

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS
E EXATAS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL

Tainara Rosa Menna Barreto

**IMPACTO DO USO DO SOLO EM COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS
(EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA) EM RIACHOS NO
BIOMA PAMPA BRASILEIRO**

Santa Maria, RS

2024

Tainara Rosa Menna Barreto

**IMPACTO DO USO DO SOLO EM COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS
(EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA) EM RIACHOS NO
BIOMA PAMPA BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Biodiversidade Animal**

Orientador: Prof. Dr. Sandro Santos

Coorientadora: Dra Marcia Spies

Santa Maria, RS

2024

Tainara Rosa Menna Barreto

**IMPACTO DO USO DO SOLO NAS COMUNIDADES INSETOS AQUATICOS
(EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA) EM RIACHOS NO
BIOMA PAMPA BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Biodiversidade Animal**

Aprovada em 04 de abril de 2024

Sandro Santos, Doutor (UFSM)

(Orientador)

Ana Emilia Siegloch, Doutora (UNIPLAC)

Cristina Sternet, Doutora (FURG)

Santa Maria, RS

2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao Prof. Dr. Sandro Santos por sua orientação durante o processo de elaboração da minha dissertação de Mestrado. Sua orientação e feedbacks foram fundamentais para a conclusão deste trabalho. Agradeço pela disponibilidade para discussões e esclarecimento de dúvidas que contribuíram para o desenvolvimento e para a qualidade final do meu trabalho acadêmico. Também gostaria de estender meus agradecimentos à equipe acadêmica do PPGBA por todo o suporte oferecido ao longo deste período.

Gostaria de expressar minha sincera gratidão à Profa Dra Márcia Regina Spies, que desempenhou um papel crucial neste projeto como minha co-orientadora, oferecendo insights valiosos e apoio constante ao longo deste processo. Obrigada por todo o aprendizado que me proporcionou. Também desejo expressar minha gratidão ao Prof. Dr. Tiago Gomes Santos, que me auxiliou no desenvolvimento do manuscrito. Agradeço por toda a ajuda e aprendizado proporcionados. Um agradecimento especial à professora Aline Trentin, pela ajuda com a realização das análises de cobertura do solo. Agradeço também aos meus colegas do Laboratório de Estudos em Biodiversidade Pampiana (UNIPAMPA) que tive o prazer de conviver e trocar aprendizados, pela parceria fundamental na coleta e de triagem.

Além disso, gostaria de estender meus sinceros agradecimentos aos meus familiares, em especial aos meus pais, Glaucia e Luiz Pedro, que estiveram ao meu lado durante toda essa jornada. Seu apoio incondicional, encorajamento e compreensão foram essenciais para me manter focada e motivada durante os momentos desafiadores desta jornada. Gostaria de expressar um agradecimento à minha amada avó, Cleusa Maria Nunes Rosa. Ela foi minha maior incentivadora, e mesmo estando impossibilitada de compartilhar este momento especial comigo, sei que, se pudesse, estaria radiante e presente em todos os momentos.

Agradeço ao Eduardo Felix, meu melhor amigo e companheiro, que tive a sorte de encontrar e hoje enfrenta todas as batalhas junto a mim, sendo um dos meus maiores apoiadores nesses últimos anos. Sou eternamente grata a todo amor, carinho, incentivo que sempre me deu e por jamais me deixar desistir. Um agradecimento especial aos meus amigos e amigas que sempre me apoiaram e torceram por mim.

Por fim, gostaria de estender meus agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido. Sem o suporte da CAPES, esta pesquisa não teria sido possível.

RESUMO**IMPACTO DO USO DO SOLO NAS COMUNIDADES INSETOS AQUATICOS
(EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA) EM RIACHOS NO BIOMA
PAMPA BRASILEIRO**

AUTORA: Tainara Menna-Barreto

ORIENTADOR: Sandro Santos

A biodiversidade dos ecossistemas de água doce está diminuindo drasticamente, especialmente pela expansão e intensificação das atividades agrícolas. O Pampa brasileiro vem sofrendo conversão de áreas campestres em cultivos agrícolas. Mudanças como estas são responsáveis pela degradação ecológica de diversos cursos d'água em todo o mundo, alterando a estrutura das comunidades e ameaçando a biodiversidade. Investigamos o impacto do uso do solo na estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) de riachos em campo nativo com pecuária e cultivo agrícola em seis formações campestres no bioma Pampa brasileiro: campo de barba-de-bode; campo de solos rasos; campo sub-montano interior; campo graminoso; campo arbustivo e campo sub-montano atlântico. Para cada ecossistema foram selecionados três riachos em campo nativo com pecuária e três riachos em cultivo agrícola. Imaturos de EPT foram coletados com amostrador de Surber (10x10cm, malha de 250 µm), bem como descritores ambientais locais e descritores de cobertura do solo. Foram contabilizados na matriz de dados 30.026 indivíduos de EPT, distribuídos em 16 famílias e 36 gêneros. Destes, 22.477 exemplares em riachos de campo nativo e 7.549 em cultivo agrícola, que representa uma perda de 70% da abundância de EPT, e evidencia o impacto da conversão no uso do solo para o cultivo agrícola. Os gêneros que mais contribuíram para diferença entre os usos do solo foram: *Smicridea* (14,6%), *Americabaetis* (13,9%), *Traverhyphes* (10,6%), *Farrodes* (6,8%) e *Chimarra* (6,3%). A estrutura das comunidades diferiu entre os usos do solo e ecossistemas campestres, bem como houve interação desses fatores, evidenciando que o impacto do uso do solo não é homogêneo entre os ecossistemas campestres. A variabilidade na estrutura multivariada das comunidades foi explicada principalmente pelos descritores ambientais locais (condutividade elétrica, velocidade da água, porcentagem do mesohábitat areia na corredeira, e cobertura vegetal). Assim, nossa hipótese de que a conversão do campo nativo em cultivo agrícola exerce um impacto substancial nas comunidades de EPT nos riachos do bioma Pampa foi corroborada. Nossos resultados sugerem que as mudanças no uso do solo e nas características dos ecossistemas campestres têm implicações importantes para a ecologia e a biodiversidade de riachos no bioma Pampa. Dessa forma, o monitoramento através das comunidades de insetos aquáticos representa uma boa ferramenta na avaliação dos efeitos adversos oriundos da conversão do uso do solo em riachos no bioma Pampa brasileiro.

Palavras chave: descritores ambientais, ecossistemas campestres, estrutura das comunidades.

ABSTRACT**IMPACT OF LAND USE ON AQUATIC INSECT COMMUNITIES (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA, AND TRICHOPTERA) IN STREAMS IN THE BRAZILIAN PAMPA BIOME**

AUTHOR: Tainara Menna-Barreto

ADVISOR: Sandro Santos

The biodiversity of freshwater ecosystems is drastically decreasing, especially due to the expansion and intensification of agricultural activities. The Brazilian Pampa has been experiencing extensive conversion of grassland areas into agricultural crops, which is responsible for the ecological degradation of several watercourses worldwide, altering community structures and threatening biodiversity. We investigated the impact of land use on the structure of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) communities in streams in native grassland with livestock and agricultural cultivation in six grassland formations in the Brazilian Pampa Biome: "barba-de-bode" grassland; shallow soil grassland; interior sub-montane grassland; grassy grassland; shrubby grassland; and Atlantic sub-montane grassland. For each ecosystem, three streams in native grassland with livestock and three streams in agricultural cultivation were selected. EPT immatures were collected using a Surber sampler (10x10cm, 250 µm mesh), as well as local environmental descriptors and soil cover descriptors. The data matrix comprised 30,026 EPT individuals distributed among 16 families and 36 genera. Of these, 22,477 specimens were from native grassland streams and 7,549 were from agricultural cultivation, that represent a 70% loss in EPT abundance, highlighting the influence of disparities in land use. The genera that most contributed to the difference between land uses were: *Smicridea* (14.6%), *Americabaetis* (13.9%), *Traverhyphes* (10.6%), *Farrodes* (6.8%), and *Chimarra* (6.3%). Community structure differed between land uses and grassland ecosystems, and there was interaction between these factors, demonstrating that the impact of land use is not homogeneous among grassland ecosystems. The multivariate variability in community structure was mainly explained by local environmental descriptors (electrical conductivity, water velocity, percentage of sand mesohabitat in the riffle, and vegetation cover). Thus, our hypothesis that the conversion of native habitat into agricultural land exerts a substantial impact on EPT communities in streams within the Pampa biome has been corroborated. Our results suggest that changes in land use and the characteristics of grassland ecosystems have important implications for the ecology and biodiversity of streams in the Pampa biome. Therefore, monitoring through aquatic insect communities represents a valuable tool in assessing the adverse effects stemming from land use conversion in streams within the Brazilian Pampa biome.

Key words: assemblage structure, environmental descriptors, grassland ecosystems.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1. Distribuição dos ecossistemas campestres no bioma Pampa brasileiro, no Rio Grande do Sul (*sensu* Hasenack, et al. 2023). Ecossistemas campestres marcados por linhas foram amostrados.....17
- FIGURA 2. Localização das seis áreas (ecossistemas campestres) amostradas no bioma Pampa brasileiro: A) Campo de Barba-de-bode (Santo Antônio das Missões); B) Campo de Solos Rasos (Quaraí); C) Campo sub-montano interior (São Gabriel); D) Campo Graminoso (Lavras do Sul); E) Campo Arbustivo (Santana da Boa Vista e Canguçu) e F) Campo sub-montano atlântico (Jaguarão). A cor verde oliva representa campos nativos com pecuária; a cor verde escura representa as matas; e a cor roxa representa as áreas convertidas para cultivo agrícola. Os pontos vermelhos representam as áreas em campo nativo e os pontos amarelos áreas em campo com cultivo agrícola.....19
- FIGURA 3. Infográfico que resume abordagens metodológicas empregadas para avaliar como o tipo de ecossistema campestre e os descritores ambientais locais afetam a estrutura das comunidades de insetos aquáticos: a) procedimento de amostragem de dados das comunidades e descritores ambientais; b) cronograma analítico de dados.....21
- FIGURA 4. Fluxograma ilustrando o processo de obtenção das métricas da paisagem.....23
- FIGURA 5. Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos riachos de campo nativo e cultivo agrícola de cada ecossistema campestre amostrado entre outubro de 2018 e abril de 2023, no bioma Pampa brasileiro. (campos de solos rasos - SOL; campos gramíneos - GRA; campos arbustivos - ARB; campos de barba de bode - BAR; campos do submontano atlântico - CSA; e campos do submontano interior - CSI).....31
- FIGURA 6. Abundância dos gêneros (*shade plot*) de EPT de riachos em campo nativo e em cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro, coletados entre outubro de 2018 e abril de 2023. O gradiente de cor representa a abundância com dados previamente transformados (raiz quadrada).....32

FIGURA 7. Análise de coordenadas canônicas principais representando a variabilidade na estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo (CN) e riachos em cultivo agrícola (CA) em seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode – BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-montano interior - CSI).....34

FIGURA 8. Escores dos mapas de autovetores de Moran baseados em distância (dbMEM) representando a autocorrelação espacial relacionada a estrutura das comunidades de EPT do primeiro eixo de PCoA (A) e do segundo eixo da PCoA (B), ao longo de classes de distância (km) entre os riachos amostrados em dois usos do solo em seis ecossistemas campestres no bioma Pampa brasileiro.....35

FIGURA 9. Partilha de variância da estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), explicada pelos conjuntos de descritores espaciais e ambientais locais mais parcimoniosos, em riachos de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro.....36

FIGURA 10. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) ilustrando a relação entre os preditores ambientais que melhor explicam a variação nas comunidades de EPT de riachos em campo nativo (CN) e riachos em cultivo agrícola (CA) em seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode – BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-montano interior - CSI).....37

FIGURA 11. A relação dos gêneros de EPT com os descritores ambientais locais no bioma Pampa brasileiro. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com sobreposição de bolhas da abundância dos gêneros de EPT: a) *Americabaetis* b) *Caenis* c) *Tricorythopsis* d) *Traverhyphes* e) *Chimarra* e f) *Metrichia*.....38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Médias dos descritores ambientais locais coletadas entre outubro de 2018 e abril de 2023, em riachos de seis ecossistemas campestres (campos de solos rasos - SOL; campos gramíneos - GRA; campos arbustivos - ARB; campos de barba de bode - BAR; campos do submontano atlântico - CSA; e campos do submontano interior - CSI) em campo nativo (CN) e cultivo agrícola (CA) no bioma Pampa brasileiro. Os valores entre parênteses são desvio padrão (DP).....22

TABELA 2. Composição taxonômica e abundância de gêneros de EPT em riachos de seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode – BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-motano interior - CSI) em campo nativo (CN) e de cultivo agrícola (CA) coletado entre outubro de 2018 e abril de 2023.....30

TABELA 3. PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis e modelo misto de dois fatores (fixo e fixo), contendo a porcentagem relativa dos componentes de variância (CV%) calculados para a estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo e cultivos agrícolas no bioma Pampa brasileiro.....33

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	9
1. Introdução	11
2. Objetivo	14
2.1 <i>Objetivos específicos</i>	14
3. Materiais e Métodos	15
3.1 <i>Área de estudo</i>	15
3.2 <i>Amostragem</i>	17
3.3 <i>Métricas da paisagem</i>	23
3.5 <i>Análises estatística</i>	25
4. Resultados	28
5. Discussão	38
5.1 <i>Estrutura das comunidades</i>	40
5.2 <i>Influência dos descritores ambientais locais e de cobertura do solo</i>	43
6. Conclusão	46
7. Referências	47
8. Material Suplementar	58

1. Introdução

A biodiversidade dos ecossistemas de água doce está diminuindo drasticamente, e estudos sobre conservação são insuficientemente priorizados (Maasri et al., 2021). As atividades humanas representam uma ameaça global para os ecossistemas aquáticos, resultando em uma taxa de perda de 60% em todo o mundo (MEA, 2005; Davidson, 2014). No sul do Brasil, cerca de 90% dos ecossistemas aquáticos já estão sujeitos à pressão ambiental causada por atividades antrópicas (Maltchik et al., 2017a, 2017b; Ribeiro et al., 2020). Esses ecossistemas fornecem serviços imprescindíveis para a natureza e para a sociedade (por exemplo, fornecimento de habitat, água, regulação térmica) e estão extremamente ameaçados pelas ações antropogênicas (Huiñocana et al., 2020; Albert et al., 2021), especialmente pela expansão e intensificação das atividades agrícolas (Destouni et al., 2013; Destouni & Jarsjo 2018). Estudos sobre a resposta das espécies de água doce a múltiplos estressores são indicados como prioritários na agenda global para pesquisas sobre a biodiversidade de água dulcícola (Maasri et al., 2021).

Ecossistemas campestres subtropicais enfrentam um acelerado processo de mudança no uso do solo (Brazeiro et al., 2020). O Pampa brasileiro, historicamente caracterizado pela prática agropecuária, vem sofrendo extensiva expansão da conversão de áreas campestres em cultivos agrícolas, especialmente para lavouras de soja, arroz, milho e de silvicultura (Overbeck et al., 2007; Andrade et al., 2015, 2019; Matte & Waquil 2020; Camana et al., 2020). Campos nativos com áreas destinadas à pecuária extensiva ou situadas em unidades de conservação apresentam uma alta resiliência, em contraste com áreas onde há conversão para agricultura ou silvicultura (Guarino et al., 2023). Nos últimos 38 anos, o bioma Pampa brasileiro apresentou grande perda proporcional de vegetação nativa (32%), e atualmente resta menos da metade da cobertura de vegetação natural (47,4%) (MapBiomias, 2023). Desta, a maior porção consiste na vegetação campestre, 32% do território, historicamente destinada à pecuária extensiva (Souza et al., 2020a). Este é um exemplo único em que a criação de animais e a preservação da diversidade biológica frequentemente se entrelaçam em sistemas de produção com sustentabilidade ambiental (MapBiomias, 2023). Ainda, em relação aos outros biomas brasileiros, o Pampa apresenta o maior índice de risco à conservação (CRI), isto é, alto risco para conservação biológica e baixa proporção de áreas protegidas (Overbeck et al., 2015). De fato, apenas 3% de seu território é protegido em Unidade de Conservação

(UC), destes 2,4% são em áreas de proteção ambiental (APA), cujo grau de proteção é menor que outras categorias de UC's (Souza et al., 2020a).

