	•		•	6
<i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905	•	•	•	•	26
Número de gêneros	26	27	28	28	
Total de Ephemeroptera	434	945	1063	3633	
Total de Plecoptera	0	9	107	5	
Total de Trichoptera	79	427	2217	508	
Total	513	1381	3387	4146	

Apêndice B - Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD) para as quatro categorias de micro-habitat (SCO: areia e argila; PED: cascalho, seixo e matacão; FRA: folhas de fluxo rápido e FRE: folhas de remanso). Valores organizados em ordem decrescente de acordo com as categorias.

LCBD							
Ponto	SCO	Ponto	PED	Ponto	FRA	Ponto	FRE
BR-02	0,1218	BR-16	0,1386	BR-09	0,1514	BR-16	0,1615
BR-04	0,1174	BR-02	0,1237	BR-16	0,1384	BR-13	0,1321
BR-06	0,0951	BR-13	0,1068	BR-13	0,0977	BR-02	0,1023
BR-08	0,0913	BR-06	0,0891	BR-06	0,0909	BR-14	0,0968
BR-09	0,0838	BR-12	0,0831	BR-02	0,0784	BR-09	0,0892
BR-10	0,0815	BR-11	0,0735	BR-12	0,0715	BR-15	0,0681
BR-11	0,0767	BR-09	0,0722	BR-15	0,0692	BR-04	0,0645
BR-12	0,0730	BR-14	0,0707	BR-10	0,0677	BR-11	0,0609
BR-13	0,0725	BR-04	0,0685	BR-14	0,0644	BR-06	0,0609
BR-14	0,0674	BR-15	0,0685	BR-11	0,0612	BR-08	0,0605
BR-15	0,0599	BR-08	0,0528	BR-04	0,0570	BR-12	0,0574
BR-16	0,0596	BR-10	0,0525	BR-08	0,0522	BR-10	0,0457

Apêndice C - Relação de cinco variáveis ambientais selecionadas (vazão – (m³/s), pH, nitrato – (µg L⁻¹), clorofila (µg.cm⁻²) e agricultura (%)) registradas para os doze pontos de coleta (BR-02, BR-04, BR-06, BR-08, BR-09, BR-10, BR-11, BR-12, BR-13, BR-14, BR-15 e BR-16) inseridos na Bacia Hidrográfica do Paraná 3.

Ponto	Vazão (m³/s)	pH	Nitrato (µg L⁻¹)	Clorofila (µg.cm⁻²)	Agricultura (%)
BR-02	0,3	7,37	1325,2	0,514	0,7
BR-04	0,12	7,66	4250,4	0,79	0,2
BR-06	0,03	7,63	2306,9	0,414	0,13
BR-08	0,26	7,66	5684,4	0,141	0,64
BR-09	0,04	7,18	649,4	0,903	0,04
BR-10	0,25	7,3	1228,1	0,215	0,09
BR-11	0,07	7,47	1092,8	0,439	0,17
BR-12	0,5	7,01	7564,2	0,062	0,7
BR-13	0,24	6,78	2601,3	0,271	0,69
BR-14	0,85	6,79	1248,4	0,508	0,68
BR-15	0,71	7,41	3859,1	0,133	0,67
BR-16	1,12	7,52	15000	0,58	0,52