A conversão dos habitats naturais para agricultura e silvicultura resulta em áreas com menor biodiversidade (Echer et al., 2015). No entanto, as respostas das espécies ao uso do solo podem variar consideravelmente, enquanto algumas espécies experimentam declínios contínuos em suas populações, outras são favorecidas, aumentando em abundância e distribuição (Camana et al., 2020). Ainda, algumas espécies podem diminuir drasticamente com pequenas perdas de vegetação nativa (King & Baker, 2010). Adicionalmente, as respostas à conversão dos habitats podem não ser observadas imediatamente nas comunidades aquáticas e terrestres (Harding et al., 1998; Camana et al., 2020). Este fenômeno é conhecido como déficit de extinção (Tillman et al., 1994; Kuussaari et al., 2009; Figueiredo et al., 2019). Assim, o histórico de conversão e de uso do solo tem efeitos nos ecossistemas atuais, pois paisagens que atualmente são semelhantes podem diferir significativamente no histórico de conversão e de uso do solo (Ernault et al., 2006). Desta forma, as extinções locais não ocorrem imediatamente, e o efeito da mudança do uso do solo na perda de diversidade pode ser identificado apenas após transcorrido algum tempo (Tillman et al., 1994; Lunt & Spooner, 2005; Kuussaari et al., 2009; Figueiredo et al., 2019; Camana et al., 2020).

A expansão das atividades agrícolas é responsável pela degradação ecológica de diversos cursos d'água em todo o mundo, alterando a estrutura das comunidades e ameaçando a biodiversidade (Benstead et al., 2003; Roy et al., 2003; Kasangaki et al., 2008; Dudgeon, 2019; Pires et al., 2021). Dentre as principais causas documentadas desses impactos estão: mudanças nas condições físico-químicas dos riachos (e.g. pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica), fragmentação da paisagem, invasão de espécies exóticas e degradação do solo (Boldrini, 2009; Carvalho & Batello, 2009; Oliveira et al., 2017); aumento de nutrientes e poluentes, ocasionado pelo uso de agroquímicos e aumento da sedimentação e mudanças na granulometria do substrato de fundo (Jones et al., 2001; Gücker et al., 2009; Matthaei et al., 2010; Sueyoshi et al., 2017; Marrochi et al., 2021; Pires et al., 2021). Entretanto, distintas escalas espaciais exercem influência variada na relação entre a modificação no uso do solo e as alterações nas características físicas dos cursos de água, desde o âmbito local até a escala da bacia hidrográfica e até mesmo às escalas ecorregionais (Goldstein et al., 2007; Miserendino et al., 2010).

Os ecossistemas aquáticos se destacam pela ampla biodiversidade (Batzer & Sharitz 2014). Surpreendentemente, apesar de abrangerem menos de 1% da superfície terrestre, esses ecossistemas continentais abrigam cerca de 10% das espécies conhecidas, totalizando aproximadamente 130.000 espécies (Dijkstra et al., 2014). Na Região sul do Brasil, cerca de 40% dos ecossistemas aquáticos catalogados são de pequeno porte, com superfície inferior a 5 ha (Maltchik et al., 2003; Maltchik et al., 2024). No bioma Pampa, muitos ecossistemas aquáticos são extensos e profundos, mas diminuem drasticamente no verão (Knauth et al., 2019; Bertuzzi et al., 2019; Bacca et al., 2021). Nestes habitats, a diversidade de espécies de diferentes grupos taxonômicos é notável (Maltick et al., 2024).

Macroinvertebrados são organismos associados a diferentes substratos de ambientes aquáticos e compreendem vários grupos taxonômicos, incluindo crustáceos, anelídeos, moluscos e uma miríade de hexápodes (Merrit et al., 2019). Esses animais são frequentemente usados como bioindicadores da qualidade da água devido à sua alta diversidade taxonômica nos ecossistemas aquáticos (Luiza-Andrade et al., 2017; Amaral et al., 2019; Brasil et al., 2020). Os insetos aquáticos são reconhecidos por apresentar respostas rápidas às alterações ambientais, sendo muito utilizados como modelos para monitoramento das atividades antrópicas (Luiza-Andrade et al., 2017; Amaral et al., 2019; Brasil et al., 2020). Dentre os insetos aquáticos, as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) destacam-se por apresentar níveis variados de suscetibilidade a alterações antrópicas, e em geral dependem de integridade de habitat e água de boa qualidade para a sua sobrevivência (Rosenberg & Resh, 1993; Couceiro et al., 2010, 2012; Martins et al., 2017; Brasil et al., 2020). O uso do solo influencia as comunidades aquáticas pela propagação dos distúrbios do ecossistema terrestre, que altera o sistema ecológico aquático (Burcher et al., 2007; Camana et al., 2020), provocando impactos na composição e estrutura das comunidades (Miserendino et al., 2010; Harok et al., 2020; Marrochi et al., 2021). Entretanto, poucos estudos avaliaram os impactos associados à expansão agrícola na biodiversidade em ambientes dulcícolas, principalmente em riachos nos campos subtropicais da América do Sul (e.g. Dodds et al., 2010; Leal et al., 2018; Dala-Corte et al., 2020; Marrochi et al., 2021; Pires et al., 2021). Assim, estudos sobre os efeitos do uso do solo nas comunidades de insetos aquáticos de riachos em áreas campestres são de extrema urgência para conservação biológica e para avaliação da perda da diversidade decorrente das conversões do habitat.

Dessa forma, a hipótese deste estudo é que, a conversão do campo nativo em cultivo agrícola impacta negativamente a estrutura das comunidades de insetos aquáticos em riachos no bioma Pampa brasileiro. Estas alterações são esperadas porque o processo histórico de conversão do hábitat e intensificação do uso do solo pode promover, por exemplo, aumento de nutrientes e da sedimentação (Kasangaki et al., 2008), mudanças na granulometria do substrato (Camana et al., 2020) e mudanças nas condições físico-químicas da água (Benstead et al., 2003; Kasangaki et al., 2008; Roy et al., 2003).

2. Objetivo

Este estudo tem como objetivo avaliar o impacto do uso do solo e dos diferentes ecossistemas campestres na estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos em campo nativo com pecuária e cultivo agrícola.

2.1 Objetivos específicos

- Comparar os padrões de abundância das comunidades de EPT em riachos de campo nativo com riachos de cultivos agrícolas no bioma Pampa;

Hipótese: As comunidades de EPT em riachos de campo nativo sustentam maior abundância que em riachos de cultivo agrícola no bioma Pampa.

- Comparar os padrões de abundância das comunidades de EPT entre os ecossistemas campestres no bioma Pampa;

Hipótese: A abundância das comunidades de EPT varia significativamente entre os ecossistemas campestres no bioma Pampa, de acordo com características geológicas e o grau de conversão.

- Avaliar se a estrutura das comunidades de EPT de riachos de cultivo agrícola difere daquela de riachos de campo nativo, identificando os gêneros responsáveis pelas diferenças;

Hipótese: A estrutura das comunidades de EPT em riachos de cultivo agrícola difere significativamente daquela observada em riachos de campo nativo no bioma Pampa, com maior representatividade dos gêneros mais resistentes em riachos de cultivo agrícola.

- Avaliar a influência dos descritores ambientais locais e do histórico de cobertura do solo na estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo e cultivo agrícola frente à possível influência da proximidade geográfica entre locais.

Hipótese: Os descritores ambientais locais e/ou de cobertura do solo influenciam a estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo e cultivo agrícola.

3. Materiais e Métodos

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no bioma Pampa brasileiro, que possui área de aproximadamente 193.836 km² (IBGE, 2019), e recobre mais da metade do Rio Grande do Sul (68%), mas apenas 2,3% do território nacional (Hasenack et al., 2023). Sua geologia é composta por litologia diversificada, incluindo rochas de granito, arenito, basalto e depósitos sedimentares (Hasenack et al., 2023). O clima é Subtropical (Cfa) de acordo com a classificação modificada de Köppen-Geiger (Alvares et al., 2014). É caracterizado por chuvas bem distribuídas ao longo do ano, sem um período seco; é marcado por baixas temperaturas no inverno, frequentemente abaixo de 0 °C, e verões quentes com temperaturas que variam de 22 °C a mais de 24 °C (Suertegaray, 1998; Pillar, 2009). As temperaturas médias anuais variam de 12,1 a 23 °C e a precipitação anual varia de 1.200 a 2.400 mm (Wrege et al., 2011). A elevação varia de plana a íngreme, e a altitude varia de 0 m a 603 m (Kuplich et al., 2018).

As particularidades edáficas, climáticas e de manejo do Pampa culminam na formação de diferentes tipos de campos, que resultaram na formação de sistemas ecológicos distintos (Boldrini, 2009; Boldrini et al., 2010), aqui chamados de ecossistemas campestres seguindo a proposição de Hasenack et al. (2023). Esta delimitação de ecossistemas campestres está baseada na associação de comunidades vegetais e nas características do ambiente físico, como altitude, inclinação, geologia, tipos de solo e substratos geológicos (Hasenack et al., 2023). Assim, seguindo Hasenack et al. (2023), foram selecionados seis ecossistemas campestres distintos para representar a diversidade de formações presentes no bioma Pampa brasileiro (Figura 1):

O Campo com Barbas-de-bode (BAR), localmente conhecido como "barba-de-bode", é caracterizado por espécies cespitosas e prostradas durante o verão, cobrindo os interflúvios dos afluentes da margem esquerda do vale superior do Rio Uruguai até a transição com áreas de Araucária e Floresta Subtropical, ao longo dos afluentes principais dos rios Uruguai e Jacuí. A elevação varia de 100 a 500 m, com alívio de encostas suaves e solos profundos com baixa fertilidade.

O Campo de Solos Rasos (SOL) - caracterizado por vegetação baixa, principalmente ereta, situada em um planalto basáltico na extremidade oeste do estado. A vegetação está

associada a solos basálticos muito rasos e pedregosos, com baixa retenção de umidade. O déficit hídrico no verão torna esse ambiente desafiador para organismos vivos. A elevação varia de 100 a 300 m, as encostas são suaves e os solos muito rasos.

O Campo Graminoso (GRA) apresenta muitas gramíneas eretas no inverno e prostradas no verão, é dominado por espécies herbáceas, essencialmente gramíneas, com hábito rizomatoso, enquanto outras apresentam hábito cespitoso. Está localizado na porção sul do estado, no colúvio do Planalto Uruguaio-sul-rio-grandense, a uma elevação entre 100 e 200 m. As encostas são suaves e os solos são profundos, com alta fertilidade.

O Campo Arbustivo (ARB) é caracterizado pela presença de cactos e espécies lenhosas, com vegetação dividida em estratos. O estrato superior é formado por espécies lenhosas dominadas por espécies de Asteraceae. O estrato inferior é composto por gramíneas eretas e espécies de cactos. Esse ecossistema é encontrado no Planalto Uruguaio-sul-rio-grandense, com elevação entre 30 e 500 m, encostas onduladas e solos tanto profundos quanto rasos, com baixa fertilidade.

O Campo Sub-montano Interior (CSI) tende a ter solos profundos, com fertilidade variável. Quando bem manejados, a exposição do solo é mínima, graças às espécies prostradas dominantes nas partes altas e inclinadas, e em áreas úmidas mais baixas. Em campos sobrepastoreados, a vegetação fica escassa, com muito solo exposto, favorecendo o estabelecimento de sementes. Em áreas bem drenadas, plantas formam grupos que compõem a cobertura vegetal. A elevação varia entre 30 m e 400 m de altitude, com terreno suave.

O Campo Sub-montano Atlântico (CSA) com encostas suaves e solos profundos de baixa fertilidade, dominados por Argissolos. A vegetação desses campos é principalmente composta por espécies de verão, como bermudinha e capim-touceirinha, e poucas espécies de inverno, como cabelo-de-porco. Também se encontram carqueja e *Adesmia securigerifolia* em áreas úmidas, e pequenas Asteraceae como trevo-de-quatro-folhas e erva-de-santa-luzia são comuns. A elevação varia entre 30 m e 400 m de altitude, com relevo suave, no sul do Rio Grande do Sul.

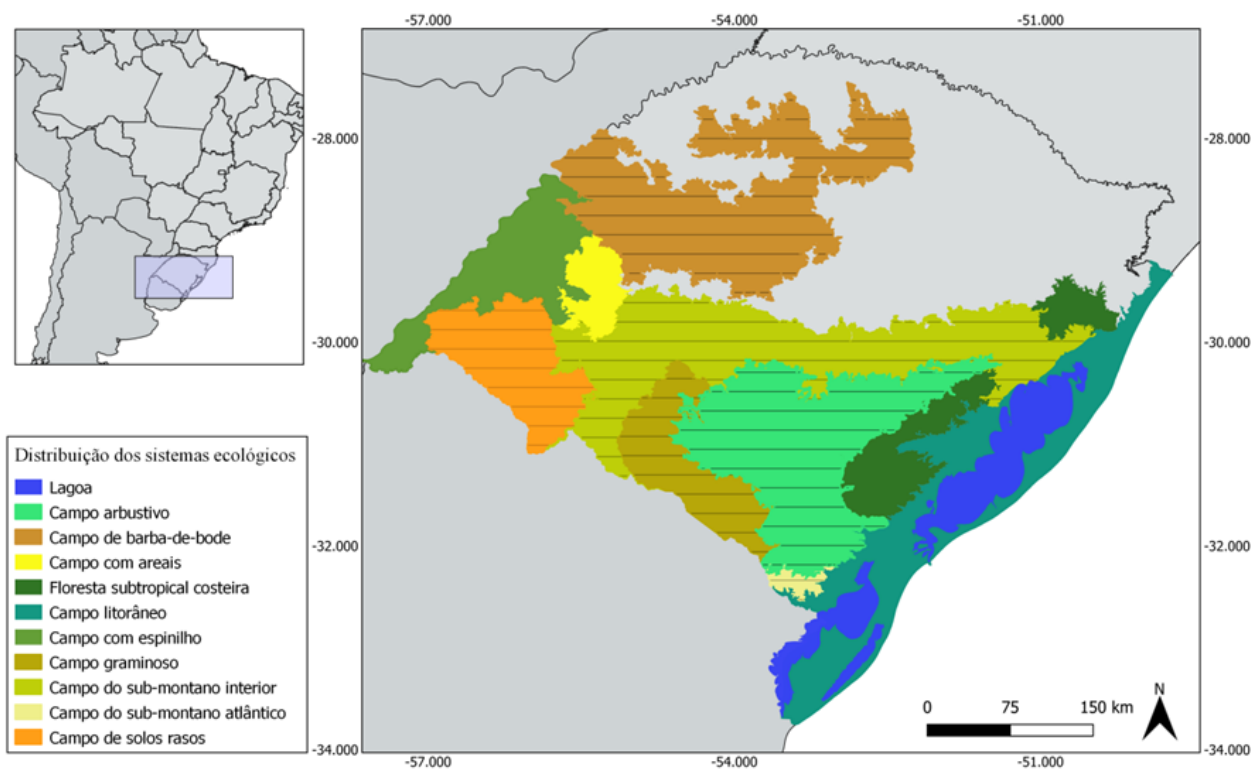


Figura 1. Distribuição dos ecossistemas campestres no bioma Pampa brasileiro, no Rio Grande do Sul (*sensu* Hasenack et al., 2023). Ecossistemas campestres marcados pela cor sobreposta por linhas foram amostrados.

3.2 Amostragem

A amostragem foi realizada em seis áreas, que correspondem aos ecossistemas campestres descritos na seção anterior. Em cada área, foram selecionados três riachos em paisagem de campo nativo historicamente utilizado para pastoreio extensivo de gado (bovino, ovino e equino) e três riachos em paisagem de cultivo agrícola, exceto em CSI, onde apenas um riacho em cultivo agrícola foi amostrado (Figura 2), totalizando 34 riachos amostrados. A amostragem de apenas um riacho no cultivo agrícola de CSI foi ocasionada por uma sinergia de fatores, tais como a estiagem prolongada (fenômeno La Niña) que reduziu enormemente o fluxo de água na área, e a preponderância de substratos arenosos, os quais, em áreas de cultivo agrícola, são suscetíveis à lixiviação para os leitos dos riachos, resultando na composição quase exclusiva de sedimentos finos inconsolidados, especialmente de areia.

Os locais de amostragem foram escolhidos com base na interpretação de imagens de satélite (*Google Earth*). Em cada riacho foram identificados três trechos de 50m, onde cinco

amostras foram coletadas em cada trecho, totalizando 15 amostras por riacho. As amostras foram coletadas usando um amostrador Surber (área de 0,01 m² e malha de 250 µm) em substrato de cascalho localizado em corredeiras (veja um resumo do delineamento amostral na Figura 3A). As amostras de cascalho em corredeira foram escolhidas devido a esse mesohabitat abrigar comunidades de macroinvertebrados mais diversas em comparação a substratos em remansos (Baptista et al., 2001; Buss et al., 2004). Além disso, o mesohabitat de cascalho em corredeiras abriga uma amostra de pequenas porções dos demais mesohabitats, dada a alta heterogeneidade do habitat, especialmente em riachos de baixa ordem.

Os seguintes descritores ambientais foram medidos em cada trecho de córrego: velocidade da água (m/s) usando o método de flutuação (Bain & Stevenson, 1999), largura e profundidade dos córregos (cm) usando uma fita métrica (cinco medições por trecho); condutividade elétrica (mS/cm); turbidez (NTU); concentração de oxigênio dissolvido (mg/L); pH; e temperatura da água (°C), medidos usando um medidor multiparâmetros modelo Horiba® (três medições por trecho). A estrutura da vegetação ripária (% de árvores, % de arbustos e % de herbáceas), proporção de mesohabitats (folhas em remanso (%FR), pedra em remanso (%PR), areia em remanso (%AR), folha em corredeira (%FC), pedra em corredeira (%PC), areia em corredeira (%AC) e lajedo (%Laj)) e porcentagem de cobertura vegetal em cada riacho foram estimadas visualmente. Cada riacho foi amostrado uma única vez.

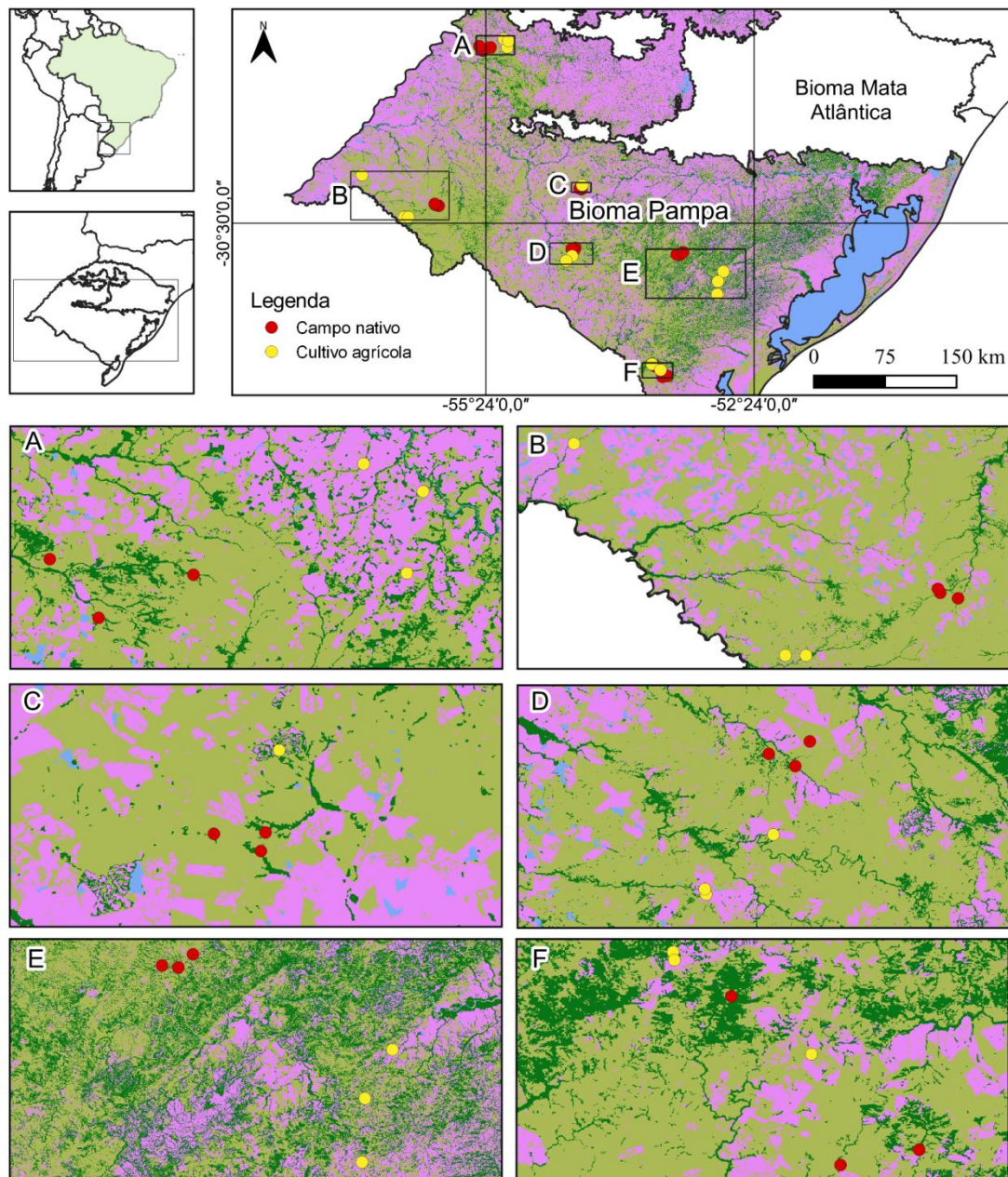


Figura 2. Localização das seis áreas (ecossistemas campestres) amostradas no bioma Pampa brasileiro: A) Campo de Barba-de-bode (Santo Antônio das Missões); B) Campo de Solos Rasos (Quaraí); C) Campo sub-montano interior (São Gabriel); D) Campo Graminoso (Lavras do Sul); E) Campo Arbustivo (Santana da Boa Vista e Canguçu) e F) Campo sub-montano atlântico (Jaguarão). A cor verde oliva representa campos nativos com pecuária; a cor verde escura representa as matas; e a cor roxa representa as áreas convertidas para cultivo agrícola. Os pontos vermelhos representam as áreas em campo nativo e os pontos amarelos áreas em campo com cultivo agrícola.

Os valores médios dos descritores ambientais locais, para os usos de solo em todos os ecossistemas campestres, não mostram padrões de mudanças fáceis de visualizar (Tabela 1). No entanto, observou-se que o oxigênio dissolvido e o pH variaram mais em relação ao uso do solo, a condutividade elétrica tendeu a ser mais baixa em riachos de cultivo agrícola (CA) e a turbidez foi mais alta nos riachos de campo nativo (CN). Além disso, houve variação nas características da vegetação ripária e dos mesohabitats entre os locais, refletindo as diferenças na paisagem e nas condições ambientais locais (Tabela 1).

A amostragem foi realizada no outono/primavera/verão entre outubro de 2018 a abril de 2023 correspondendo ao período de maior abundância dessas ordens de insetos na região mais ao sul do Brasil (Spies et al., 2006; Siegloch et al., 2008). As amostras coletadas foram fixadas em formalina a 5%. No laboratório, foram lavadas sobre de malha de 0,25 mm, triadas e identificadas sob um estereomicroscópio, e preservadas em etanol a 80%. Os táxons de EPT foram identificados no nível de gênero usando chaves taxonômicas (Wiggins, 1996; Pes et al., 2005, 2018; Salles et al., 2006, 2018; Domínguez et al., 2006; Lecci & Froehlich, 2011). Todo o material de referência coletado (licenças do Sisbio #62168-0, ##62168-1 e ##62168-2) foi depositado na Coleção de Invertebrados Aquáticos da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA).

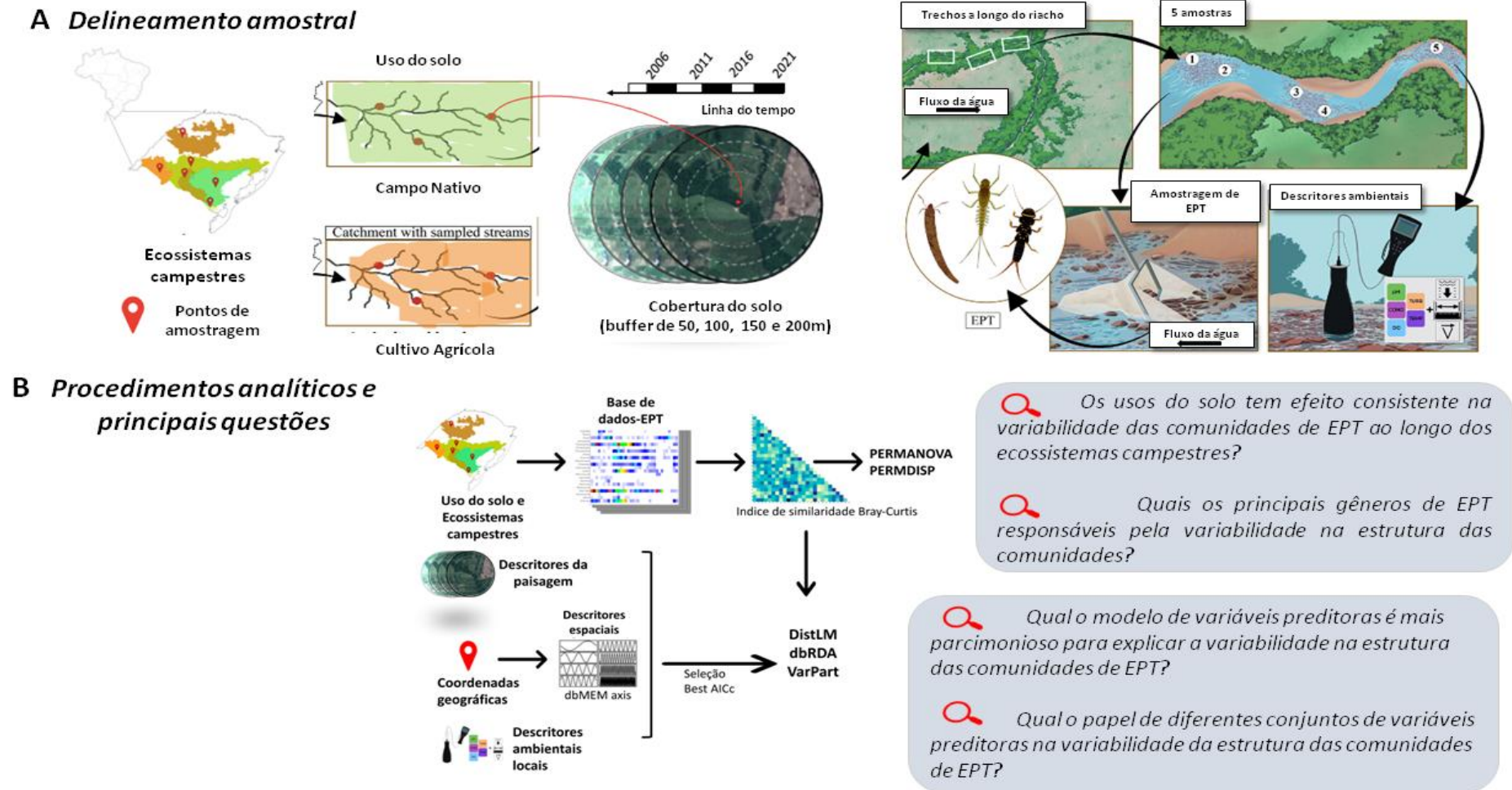


Figura 3. Infográfico que resume abordagens metodológicas empregadas para avaliar como o tipo de ecossistema campestre e os descritores ambientais locais afetam a estrutura das comunidades de insetos aquáticos: A) procedimento de amostragem de dados das comunidades e descritores ambientais; B) cronograma analítico de dados.

Tabela 1. Médias dos descritores ambientais locais coletados entre outubro de 2018 e abril de 2023, em riachos de seis ecossistemas campestres (campos de solos rasos - SOL; campos gramíneos - GRA; campos arbustivos - ARB; campos de barba de bode - BAR; campos do submontano atlântico - CSA; e campos do submontano interior - CSI) em campo nativo (CN) e cultivo agrícola (CA) no bioma Pampa brasileiro. Os valores entre parênteses são desvio padrão (DP).

Descritores locais	SOL		GRA		ARB		BAR		CSA		CSI	
	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA
Temperatura (°C)	26.2 (0.17)	20.7 (1.89)	19.8 (1.83)	20.1 (0.65)	25.8 (2.93)	24.19 (2.01)	21.86 (0.98)	19.11 (1.6)	22.5 (1.3)	24.79 (3.51)	20.04 (3.4)	19.20
Condutividade elétrica (mS/cm)	0.22 (0.07)	0.06 (0.03)	0.32 (0.02)	0.28 (0.02)	0.06 (0.01)	0.10 (0.02)	0.10 (0.07)	0.06 (0.01)	0.27 (0.1)	0.20 (0.05)	0.16 (0.09)	0.13
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5.00 (0.66)	6.81 (0.88)	7.13 (0.87)	5.48 (1.21)	6.99 (0.21)	7.02 (0.47)	14.37 (1.73)	18.1 (1.3)	7.38 (1.02)	6.85 (0.61)	8.18 (2.35)	5.83
pH	7.60 (0.23)	7.13 (0.19)	7.94 (0.08)	7.84 (0.17)	7.98 (0.80)	7.37 (0.24)	5.60 (0.74)	6.01 (0.23)	7.60 (0.48)	7.68 (0.39)	7.54 (0.29)	7.31
Turbidez (NTU)	3.76 (3.95)	8.24 (3.58)	20.87 (3.27)	16.55 (9.09)	20.47 (5.75)	8.60 (5.03)	11.27 (8.63)	6.65 (2.30)	16.40 (1.9)	19.32 (2.19)	3.40 (3.34)	3.62
Velocidade da água (m/s)	0.29 (0.08)	0.47 (0.06)	0.61 (0.15)	0.40 (0.12)	0.47 (0.10)	0.61 (0.04)	0.39 (0.08)	0.62 (0.23)	0.35 (0.01)	0.37 (0.08)	0.27 (0.07)	0.13
Largura (m)	3.44 (1.39)	5.82 (3.38)	2.76 (1.15)	1.81 (0.52)	2.52 (0.85)	4.63 (0.31)	3.02 (1.02)	3.75 (0.23)	3.14 (0.56)	2.34 (0.64)	10.2 (12.5)	1.55
Profundidade (cm)	10.73 (1.45)	17.8 (1.72)	12.07 (3.19)	10.98 (3.80)	10.4 (3.4)	16.26 (3.13)	8.58 (0.75)	13.7 (1.72)	9.37 (1.29)	8.97 (3.67)	6.25 (0.84)	8.03
Altitude (m)	154.3 (8.81)	103.3 (17.21)	161 (6.16)	195.3 (21)	207.7 (17.6)	217.7 (100)	95.66 (10.84)	138 (20.05)	104.7 (21.5)	164.7 (32.3)	136.3 (9.4)	129
Vegetação riparia %												
Árvores	58.3 (30.6)	26.7 (30.6)	33.3 (13.1)	20 (10.8)	21.7 (2.4)	23.4 (11.8)	16.7 (2.4)	46.7 (23.2)	50 (8.2)	37.3 (27.8)	56.7 (4.7)	60
Arbustos	28.3 (25.9)	36.7 (16.5)	45 (10.8)	65 (10.80)	50 (8.2)	45 (0)	50 (24.5)	28.3 (10.3)	36.7 (9.4)	28.3 (20.8)	33.3 (2.4)	30
Herbáceas	13.3 (4.7)	36.7 (26.6)	21.7 (23.6)	15 (4.1)	28.3 (8.5)	31.7 (11.8)	23.3 (13.1)	25 (18.7)	13.3 (4.7)	34.3 (39.5)	10 (4.1)	10
Mesohabitats %												
Folhas/remanso	23.3 (25.9)	16.7 (12.5)	7.7 (2.1)	6.7 (2.7)	7.3 (2.1)	9.3 (0.9)	1.7 (1.3)	6 (2.9)	12.33 (2.05)	8.3 (6.2)	9.3 (0.9)	20
Pedra/remanso	38.3 (23.6)	16.7 (16.5)	12 (1.41)	20 (7.1)	20 (8.2)	2.7 (2.05)	10 (4.1)	21.7 (10.3)	6 (4.32)	3.3 (1.25)	13.3 (15.3)	15
Areia/remanso	0.0	20.3 (21.3)	41 (4.32)	35 (18.7)	19.3 (13.1)	34.7 (21.3)	7.3 (7.1)	16.7 (9.4)	36.7 (4.7)	32.7 (3.8)	20 (0)	32
Folhas/corredeira	3 (1.41)	4.7 (0.5)	4 (2.2)	4.3 (0.9)	4 (2.8)	3.3 (1.25)	3 (1.6)	3.3 (1.2)	6 (1.4)	1.3 (0.9)	3.3 (2.9)	8
Pedra/corredeira	35.3 (3.8)	38.3 (14.3)	26.7 (8.5)	23.3 (11.8)	35 (10.8)	11.7 (6.2)	41.7 (18.)	29 (4.3)	16.8 (4.7)	14.3 (3.3)	23.3 (4.7)	15
Areia/corredeira	0.0	3.3 (4.7)	7.3 (5.6)	3 (1.41)	2 (0.8)	33.3 (17)	0.3 (0.5)	3.3 (4.7)	15.8 (7.4)	35 (4.1)	19 (15.8)	5
Lajedo	0.0	0.0	0.0	7.7 (2.05)	12.3 (3.8)	5 (4.1)	36 (24.1)	20 (16.3)	6.8 (2.4)	1.7 (1.25)	11.7 (2.4)	5
Cobertura Vegetal	56.7 (24.9)	43.3 (34)	36.7 (9.4)	90 (0)	50 (16.3)	56.7 (18.9)	63.3 (18.7)	70 (16.3)	50 (0)	36.7 (24.9)	63.3 (9.4)	90

3.3 Métricas da paisagem

Os descritores da paisagem foram registrados em quatro escalas distintas, utilizando buffers de 50, 100, 150 e 200 metros (Nessimian et al. 2008; Petersen et al. 2004; Brasil 2012, Souza et al., 2020b) no entorno de cada um dos riachos amostrados, com o objetivo de determinar a escala que melhor representa a influência da cobertura do solo nas comunidades de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Para cada ponto de amostragem em cada área de buffer, os percentuais de cada classe de cobertura do solo foram calculados, incluindo: i) formação florestal, ii) silvicultura, iii) formação campestre, iv) cultivo agrícola, v) área não vegetada e vi) água.

Os dados referentes às classes de cobertura do solo foram coletados para cada área de buffer nos anos de 2006, 2011, 2016 e 2021, objetivando analisar o histórico de conversão de uso do solo, especialmente focalizando na perda de vegetação nativa (Camana et al., 2020). Essas informações foram obtidas por meio dos mapas de cobertura do solo da coleção 7 do MapBiomias, derivados do processamento de imagens do satélite Landsat, com resolução espacial de 30 metros (Souza et al., 2020a), e disponibilizados na plataforma *Google Earth Engine*. Em seguida, os dados foram exportados para o *software QGIS 3.22.16*, no qual foi realizada a reclassificação dos mapas, a criação dos buffers e o recorte dos mapas a partir da camada de cada buffer. Posteriormente, o cálculo de áreas de cada classe de cobertura do solo foi realizado, em cada buffer, a partir do *software R* (Figura 4).

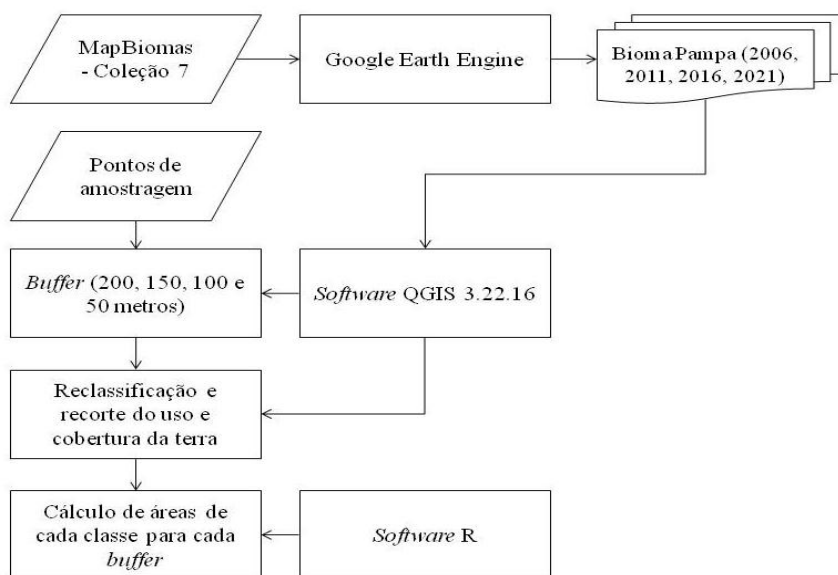


Figura 4. Fluxograma ilustrando o processo de obtenção das métricas da paisagem.

Para o processamento das análises de cobertura do solo, as classes originais foram reclassificadas em duas classes: vegetação nativa (formação floresta, formação campestre e água) e vegetação convertida (silvicultura, cultivo agrícola e área não-vegetada). A área de vegetação nativa e vegetação convertida foi transformada em porcentagem, para extrair a informação de perda de vegetação nativa em cada tamanho de buffer e ano referência, totalizando 16 descritores de perda de vegetação nativa. Adicionalmente, foi utilizada a cobertura de vegetação florestal no buffer de 50m como proxy para cobertura de mata ciliar no entorno dos riachos amostrados, nos quatro anos de referência, resultando em quatro descritores. Assim, o conjunto de descritores de cobertura do solo foi composto por 20 descritores, as médias e desvio padrão por ecossistema campestre x uso do solo são apresentados no *material suplementar*.

Os ecossistemas que apresentaram maior grau de conversão foram GRA e ARB. Em GRA em 2006, os riachos em cultivo agrícola já apresentavam 21,7% de conversão, que alcançou 51,3% em 2021. Em contraste, os riachos de campo nativo não apresentaram conversão em 200m de entorno. O ecossistema ARB apresentou taxa de conversão semelhante, em 2006 os riachos de cultivo agrícola tinham conversão de 6,5%, que foi aumentando até 40% em 2021, enquanto que os riachos em campo nativo tinham 0,8% de conversão em 2006, que se mantevem baixa até 2016, e aumentou para 12,5% em 2021. Os ecossistemas CSI, CSA e BAR apresentaram níveis médios de conversão. Em CSA, ocorreu 27,3% de conversão nos riachos de cultivo agrícola em 2016, e se manteve em taxa semelhante em 2021 (em 23,7%), enquanto nos riachos de campo nativo havia uma pequena conversão em 2006 e 2011 (0,4%), mas houve recuperação em 2016 e 2021. Em CSI, a conversão é recente, ocorrendo em 2021, em 19,6% dos riachos em cultivo agrícola, enquanto nos riachos em campo nativo ocorreu baixa conversão (1,7% em 2016). No ecossistema campestre BAR, em buffer de 200m, em 2006 os riachos de campo nativo apresentavam 1,2% de conversão, enquanto os riachos de cultivo agrícola apresentaram 16,75% de conversão. Em 2021, as áreas de campo nativo mantiveram-se estáveis, com a mesma taxa de conversão, enquanto nos riachos de cultivo agrícola ocorreu um aumento para 27,2%. No ecossistema SOL foi registrada a menor taxa de conversão (em buffer de 200m), em 2006 havia conversão de 4,7% nos riachos de cultivo agrícola, posteriormente houve abandono de áreas, em 2021 a área convertida representou 0,8%. Nos riachos de campo nativo, foi registrada conversão pontual de 2,2% em 2011, sendo recuperada posteriormente.

3.5 Análises estatística

A unidade amostral utilizada foi o riacho (i.e. cada amostra foi constituída pelo somatório de 15 subamostras recolhidas ao longo de três trechos em cada riacho). Assim, cada uso do solo foi representado por 18 amostras (i.e. 3 riachos x 6 ecossistemas campestres), totalizando 34 amostras (apenas uma amostra de cultivo agrícola em CSI). Alternativamente, cada ecossistema campestre foi representado por seis amostras (três amostras de campo nativo e três amostras de cultivo agrícola). A suficiência amostral foi examinada através do programa *iNEXT online* (Chao et al., 2016), para verificar a cobertura das amostras em cada riacho. Todas as amostras apresentaram uma cobertura amostral maior que 95%. A matriz de abundância de EPT foi transformada utilizando raiz quadrada para mitigar o efeito de táxons quantitativamente dominantes (Clarke et al., 2006; Clarke et al., 2014). Em seguida, a matriz foi representada como um mapa de calor (shade plot), permitindo a visualização da variação na abundância entre diferentes ecossistemas campestres (veja um resumo da abordagem analítica na Figura 3b). Os gêneros mais representativos da dissimilaridade entre os usos do solo foram investigados utilizando análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) (Clarke & Gorley, 2015).

Para avaliar o objetivo principal, do possível impacto do uso do solo na estrutura das comunidades de EPT (campo nativo com pecuária x campo convertido para cultivo agrícola), considerando a variabilidade entre os ecossistemas campestres, foi utilizada uma análise de variância multivariada, que utiliza procedimento de permutações com base em medidas de similaridade, a PERMANOVA (Anderson et al., 2008). A rotina PERMANOVA foi realizada utilizando um delineamento de dois fatores cruzados (fixo x fixo): fator 1 – ‘uso do solo’ representando a conversão de habitat (dois níveis) e fator 2 – ‘ecossistema’ representando os ecossistemas campestres (seis níveis) (Anderson, 2014). A matriz de similaridade entre as amostras foi calculada utilizando o índice de Bray-Curtis. A significância estatística dos fatores na PERMANOVA foi acessada utilizando 9999 permutações. Em seguida, o teste de dispersões multivariadas baseado em distância (PERMDISP) (Anderson et al., 2008) foi utilizado para testar a hipótese nula de não haver diferença na dispersão multivariada dentro dos grupos, considerando os fatores ‘uso do solo’ e ‘ecossistema’, bem como a interação entre eles. O aumento ou a diminuição na dispersão multivariada de dados ecológicos são indicados como um fator potencialmente indicador de alterações ambientais (Anderson et al. 2008). Assim, as possíveis diferenças nas observações para centróides de grupos foram

calculadas com base na mesma matriz de similaridade utilizada para a PERMAVOVA, usando estatísticas ANOVA F, com 9.999 permutações (Anderson et al., 2008).

Uma análise de coordenadas canônicas principais (CAP) (Anderson & Willis, 2003) foi realizada para verificar a distinção entre os grupos com resultado significativo na PERMANOVA. Esse método é recomendado para identificar os principais eixos por meio da dispersão multivariada dos dados, os quais melhor distinguem grupos pré-definidos (Anderson & Willis, 2003). Isso é especialmente útil em situações onde há o risco de que padrões na dispersão multivariada dos dados possam ser obscurecidos por ordenações comuns baseadas em gradientes indiretos (Anderson & Willis, 2003). A CAP testou a distinção na estrutura das comunidades de EPT dos grupos de amostras representando a interação entre fatores. Nesta análise, devido ao baixo número de amostras nos grupos da interação (ecossistema x uso do solo = 3) foi utilizada a matriz com o trecho como amostra (i.e. 3 trechos por riacho = 9 amostras por 'ecossistema x uso do solo'). Foi utilizado índice de similaridade de Bray-Curtis e 9999 permutações. Os dois eixos que melhor representaram a distinção entre grupos foram sobrepostos à matriz de abundância para identificar os gêneros de EPT mais relacionados a cada grupo (correlação de Spearman acima de 0,3).

O modelo linear baseado em distância não paramétrico (DistLM) em combinação com a análise de redundância baseada em distância (dbRDA) foi utilizado para explorar a hipótese de que a variabilidade na estrutura das comunidades de EPT pode ser explicada pelos descritores ambientais locais e/ou pelos descritores de cobertura do solo frente à estrutura espacial intrínseca (ou seja, distâncias geográficas entre os locais amostrados). Isso significa que nossa abordagem pode examinar explicitamente a proporção de variação nos dados das comunidades que é explicada pelos descritores ambientais locais, pela cobertura do solo, além da quantidade explicada apenas pelos descritores espaciais (Anderson et al., 2008). Portanto, construímos três conjuntos de descritores preditores: (1) um conjunto de descritores ambientais locais, (2) um conjunto de descritores de cobertura do solo e (3) um conjunto de descritores espaciais representadas por escores ortogonais de Mapas de Eivenvetores de Moran baseados em distância (dbMEM) (Legendre & Legendre, 2012), seguindo as recomendações originais de Dray et al. (2006). Por fim, usamos como critério de seleção o 'Critério de Informação de Akaike corrigido' (AICc) e o modelo *Best* para selecionar o subconjunto de descritores mais parcimonioso de cada conjunto de descritores. Ambos os conjuntos de descritores foram previamente examinados quanto à colinearidade, por meio de

uma matriz de correlação (índice de Pearson) e, para a necessidade de pré-tratamento dos dados, utilizando gráficos de *Draftsman* (Anderson et al., 2008; Manly, 2008). Essa abordagem permitiu identificar e excluir dados altamente correlacionados, assim, foram mantidos apenas descritores com correlação $r < 0,70$ (Dormann et al., 2013), visando preservar a robustez e a independência das informações. No conjunto de descritores de cobertura do solo, foram excluídos 16 descritores devido à alta colinearidade, assim foram mantidos apenas quatro descritores. No conjunto de descritores ambientais locais, apenas os sólidos totais foi excluído, pois apresentou alta correlação com a condutividade elétrica. Quatro descritores ambientais locais foram transformados por $\log(x+0,1)$ (oxigênio dissolvido; largura; %folha remanso e %lajedo).

Os escores de dbMEM foram calculados utilizando as coordenadas geográficas originais dos locais amostrados e os dados multivariados das comunidades de EPT previamente resumidos pelos dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre & Anderson, 1999). A PCoA foi baseada na mesma matriz de semelhança utilizada na análise PERMANOVA. A distância de truncamento (ou seja, a distância geográfica mínima que conecta todos os locais amostrados) foi calculada automaticamente como 190,383 km. Foram considerados na etapa seguinte da análise (ou seja, ordens DistLM e dbRDA) apenas os escores dbMEM estatisticamente significativos, ou seja, com $p < 0,05$.

O modelo DistLM modela a relação dos conjuntos de descritores (ambientais locais, cobertura do solo e espaciais) com os dois primeiros eixos do PCoA da comunidade (Legendre & Anderson, 1999). Nesta análise, utilizamos procedimentos de seleção *Best* (critério AICc) para todas as combinações possíveis de descritores preditoras, para cada conjunto de preditores separadamente (Anderson et al., 2008). Em seguida, realizamos dois testes parciais DistLM considerando apenas os conjuntos de descritores ambientais locais e espaciais selecionados nas duas fases de seleção anteriores para avaliar a partição da variação entre ambos os conjuntos de preditores. O conjunto de dados de cobertura do solo foi marginalmente significativo ($p=0,06$), portanto, não foi utilizado. Então, nos primeiros testes parciais do DistLM, ajustamos o conjunto espacial primeiro, seguido pelo conjunto ambiental local, já que nossa hipótese nula era de que não existia nenhuma relação entre a estrutura das comunidades de EPT e os descritores ambientais locais, considerando os descritores espaciais (Anderson et al., 2008). Em seguida, no segundo teste parcial do DistLM, ajustamos o conjunto ambiental primeiro, seguido pelo conjunto espacial. Além disso, procuramos pelos

Testes Sequenciais permutacionais para verificar a significância estatística e quantificar a variação dos seguintes componentes: [a] a variação explicada de forma independente pelo conjunto de descritores espaciais; [b] a variação compartilhada por ambos os conjuntos de descritores (ou seja, a contribuição da variação ambiental espacialmente estruturada); [c] a variação explicada de forma independente pelo conjunto de descritores ambientais; [a+b+c] a variação total explicada pelo modelo, e [d] a variação não explicada (Legendre & Legendre, 2012).

Finalmente, o conjunto de descritores ambientais locais e espaciais selecionados nas fases anteriores foram ajustados a um novo DistLM em combinação com uma ordenação dbRDA, utilizando o procedimento de seleção *Best* (critério AICc) para encontrar a combinação linear de descritores que explica a maior variação no modelo mais parcimonioso, e para examinar a variância explicada por cada conjunto de descritores ambientais/espaciais, fornecendo estatísticas pseudo-F e respectivos valores de p associados (Anderson et al., 2008). Além disso, os descritores que melhor explicaram os dados foram sobrepostos como biplots representando a força (comprimento do vetor) e direção da influência (Anderson et al., 2008). Para isso, as saídas do DistLM foram representadas com gráficos de bolhas bidimensionais (2D) (dbRDA) dos gêneros que obtiveram correlação de $r > 0,5$ na CAP. Os descritores ambientais foram automaticamente padronizados (pelo desvio padrão) para eliminar a influência de diferentes unidades de medida (Clarke & Gorley, 2015). A maioria das análises multivariadas foi realizada usando o Primer-E 7.0.23 e o software Permanova+ (Anderson et al., 2008; Clarke & Gorley, 2015), exceto os escores do db-MEM, para os quais os cálculos foram obtidos usando o software Spatial Analysis in Macroecology (SAM) (Rangel et al., 2006).

4. Resultados

No total, foram coligidos 30.026 indivíduos de EPT distribuídos em 16 famílias e 36 gêneros (Tabela 2). Destes, 18.121 foram coletados nos riachos em campo nativo (70,6%), enquanto 7.549 nos riachos em cultivo agrícola (29,40%), representando uma perda de 3/4 da abundância de EPT nos riachos convertidos para agricultura. Os ecossistemas campestres apresentaram grande variação na abundância total de EPT: GRA com 8.675 indivíduos (aproximadamente 28%), CSA com 6.082 (20,3%), CSI com 5.971 (19,9%), SOL com 4.538 (15,1%), ARB com 2.894 (9,6%) e BAR com 1.865 (6,3%) (Tabela 2). Individualmente, os

ecossistemas campestres apresentaram um padrão de menor abundância de EPT nos riachos de cultivo agrícola, com algumas exceções em BAR e CSA (Figura 5).

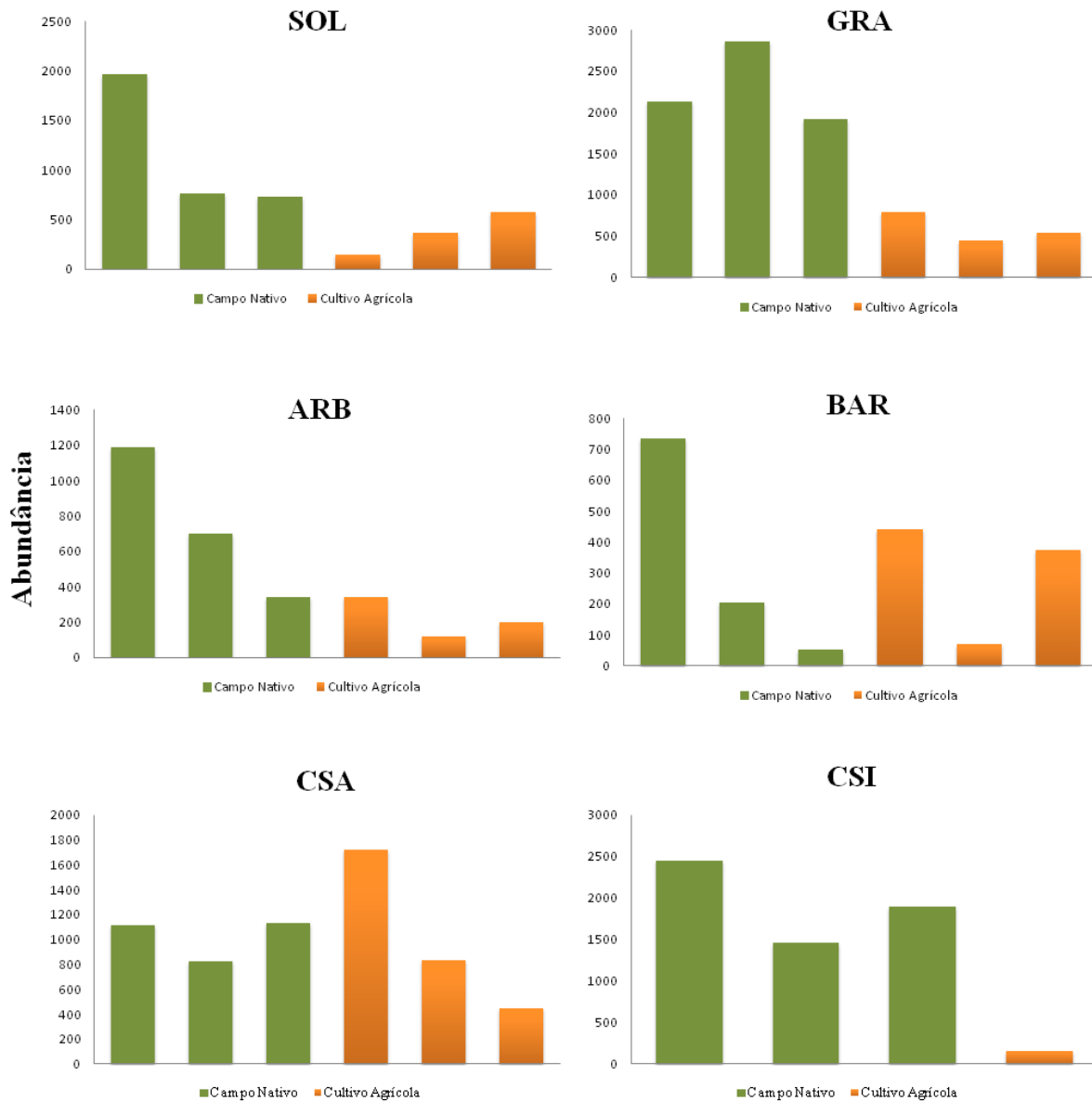
As comunidades de EPT de riachos em áreas de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa foram dominados por cinco gêneros, que juntos representaram 76,82% da abundância total (Tabela 2). Destes, o gênero *Americabaetis* Kluge, 1992 apresentou 31% da abundância (n=9.318), seguido de *Smicridea* McLachlan, 1871 com 20,51% (n=6.160), *Traveryphe*s Molineri, 2001 com 14% (n=4.220), *Chimarra* Stephens, 1829 com 6% (n=1.822) e *Farrodes* Peters, 1971 com 5,15% (n=1.545) (Tabela 2). Estes gêneros também apresentaram a maior contribuição para a diferença entre os usos do solo: *Smicridea* (14,6%), *Americabaetis* (13,9%), *Traveryphe*s (10,6%), *Farrodes* (6,8%) e *Chimarra* (6,3%).

O gráfico de sombreamento evidenciou o declínio na abundância da maioria dos gêneros de EPT nos riachos em cultivo agrícola comparado aos em campo nativo (Figura 6), 67% dos gêneros apresentaram redução igual ou superior a 50% (24 de 36 gêneros). Por exemplo, para Ephemeroptera, *Caenis* Stephens, 1835 apresentou redução de 85% (907 em campo nativo a 142 em cultivo agrícola), *Baetodes* Needham & Murphy, 1924 perda de 81% (406 em campo nativo a 77 em cultivo agrícola), *Traveryphe*s perda de 78% (3.469 em campo nativo a 751 em cultivo agrícola), *Americabaetis* foi reduzido em 65% (6.895 em campo nativo a 2.423 em cultivo agrícola), *Tricorythopsis* Traver, 1958 e *Farrodes* reduziram mais ou menos em 50% em riachos de cultivo agrícola (Figura 6).

Para Trichoptera, *Itauara* Müller, 1888 foi reduzido em 87% (de 1.158 em campo nativo a 158 em cultivo agrícola), *Smicridea*, apresentou redução de 78% (de 5.025 indivíduos em campo nativo a 1.135 indivíduos em cultivo agrícola), enquanto *Chimarra* foi reduzida à metade (de 1.223 em campo nativo a 609 em cultivo agrícola) (Figura 6). Em contraste, alguns gêneros foram mais representativos em riachos de cultivo agrícola, por exemplo, *Marília* Muller, 1880 (597 indivíduos) e *Helicopsyche* Siebold, 1850 (174 indivíduos). Estes ocorreram exclusivamente nos riachos em campo nativo em alguns dos ecossistemas campestres (SOL, GRA e BAR), porém, apresentaram alta abundância em um dos ecossistemas em áreas de cultivo agrícola (CSA), ocasionando diferenças significativas (Figura 6). Os gêneros exclusivos nos riachos em campo nativo ou cultivo agrícola apresentaram abundância geral muito baixa.

Tabela 2. Composição taxonômica e abundância de gêneros de EPT em riachos de seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode – BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-motano interior - CSI) em campo nativo - CN e de cultivo agrícola - CA coletado entre outubro de 2018 e abril de 2023.

Gênero	SOL		GRA		ARB		BAR		CSA		CSI		Total
	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	
EPHEMEROPTERA													
<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	372	480	679	184	1115	223	38	133	468	1369	4223	34	9318
<i>Apobaetis</i> Day, 1955	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	3
<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1921	15	2	26	43	63	12	10	20	201	0	94	0	486
<i>Camelobaetidium</i> Demoulin, 1966	44	171	19	8	61	4	0	15	1	10	0	0	333
<i>Cloodes</i> Traver, 1938	93	12	0	0	1	0	9	0	1	4	0	0	120
<i>Tupiara</i> Salles & Lugo-Ortiz, 2003	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	281	83	14	5	11	3	244	8	15	23	342	20	1049
<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	570	71	2268	20	107	147	1	81	523	431	0	1	4220
<i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	1	3	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	9
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	11	4	235	10	168	147	7	110	438	85	0	0	1215
<i>Askola</i> Peters, 1969	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Farrodes</i> Peters, 1971	18	117	492	35	154	28	8	147	96	106	267	77	1545
<i>Homothraulus</i> Esben-Petersen, 191	1	10	0	0	2	0	0	6	0	0	0	0	19
<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	85	28	140	4	198	0	0	114	0	0	0	0	569
PLECOPTERA													
<i>Anacronewria</i> Klapálek, 1909	1	0	1	0	13	12	0	8	9	0	0	2	46
<i>Paragripopteryx</i> Enderlein, 1909	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
TRICHOPTERA													
<i>Phylloicus</i> Müller, 1880	0	0	0	2	0	0	0	0	11	11	41	5	70
<i>Itaouara</i> Müller, 1888	6	2	1087	80	31	34	24	35	10	7	0	0	1316
<i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	8	7	0	0	0	0	0	1	243	9	1	0	269
<i>Metrichia</i> Ross, 1938	19	1	0	0	1	1	0	1	169	11	9	0	212
<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	9	7	41	85	5	2	1	1	1	28	31	9	220
<i>Hydroptilidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
<i>Ochrotrichia</i> Moseley, 1934	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	5
<i>Alisotrichia</i> Flint, 1964	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	6
<i>Peltopsycha</i> Müller, 1879	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Austrotinodes</i> Schmid, 1955	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856	0	0	0	0	0	0	18	0	29	174	38	0	259
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	1755	67	880	822	294	43	613	73	739	125	744	5	6160
<i>Nectopsyche</i> Müller, 1879	1	0	1	0	0	0	0	0	0	9	8	0	19
<i>Tripletides</i> Kolenati, 1859	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	3
<i>Manlia</i> Müller, 1880	4	0	28	0	0	0	0	0	57	597	0	0	686
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	165	6	993	465	8	3	1	132	56	2	0	1	1832
<i>Atopsyche</i> Banks, 1905	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	12	0	18
Total	3464	1074	6907	1768	2234	660	979	886	3078	3005	5815	156	30026
Total por ecossistemas campestres	4538		8675		2894		1865		6083		5971		



Riachos

Figura 5. Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos riachos de campo nativo e cultivo agrícola de cada ecossistema campestre amostrado entre outubro de 2018 e abril de 2023, no bioma Pampa brasileiro. (campos de solos rasos - SOL; campos gramíneos - GRA; campos arbustivos - ARB; campos de barba de bode - BAR; campos do submontano atlântico - CSA; e campos do submontano interior - CSI).

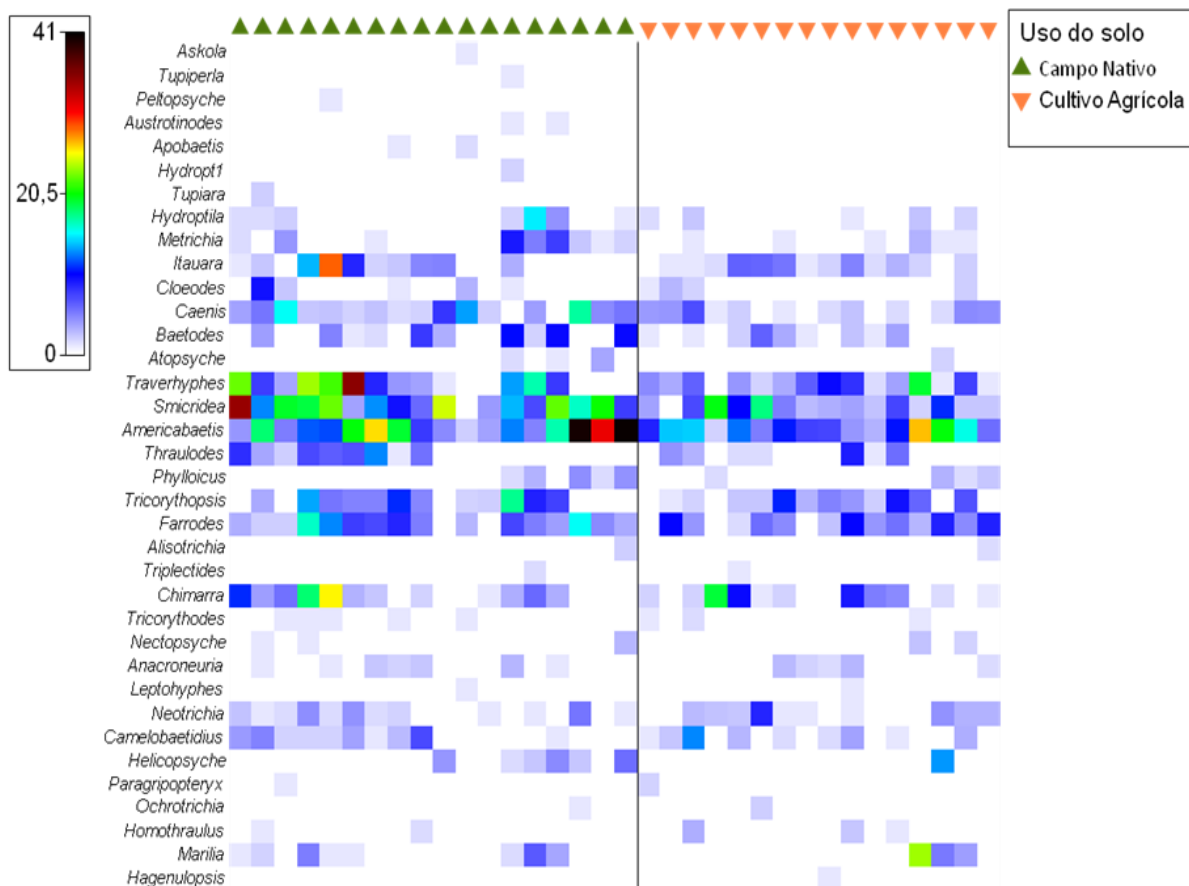


Figura 6. Abundância dos gêneros (*shade plot*) de EPT de riachos em campo nativo e em cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro, coletados entre outubro de 2018 e abril de 2023. O gradiente de cor representa a abundância com dados previamente transformados (raiz quadrada). As cores mais frias representam as menores abundâncias e as cores mais quentes as maiores abundâncias.

4.1 Estrutura das comunidades

A análise da variabilidade na estrutura das comunidades de EPT (PERMANOVA) evidenciou diferenças tanto no fator 'uso do solo' (que representa a conversão de habitat), quanto no fator 'ecossistema' (que reflete a variabilidade dos ecossistemas campestres), bem como na interação entre os fatores 'ecossistema x uso do solo' (Tabela 3). A partilha da variabilidade entre os componentes de variação evidenciou que 23% na variação na estrutura das comunidades de EPT ocorreu entre os ecossistemas campestres, 22% na interação entre os fatores 'ecossistema x uso do solo, e 8% na variação entre os usos do solo, os 46% restantes correspondem variação entre os riachos, ou seja, nos resíduos (Tabela 3). A análise

de dispersão multivariada (PERMDISP) mostrou diferença significativa para a interação ‘ecossistema x uso do solo’ ($F=10,55$; $p<0,01$). As comparações pareadas revelaram que ao menos dois ecossistemas campestres apresentaram tendência de dispersão multivariada distintas ($p=0,09$ para ambos) entre campo nativo e cultivo agrícola: GRA ($t= 2,56$) e BAR ($t= 5,38$).

Tabela 3. PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis e modelo misto de dois fatores (fixo e fixo), contendo a porcentagem relativa dos componentes de variância (CV%) calculados para a estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo e cultivos agrícolas no bioma Pampa brasileiro.

Fonte de variação	gL	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	CV
Ecossistema	5	19669	3933,9	3,7682	0,001	23,53%
Uso do solo	1	3835,6	3835,6	3,674	0,002	8,03%
Ecossistema x Uso do solo	5	12001	2400,2	2,2991	0,001	22,08%
Resíduo	22	22967	1044			46,36%
Total	33	59679				

A análise de coordenadas canônicas principais (CAP) evidenciou a distinção na estrutura das comunidades de EPT entre os grupos da interação dos fatores ($m = 12$; traço = 5,09; $p<0,01$) e classificou corretamente 81,4% das amostras (Figura 7). Os dois primeiros eixos da análise retiveram uma porção razoável dessa estruturação ($\delta_1 = 0,92$ e $\delta_2 = 0,88$, respectivamente), permitindo visualizar a relação dos gêneros com os grupos de amostras (Figura 7). Por exemplo, *Tricorythopsis* apresentou maior abundância em amostras de campo nativo de ARB; *Traverhyphes* em amostras de cultivo agrícola de ARB e BAR; *Itauara*, *Thraulodes* Ulmer, 1920 e *Chimarra* nas amostras de campo nativo em GRA, SOL e ARB; *Metrichia* Ross, 1938 nas amostras de CSA (ambos os usos de solo); *Caenis*, em campo nativo de CSI e BAR; *Americabaetis*, *Helicopsyche* e *Phylloicus* principalmente em campo nativo de CSI, mas também em cultivo agrícola de CSA.

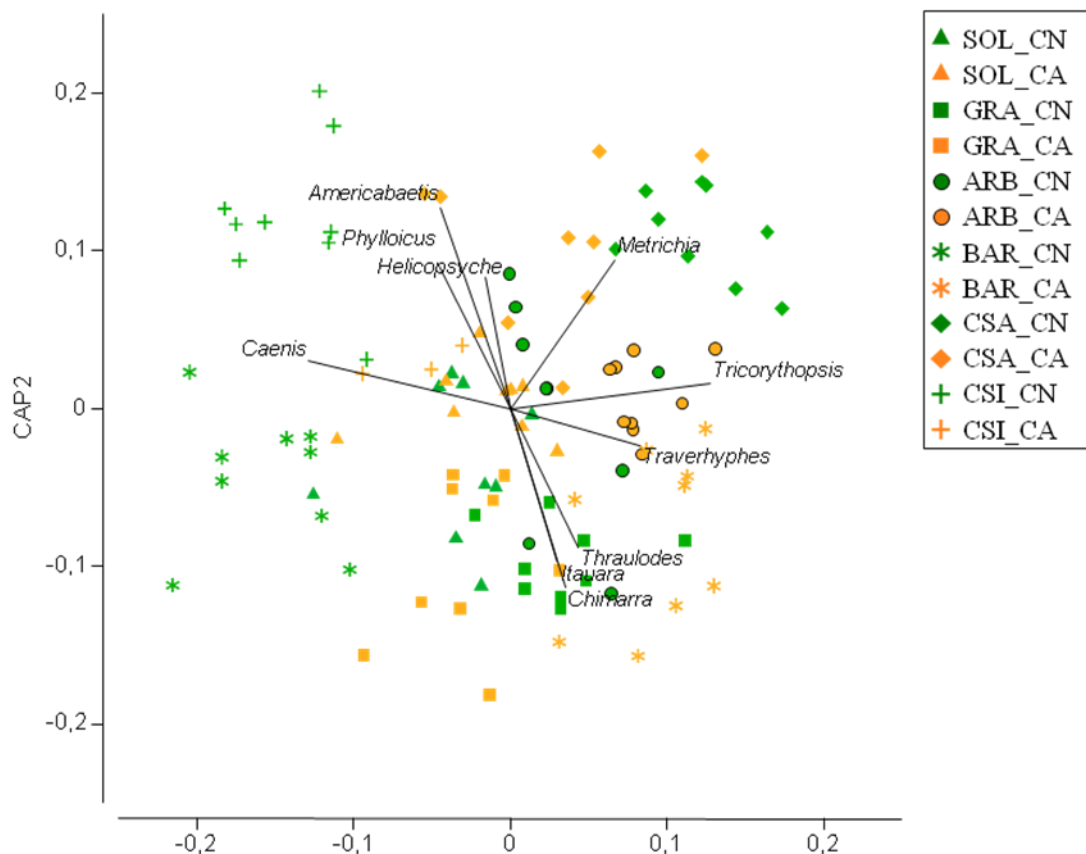


Figura 7. Análise de coordenadas canônicas principais representando a variabilidade na estrutura das comunidades de EPT de riachos em campo nativo (CN) e riachos em cultivo agrícola (CA) em seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode – BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-montano interior - CSI).

4.2 Influência dos descritores ambientais locais e de cobertura do solo

A estrutura espacial presente na matriz multivariada das comunidades de EPT foi resumida em dois escores ortogonais de dbMEM que foram significativamente correlacionados com os primeiros dois eixos da PCoA da estrutura multivariada das comunidades de EPT ($p < 0,05$): filtro 1, correlacionado com o eixo 2 da PCoA, e filtro 2, com o eixo 1 da PCoA. Em ambos os casos, houve autocorrelação positiva associada a curtas distâncias (até 150 km). O filtro 1 apresentou uma autocorrelação negativa a partir das médias distâncias (acima de 200 km), enquanto o filtro 2 apresentou uma autocorrelação

negativa em distâncias médias ($\cong 200 - 350$ km) e novamente positiva em distância mais longas (acima 400 km) (Figura 8). O procedimento de seleção *Best* na rotina DistLM reteve apenas o filtro 1 ($AICc=254,94$; $Pseudo-F=3,039$, $p<0,01$).

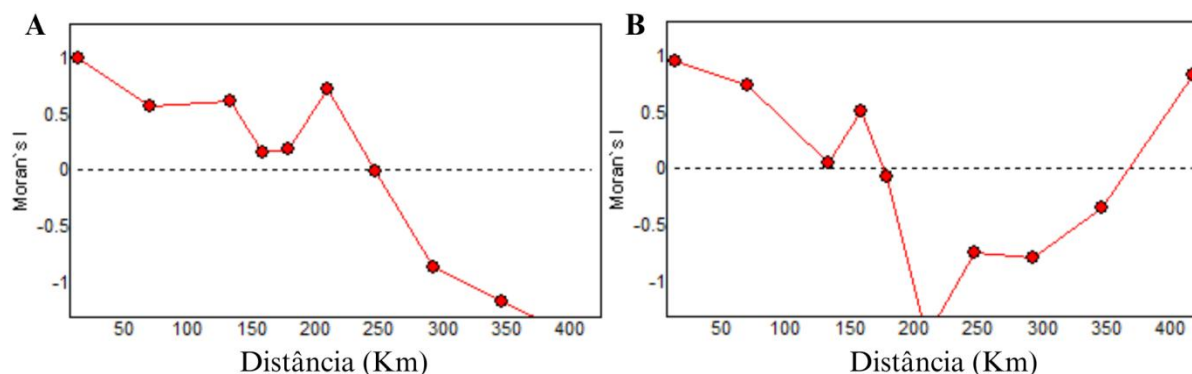


Figura 8. Escores dos mapas de autovetores de Moran baseados em distância (dbMEM) representando a autocorrelação espacial relacionada a estrutura das comunidades de EPT do primeiro eixo de PCoA (filtro 2) (A) e do segundo eixo da PCoA (filtro 1) (B), ao longo de classes de distância (km) entre os riachos amostrados em dois usos do solo em seis ecossistemas campestres no bioma Pampa brasileiro.

Os procedimentos de seleção *Best* na rotina DistLM retiveram quatro descritores no conjunto mais parcimonioso, de descritores ambientais locais (condutividade elétrica, velocidade da água, porcentagem de areia em corredeira e cobertura vegetal) ($AICc=253,11$; $Pseudo-F= 3,272$, $p<0,01$). O procedimento de seleção de descritores de cobertura do solo no entorno dos riachos nos buffers de 50, 100, 150 e 200 m resultaram em nenhum descritor incluído, pois todos apresentaram testes marginais não significativos ($p>0,05$). Assim, a partilha da variabilidade na estrutura das comunidades de EPT, entre os conjuntos de descritores espaciais e ambientais locais mais parcimoniosos, através dos testes parciais na rotina DistLM, resultaram em: 4,1% explicado pelo descritor espacial [a]; 1,7% compartilhado, ou seja, explicado pelos descritores ambientais espacialmente estruturados [b], e 19,9% explicado pelos descritores ambientais locais selecionados acima [c]; assim, este modelo explicativo representou 25,7% da variação na estrutura multivariada das comunidades de EPT [a+b+c], enquanto 74,3% da variabilidade permaneceu não explicado [d] pelo modelo (Figura 9).

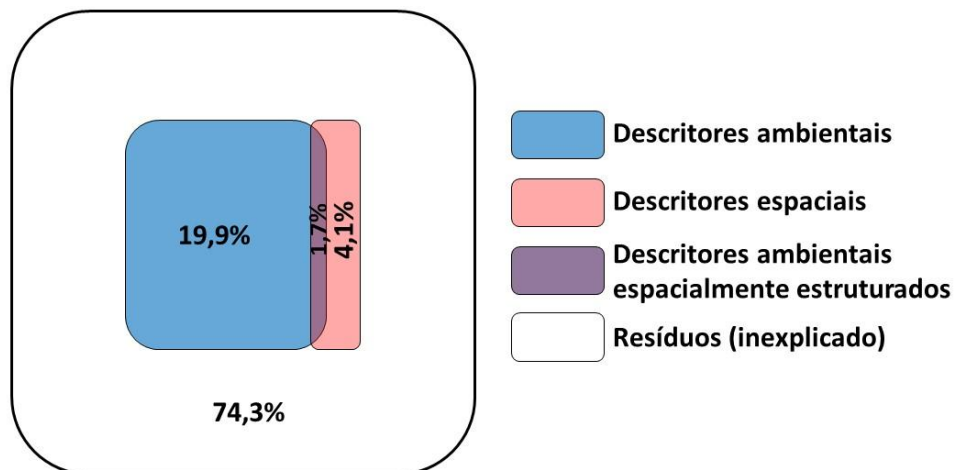


Figura 9. Partilha de variância da estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), explicada pelos conjuntos de descritores espaciais e ambientais locais mais parcimoniosos, em riachos de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro.

A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) representou a relação entre comunidades de EPT e descritores ambientais locais. Os dois primeiros eixos do dbRDA explicaram 21,5% da variação total das comunidades de EPT, e o modelo ajustado explicou 69% da variação resumida nos dois primeiros eixos (Figura 10). No primeiro eixo, houve uma correlação positiva entre a velocidade da água e a porcentagem do mesohabitat de areia na corredeira (%AC) ($r = 0,34$ e $0,43$ respectivamente), enquanto a condutividade elétrica e a cobertura vegetal foram negativamente correlacionadas com este eixo ($r = -0,81$ e $-0,17$ respectivamente). No segundo eixo, a condutividade elétrica, velocidade da água e cobertura vegetal foram positivamente correlacionadas, enquanto a %AC foi correlacionada positivamente ($r = 0,008$, $0,80$, $0,36$ e $-0,43$, respectivamente). Assim, a porcentagem do mesohabitat de areia na correnteza foi correlacionada positivamente com riachos em paisagem de cultivo agrícola (CSA e ARB), e alguns riachos em campo nativo de CSI. A maior cobertura vegetal foi relacionada principalmente aos riachos em GRA, tanto em paisagem de campo nativo como de cultivo agrícola. A condutividade elétrica foi positivamente correlacionada com alguns riachos de vários ecossistemas (GRA, SOL, CSA) principalmente em campo nativo. E por fim a velocidade da água também foi correlacionada positivamente com alguns riachos cultivo agrícola em BAR e SOL, em ambos os usos em GRA e ARB.

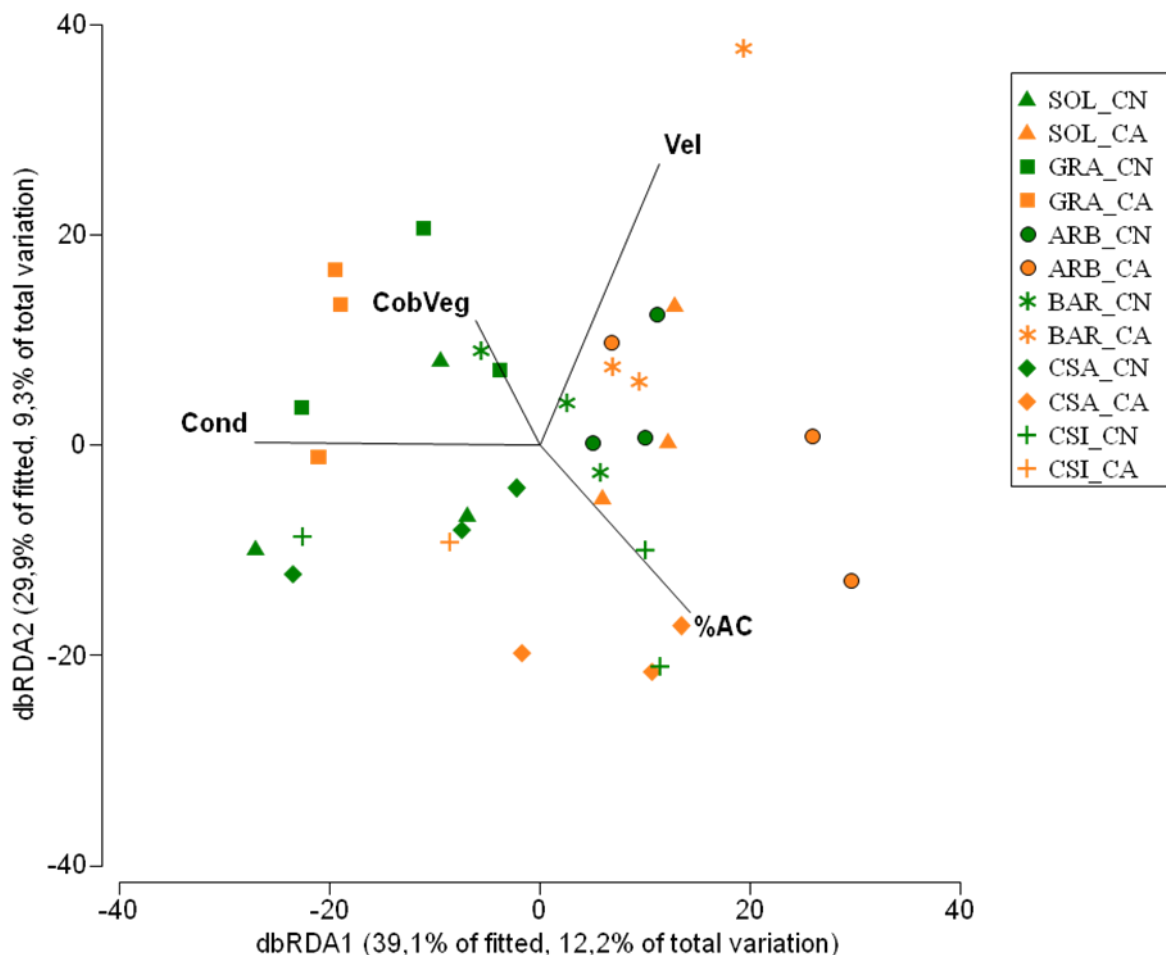


Figura 10. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) ilustrando a relação entre os preditores ambientais que melhor explicam a variação nas comunidades de EPT de riachos em campo nativo (CN) e riachos em cultivo agrícola (CA) em seis ecossistemas campestres (campo de solos rasos - SOL; campo gramíneos - GRA; campo arbustivos - ARB; campo de barba de bode - BAR; campo do sub-montano atlântico - CSA; e campo do sub-montano interior - CSI).

Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com sobreposição de bolhas ilustrou a relação da abundância de gêneros com os descritores ambientais locais que melhor explicaram a variabilidade na estrutura das comunidades de EPT. O gênero *Americabaetis* evidenciou maior abundância nas amostras com maior %AC (Fig. 11A). Os gêneros *Caenis*, *Tricorythopsis* e *Metrichia* apresentaram maior abundância nas amostras com maiores valores de condutividade elétrica (Fig. 11B, 11C e 11F). Já os gêneros *Traverhyphes* e *Chimarra* evidenciaram maior abundância nas amostras dos riachos com maior cobertura vegetal (Fig. 11D). De modo geral, a condutividade apresentou correlação com todos os gêneros.

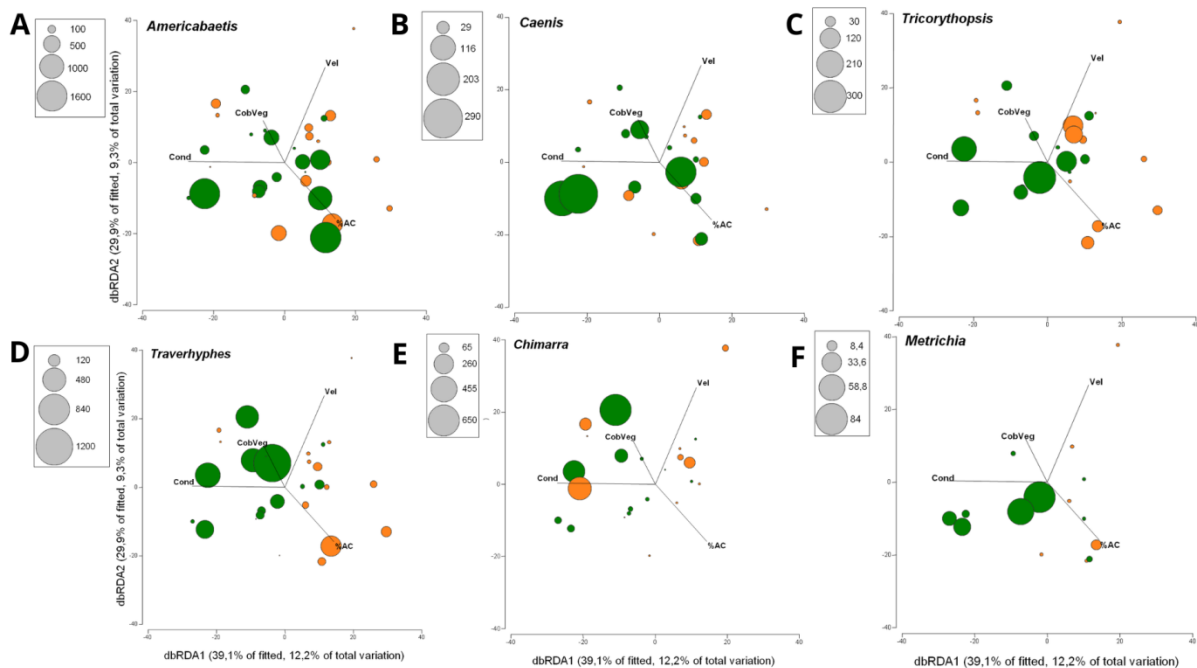


Figura 11. A relação dos gêneros de EPT com os descritores ambientais locais no bioma Pampa brasileiro. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com sobreposição de bolhas da abundância dos gêneros de EPT: A) *Americabaetis* B) *Caenis* C) *Tricorythopsis* D) *Traverhyphes* E) *Chimarra* e F) *Metrichia*.

5. Discussão

A hipótese de que a conversão do campo nativo em cultivo agrícola exerce um impacto substancial nas comunidades de EPT nos riachos do bioma Pampa foi corroborada. Nossos resultados demonstraram uma redução de 70% na abundância da fauna de EPT, evidenciando a influência das mudanças no uso do solo para cultivos agrícolas. A estrutura das comunidades diferiu entre os usos do solo (campo nativo x cultivo agrícola) e ecossistemas campestres (SOL, GRA, ARB, BAR, CSA e CSI), bem como houve interação desses fatores, evidenciando que o impacto do uso do solo não é homogêneo entre os ecossistemas campestres. Essa variabilidade foi explicada principalmente pelos descritores ambientais locais, como a condutividade elétrica, porcentagem de areia em corredeira, velocidade da água e cobertura vegetal.

A baixa abundância de EPT registrada em riachos de cultivo agrícola foi ocasionada pela redução expressiva na abundância dos gêneros *Smicridea*, *Americabaetis*, *Traverhyphes*,

Farrodes e *Chimarra*. Os ecossistemas aquáticos mantêm uma relação intrínseca com o ambiente terrestre adjacente, mais especificamente com a área de drenagem da bacia hidrográfica, assim as alterações ocorridas nessa área influenciam a capacidade de sobrevivência dos organismos (Allan & Castillo, 2007; Horak et al, 2020). O uso do solo, no contexto da bacia hidrográfica, tem impactos diretos sobre as comunidades aquáticas, influenciando tanto por processos bióticos quanto abióticos (Burcher et al., 2007). Por exemplo, atividades como a erosão do solo podem aumentar a carga de sedimentos finos nos corpos d'água (Naiman et al., 2010; Wagenhoff et al., 2012), diminuindo a qualidade e complexidade dos habitats (Wang et al., 2006). Corroborando com o maior percentual de areia em corredeira encontrado nos riachos em cultivos agrícolas. Além disso, a entrada de nutrientes provenientes da adubação química pode aumentar a produtividade primária (Burrell et al., 2013; Camana et al., 2020). Diversos estudos registraram diferenças na abundância dos insetos aquáticos entre áreas preservadas e áreas com diferentes usos do solo (por exemplo, Nessimian et al., 2008; Hepp & Santos, 2009; Siegloch et al., 2014; Bertaso et al., 2015; Andrade et al., 2019; Hepp et al., 2023). Além disso, há relatos de que a presença excessiva de sedimentos finos nos riachos pode ocasionar uma diminuição na densidade populacional e na abundância de macroinvertebrados (Larsen & Ormerod, 2010; Salvarrey et al., 2014; Bertaso et al., 2015). Assim, as alterações de habitat que ocorrem em paisagens de cultivo agrícola dificultam a sobrevivência das comunidades de insetos aquáticos, especialmente de EPT, dada sua sensibilidade a alterações na integridade do habitat (Rosenberg & Resh, 1993; Bertaso et al., 2015). Nos riachos de cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro, essas alterações de habitat provocaram a redução da abundância em 75%, indicando a necessidade de investigações sobre um possível comprometimento de funções ecológicas desempenhadas pelos insetos aquáticos nesses ambientes, como por exemplo, a ciclagem de nutrientes (McCafferty, 1981; Amaral et al., 2019). Em uma escala mais ampla, confirmou-se que a substituição da vegetação natural pela agricultura resulta em alterações ambientais que reduzem a abundância de EPT.

Além do uso do solo, diferentes características das bacias hidrográficas exercem influência na ocorrência, abundância e estrutura das comunidades de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Os ecossistemas campestres apresentaram grande variabilidade na abundância (8.674 a 1.865). A maior abundância observada nos riachos de GRA, CSI e CSA podem estar correlacionadas com a estrutura geomorfológica dos riachos de cada ecossistema, abrangendo características como o tipo de solo e a configuração dos

ecossistemas campestres, além da disponibilidade de múltiplos substratos no leito do curso d'água e a composição da vegetação ripária. Em riachos subtropicais, fatores como a complexidade da mata ciliar, a constituição do substrato inorgânico, a quantidade de matéria orgânica, a produtividade primária e as características físico-químicas do ambiente aquático impactam a disponibilidade de recursos alimentares e refúgios para os organismos, potencialmente influenciando a predominância de determinados gêneros dentro desses conjuntos faunísticos (Poff et al., 2006; Silva et al., 2014; Brasil et al., 2020; Luiza-Andrade et al., 2022). Esses ecossistemas conseguiram de certa forma apresentaram características ecológicas que afetam a bacia hidrográfica, exercendo uma influência direta sobre a abundância de EPT. Fatores geológicos e atividades humanas em uma bacia hidrográfica também exercem influência sobre a estrutura e composição das comunidades aquáticas, os substratos, o fluxo e temperatura, bem como o aporte de nutrientes (Macedo et al., 2014). Portanto, a variação na abundância dos gêneros observada para as comunidades de EPT estão intimamente ligadas às características geológicas e físico-químicas dos ecossistemas campestres, sendo influenciadas pela interação complexa entre a estruturação biofísica desses ecossistemas e os diversos usos e práticas de manejo aos quais as áreas foram historicamente submetidas.

5.1 Estrutura das comunidades

A significância da interação entre o uso do solo e o tipo de ecossistema campestre, detectada na PERMANOVA, indica que o impacto do uso do solo não é homogêneo ao longo das áreas estudadas. Ou seja, as dissimilaridades na estrutura das comunidades de EPT entre os usos do solo (campo nativo x cultivo agrícola) variaram entre os ecossistemas campestres. Assim, alguns ecossistemas campestres podem ter alta dissimilaridade na estrutura das comunidades de EPT entre os usos do solo, enquanto outros mostram menor diferença. Além disso, a PERMDISP indicou que pelo menos dentro de alguns ecossistemas campestres houve diferença significativa na dispersão multivariada das comunidades de EPT entre campo nativo e cultivo agrícola (GRA e BAR). Entretanto, como houve interação significativa entre os fatores uso do solo e ecossistemas campestre, não é possível analisar no presente estudo se tais diferenças são principalmente provocadas por diferenças na localização dos diferentes grupos no espaço bidimensional (i.e., efeito de localização), ou se pelo efeito da dispersão multivariada das comunidades nesse espaço (Anderson et al., 2008).

De forma complementar, a CAP evidenciou segregação das amostras de EPT entre campo nativo e agricultura para três pares de ecossistemas: BAR, CSA e CSI. Por outro lado, houve sobreposição das amostras provenientes de campo nativo e agricultura para outros três pares de ecossistemas: ARB, GRA e SOL. Essa variabilidade na resposta das comunidades de EPT pode ser influenciada por diversos fatores antrópicos e naturais dos ecossistemas campestres. Assim, a extensão de uso agrícola e as práticas de agricultura adotadas, incluindo a intensidade de uso de agroquímicos, técnicas de manejo do solo e o tipo de cultivos, podem apresentar variações regionais (Oliveira et al., 2017; Keke et al., 2022). Ademais, as características biofísicas dos ecossistemas, como o relevo, a geologia, a fertilidade e a fragilidade do solo ao manejo são reconhecidamente heterogêneas (Hasenack et al., 2023). Dessa forma, a interação entre os fatores uso do solo e ecossistema era esperada. Assim, a estrutura das comunidades de EPT resulta da forma com as espécies são influenciadas pela interação complexa da estruturação biofísica dos ecossistemas, com os usos e manejos aos quais as áreas foram historicamente submetidas (Leitão et al., 2018). Identificar, isolar e compreender estes efeitos sobre a estrutura da comunidade é uma tarefa desafiadora, que depende de delineamentos e procedimentos planejados especificamente para acessá-los. Nesse caso, nossos resultados podem servir como base para futuras investigações considerando hipóteses especificamente delineadas para acessar os efeitos de dispersão, de localização e de interação.

Os gêneros que mais contribuíram para a dispersão das amostras na CAP mostram uma relação direta com os descritores ambientais locais. Essa relação explica que a variabilidade das comunidades de EPT está estruturada pela interação dos fatores uso do solo x ecossistema, indicando que os descritores físico-químicos da água nos riachos são influenciados por atributos específicos da paisagem. A mudança no uso do solo, caracterizada pela substituição dos campos com pecuária extensiva pela agricultura, acarreta em uma série de alterações ambientais (e.g. entrada de sedimentos e nutrientes, homogeneização dos substratos, aumento da condutividade elétrica e turbidez, redução da matéria aloctone, disponibilidade de alimentos, entre outros) que historicamente são reconhecidas por impactarem comunidades de insetos aquáticos (Rosenberg & Resh, 1993; Poff et al., 2006; Kasangaki et al., 2008; Silva et al., 2014; Brasil et al., 2020; Luiza-Andrade et al., 2022).

A alta abundância relativa de *Chimarra* em riachos de campo nativo pode estar relacionada à estabilidade do substrato rochoso, visto a sua relação com maior cobertura

vegetal, onde suas larvas constroem redes de captura com malhas de tamanho fino (Flint et al. 1999, Merritt et al. 2019). Este gênero mostra adaptações específicas aos riachos de campo nativo, aproveitando-se das características do ambiente para otimizar sua sobrevivência e reprodução. Em contraste, o gênero *Americabaetis* foi encontrado com maior abundância nos riachos de campo nativo em CSI, os quais apresentam solos profundos, com fertilidade variável (Hasenack et al., 2023). Indivíduos desse grupo são amplamente distribuídos em diversos habitats e em diferentes regiões em todo o Brasil, são frequentemente encontrados em riachos com maior predominância de sedimentos finos (Crisci-Bispo et al., 2007; Righi-Cavallaro et al., 2010; Amaral et al., 2015; Salles, 2006; Siegloch et al., 2008; Feitoza, 2011; Amaral et al., 2019), condições predominantes nesta área. A maior representatividade desse gênero pode estar associada a maior contribuição de %AC em CSI. Conseqüentemente, uma maior quantidade de material particulado fino contribui para o aumento da riqueza e abundância desses organismos, dado que eles possuem brânquias e cerdas especializadas que lhes permitem a coleta de tais partículas (Amaral et al., 2019).

A abundância do gênero *Traverhyphes* foi atribuída aos maiores valores de cobertura vegetal, entretanto, este gênero também apresentou maior relação com riachos em cultivos agrícolas. *Traverhyphes* é classificado como coletores-filtrador (Merritt et al., 2009), possuindo brânquias operculares que lhes conferem a capacidade de capturar partículas de sedimento finas para alimentação (Amaral et al., 2019). Portanto, riachos inseridos em paisagens agrícolas carregam maior quantidade de material particulado fino, favorecendo o estabelecimento deste gênero.

O gênero *Itauara* possui hábito alimentar como raspador (Flint et al., 1999). O declínio em áreas de cultivo agrícola pode ser associado aos escoamentos superficiais ocasionados por fortes chuvas, onde agrotóxicos utilizados nos cultivos agrícolas são relacionados com as diferenças encontradas na composição de comunidades de insetos aquáticos, ocasionando em declínio de táxons sensíveis (Jergentz et al. 2004, Mugni et al. 2012; Paracampo et al. 2012; Fierro et al., 2012; Marrochi et al., 2021) prejudicando a disponibilidade de perifíton, que serve como uma fonte alimentar essencial para os indivíduos raspadores (Dudgeon et al., 2006; França et al., 2009). Em resumo, os fatores que influenciam a abundância destes gêneros são complexos. Enquanto a presença da brânquia opercular parece desempenhar um papel crucial na preferência e desempenho de *Traverhyphes*, a disponibilidade de perifíton

nos riachos representa um fator-chave que explica a maior abundância de *Itauara* nesse ambiente.

O gênero *Phylloicus* depende da matéria vegetal grosseira proveniente da mata ciliar para abrigo e alimentação (Baptista et al., 2001; Amaral et al., 2019). Portanto, riachos sem substituição da mata ciliar favorece a presença destes organismos. Em contraste, *Helicopsyche* é conhecido por apresentar certa tolerância podendo ser encontrado em ambientes afetados pela atividade humana (Salvarrey et al., 2014, Siegloch et al., 2014; Spies et al., 2006; Bertaso et al., 2015). Os gêneros *Caenis*, *Thraulodes* são considerados generalistas (Rivera-Perez et al., 2023) e apresentaram uma redução significativa em riachos de cultivo agrícola. Embora os macroinvertebrados generalistas sejam notáveis por sua maior tolerância ambiental, é crucial reconhecer que suas populações podem apresentar oscilações significativas em termos de abundância, atribuídas a uma variedade de fatores, incluindo os distintos ciclos de vida e as posições tróficas ocupadas por esses organismos (Verberk et al., 2010; Rivera-Perez et al., 2023). *Metrichia* surgiu como uma novidade, em ambos os usos do solo, porém, com maior abundância em riachos de campo nativo, especialmente em CSA. Este gênero já foi relatado com menor abundância em áreas com grandes extensões de cultivos agrícolas em riachos neotropicais (Oliveros-Villanueva et al., 2020).

Contudo, alguns destes gêneros demonstraram uma distribuição de abundância similar em ambos os usos do solo em diferentes ecossistemas campestres. Estudos anteriores destacaram uma gama variada de respostas entre organismos, indicando que apenas determinados grupos taxonômicos de insetos podem prosperar em ambientes sujeitos a influências antropogênicas (Siqueira et al., 2009; Mykrä & Heino, 2017). Consequentemente, a conversão de campos nativos para cultivos agrícolas não necessariamente conduz à formação de comunidades exclusivamente compostas por gêneros capazes de tolerar a variedade de condições medidas neste estudo.

5.2 Influência dos descritores ambientais locais e de cobertura do solo

A distância geográfica entre os riachos examinados neste estudo foi identificada como um fator de pouca influência na estrutura das comunidades de EPT. Embora as disparidades entre as comunidades tenham se acentuado com o aumento da distância geográfica, essa tendência provavelmente decorre da variabilidade espacial das características ambientais (Weiher & Keddy, 1995; Amaral et al., 2019). Em contrapartida, os descritores ambientais

locais emergiram como determinantes fundamentais na explicação da variabilidade observada entre as comunidades de EPT. A dbRDA indicou que a condutividade elétrica, a velocidade da água, a porcentagem do mesohabitat de areia na corredeira e a cobertura vegetal desempenharam um papel importante na distribuição dos gêneros de EPT nos ecossistemas campestres do bioma Pampa brasileiro. Essa relação possivelmente está associada à geologia e à composição do solo da respectiva bacia hidrográfica dos ecossistemas campestres (Hutchinson, 1957; Melo, 2009).

A condutividade elétrica emergiu como um dos preditores ambientais mais significativos na modelagem da distribuição de insetos aquáticos, como documentado em diversos estudos anteriores (Segura et al., 2007; Melo, 2009; Braun et al., 2014; Salvarrey et al., 2014). A variação na condutividade elétrica resulta da disponibilidade de íons dissolvidos e está relacionada principalmente às características geológicas locais (Allan & Castilho, 2007). Entretanto, diversos fatores podem influenciar a disponibilidade e liberação de íons, como o intemperismo, mineração, manejo e erosão do solo (Allan & Castilho, 2007). Os resíduos resultantes das práticas agrícolas são lixiviados para os cursos d'água, resultando no transporte de agroquímicos, sedimentos e na modificação das propriedades do solo, alterando a condutividade elétrica (Zalidis et al., 2002; Moreno et al., 2006; Macgregor & Warren, 2006; Hepp & Santos, 2009). De fato, alguns riachos de cultivo agrícola apresentaram valores elevados de condutividade, neste caso, o incremento pode estar relacionado ao escoamento superficial de íons resultantes das práticas agrícolas. Entretanto, os valores mais elevados de condutividade elétrica foram observados principalmente nos riachos em campo nativo, o que pode ser atribuído não apenas às características geológicas dos ecossistemas campestres (solos profundos com alta fertilidade ou solo basáltico raso), mas ao acesso direto do gado aos riachos. Esse acesso resulta na deposição de urina e esterco, e ao pisoteio constante das margens (Solís et al., 2016; O' Sullivan et al., 2019; Horak et al., 2020), ambos processos propensos à liberação de quantidades significativas de íons.

A maior porcentagem de areia em corredeira foi um fator chave na estruturação das comunidades de EPT nos ecossistemas campestres CSI e CSA. A grande contribuição da areia nos riachos desses ecossistemas parece relacionada aos “Argissolos” sedimentares (Rovedder, 2013; Hasenack et al., 2023), propensos à composição predominantemente arenosa. Já a velocidade da água apresentou relação com o ecossistema campestre BAR, o qual exhibe uma predominância notável de insetos dotados de adaptações fisiológicas e

morfológicas distintas (Hynes, 1970; Allan & Castillo, 2007). Por exemplo, Ephemeroptera e Plecoptera apresentam corpos achatados e hidrodinâmicos, enquanto as larvas de Trichoptera possuem a capacidade de secretar substâncias específicas (Pes et al., 2005). Tais características desempenham um papel crucial na colonização desses organismos em riachos caracterizados por condições hidráulicas complexas (Merritt & Cummins, 1996), visto que essas adaptações favorecem uma maior adesão ao substrato e minimizam os efeitos da correnteza, promovendo assim a estabilidade ecológica (Amaral et al., 2019).

Em relação à cobertura do solo, a ausência de significância dos descritores utilizados pode refletir a adequabilidade dos tamanhos de buffers utilizados em capturar o histórico de conversão e uso do hábitat. Os tamanhos de buffer de 50, 100, 150 e 200 são largamente utilizados para caracterizar a paisagem no entorno de riachos em ambientes florestais como os biomas Mata Atlântica e Amazônia (Nessimian et al., 2008; Souza et al., 2020a). Entretanto, é possível que em ambientes abertos como os ecossistemas campestres esse tamanho não seja suficiente. Em paisagens de savana, uma cobertura do solo de extensão mínima de 250 metros, composta por 60% de vegetação nativa foi indispensável para assegurar a manutenção da estrutura das comunidades de libélulas (Rodrigues et al., 2016). Para comunidades de peixes em riachos no Pampa brasileiro, os impactos da agricultura na riqueza de espécies se manifestaram na escala da bacia hidrográfica, enquanto os efeitos em escala local foram evidentes para diversidade funcional, devido ao assoreamento do fundo dos rios. Por outro lado, a riqueza de espécies estava correlacionada com modificações terrestres em múltiplas escalas (Dala-Corte et al., 2016). Adicionalmente, o histórico da conversão da vegetação nativa nas bacias hidrográficas afetou significativamente a riqueza e a composição das comunidades de peixes dos riachos, especialmente a cobertura do solo anterior ao ano de 2006 (Camana et al., 2020). Dentre os descritores de cobertura do solo utilizados neste trabalho, a perda de vegetação nativa no *buffer* de 200 em 2006, se mostrou marginalmente significativa, indicando que possivelmente um tamanho de *buffer* maior e com ano de referência anterior à 2006 poderia resultar em explicabilidade significativa na estrutura das comunidades de EPT (veja o histórico de perda de vegetação nativa na Figura 1 do material suplementar). Dessa forma, valores de cobertura do solo atuais não foram estatisticamente significativos neste estudo, sugerindo que as características atuais da comunidade de EPT não estavam relacionadas com a cobertura do solo recente na escala analisada dos *buffers*.

6. Conclusão

Atualmente, no bioma Pampa resta menos da metade da cobertura de vegetação nativa (47,4%). A conversão extensiva de campos nativos para o cultivo agrícola e o uso demasiado de agroquímicos são aspectos preocupantes que caracterizam a realidade atual do Pampa (Capoane & Kuplich, 2018). Nesse sentido, a acelerada expansão dos cultivos sobre os campos ressalta a urgência de medidas para conservação deste bioma historicamente negligenciado e com alto risco à conservação. Os ecossistemas aquáticos do bioma Pampa brasileiro apresentaram uma expressiva abundância e diversidade de gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), cuja estrutura das comunidades foi significativamente relacionada ao uso do solo. Nesse sentido, inventários das espécies e estudos taxonômicos são essenciais para conhecer melhor a identidade das espécies de EPT e as respostas específicas à conversão do habitat para respaldar as estratégias de conservação dos ecossistemas aquáticos.

Nossos resultados sugerem que as mudanças no uso do solo e nas características dos ecossistemas campestres têm implicações importantes para a ecologia e a biodiversidade de riachos no bioma Pampa. A expressiva redução na abundância de EPT em riachos em cultivos agrícolas alerta para um possível processo de perda de biodiversidade em curso, onde a redução na abundância dos organismos representa o primeiro estágio. Este resultado indica ainda a necessidade de investigações sobre o comprometimento das funções ecológicas desempenhadas pelos insetos aquáticos, face ao fenômeno global de crise da biodiversidade de ecossistemas de água doce. Adicionalmente, a variabilidade no efeito dos usos do solo entre os seis ecossistemas campestres sugere a necessidade de investigações precisamente delineadas para identificar, isolar e compreender estes efeitos sobre a estrutura da comunidade de EPT, evidenciando que o bioma Pampa é heterogêneo. Dessa forma, novos estudos e levantamentos ambientais são essenciais para documentar e quantificar os efeitos da conversão do uso do solo, a extensão dos prejuízos à biodiversidade e à funcionalidade dos ecossistemas aquáticos, e assim orientar políticas públicas de conservação e preservação do bioma Pampa. Além disso, é crucial gerir de maneira sustentável as atividades agropecuárias, visando a preservação das áreas de campo nativo remanescentes. Portanto, concluímos que o monitoramento através das comunidades de insetos aquáticos representa uma boa ferramenta na avaliação dos efeitos adversos oriundos da conversão do uso do solo em riachos no bioma Pampa brasileiro.

7. Referências

- ALBERT, JS, DESTOUNI, G, DUKE-SYLVESTER, SM, MAGURRAN, AE, OBERDORFF, T, REIS, RE, ... & RIPPLE, WJ. **Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis.** *Ambio*, 50: 85-94, 2021.
- ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, GONÇALVES JLM & SPAROVEK G. **Köppen's climate classification map for Brazil.** *Meteorol Zeitschrift* 22: 711-728, 2014.
- ALLAN JD & CASTILLO MM. **Stream Ecology: Structure and function of running waters.** Springer, The Netherlands, 436p, 2007.
- AMARAL, PHM, SILVEIRA, LS, ROSA, BFJ, OLIVEIRA, VV & ALVES, RG. **Influence of habitat and land use on the assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in Neotropical streams.** *J. Insect Sci.* 15: 1-7, 2015.
- AMARAL PHM, GONÇALVES EA, SILVEIRA LS & ALVES RG. **Richness and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Atlantic forest streams.** *Acta Oecol*, 99: 103-441, 2019.
- ANDERSON, MJ & WILLIS T J. **Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology.** *Ecol*, 84: 511-525, 2003.
- ANDERSON MJ, GORLEY RN & CLARKE KR. **Permanova+ for Prime: Guide software and Statical methods.** Plymouth: Primer-e, 214p, 2008.
- ANDERSON, MJ. **Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA).** *Wiley statsref: statistics reference online*, 1-15, 2014.
- ANDRADE, BO, KOCH, C, BOLDRINI, II, VÉLEZ-MARTIN, E, HASENACK, H, HERMANN, JM. ... & OVERBECK, GE. **Degradação e restauração de pastagens: um quadro conceitual de estágios e limiares ilustrados por pastagens do sul do Brasil.** *Nat & Conser*, 13: 95-104, 2015.
- ANDRADE, BO, BONILHA, CL, OVERBECK, GE, VÉLEZ-MARTIN, E, ROLIM, RG, BORDIGNON, SAL. ... & BOLDRINI, II. **Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation JANSEN F (Ed.).** *Appl Veg Sci* 22: 168-184, 2019.
- BAIN MB & STEVENSON NJ. **Aquatic habitat assessment: Common methods.** Bethesda, Maryland: *Amer Fish Soc*, 136p, 1999.
- BAPTISTA DF, BUSS DF, DORVILLÉ LFM & NESSIMIAN JL. **Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil.** *Rev Bras Biol*, 61: 249-258, 2001.
- BENSTEAD, JP, DOUGLAS, MM & PRINGLE, CM. **Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar.** *Ecol Appl*, 13: 1473-1490, 2003.

BERTASO, T, SPIES, MR, KOTZIAN, CB, & FLORES, ML. **Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions.** *Rev Bras Entom*, 59: 43-49, 2015.

BOLDRINI II. **A flora dos campos do Rio Grande do Sul.** In: PILLAR VDP (Ed.), Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 63-77, 2009.

BOLDRINI II, FERREIRA PPA, ANDRADE BO, SCHNEIDER AA, SETUBAL RB, TREVISAN R & FREITAS EM. **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica.** Porto Alegre, *Edit Pallot*, 64p, 2010.

BURCHER, CL, VALETT, HM & BENFIELD, EF. **The land-cover cascade: relationships coupling land and water.** *Ecol*, 88: 228-242, 2007.

BURRELL, TK, O'BRIEN, JM, GRAHAM, SE, SIMON, KS, HARDING JS & MCINTOSH, AR. **Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments.** *Fresh Scie* 33: 73–84, 2013.

BUSS DF, BAPTISTA DF, NESSIMIAN JL & ENGLER M. **Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in Neotropical streams.** *Hydrobiol* 518: 179-188, 2004.

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências.** *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 2012.

BRASIL LS, LUIZA-ANDRADE A, CALVÃO LB, DIAS-SILVA K, FARIA APJ, SHIMANO Y, OLIVEIRA-JUNIOR JMB, CARDOSO MN & JUAN L. **Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental.** *Environ Monit Assess* 192: 1-10, 2020.

BRAUN BM, PIRES MM, KOTZIAN CB & SPIES MR. **Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in southern Brazil.** *Acta Limnol Bras*, 26: 186-198, 2014.

BRAZEIRO, A, ACHKAR, M, TORANZA, C. & BARTESAGHI, L. **Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation.** *Ecol Socie*, 25(1), 2020.

CAMANA, M, DALA-CORTE, RB, COLLAR, FC & BECKER, FG. **Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil.** *Hydrobiol*, 1-16, 2020.

CAPOANE, V & KUPLICH, TM. **Expansão da agricultura no bioma Pampa.** *8 Região De Estudos Ambientais*, 2018.

CARVALHO, PC & BATELLO, C. **Access to land, livestock production and Ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: the natural grasslands dilemma.** *Lives Scie*, 120(1-2): 158-162, 2009.

CHAO, A, MA KH & HSIEH, TC. **A Brief Introduction to iNEXT Online: software for interpolation and extrapolation of species diversity**). Institute of Statistics, National Tsing Hua University, Hsin-Chu, 2016.

CLARKE, KR, CHAPMAN, MG, SOMERFIELD, PJ & NEEDHAM, HR. **Dispersion based weighting of species counts in assemblage analyses**. *Mar Ecol Progress Series*, 320: 11-27, 2006.

CLARKE, KR, GORLEY, RN, SOMERFIELD, PJ & WARWICK, RM. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2014.

CLARKE KR & GORLEY RN. **PRIMER v7: user manual/tutorial, 3rd ed**. Primer-E Ltd, Plymouth, 296p, 2015.

COUCEIRO, SRM, HAMADA, N, FORSBERG, BR & PADOVESI-FONSECA, C. **Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables instreams in The Brazilian Amazon**. *J. Soils Sediments*, 10 (1): 89–103, 2010.

COUCEIRO, SRM, HAMADA, N, FORSBERG, BR., PIMENTEL, TP & LUZ, SLB. **A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil**. *Ecol. Ind.*, 18: 118–125, 2012.

CRISCI-BISPO VL, BISPO PC & FROEHLICH CG. **Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil**. *Rev Bras Zool*, 24: 312-318, 2007.

DALA-CORTE, RB, GIAM, X, OLDEN, JD, BECKER, FG, GUIMARÃES, TDF., & MELO, AS. **Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands**. *Freshw Biol*, 61(11): 1921-1934, 2016.

DALA-CORTE, RB, MELO, AS, SIQUEIRA, T, BINI, LM, MARTINS, RT, CUNICO, AM, ... & ROQUE, FDO. **Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region**. *J Appl Ecol*, 57(7): 1391-1402, 2020.

DAVIDSON, NC. **How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area**. *Mar Freshw Res* 65: 934–941, 2014.

DESTOUNI, G, JARAMILLO, F & PRIETO, C. **Hydroclimatic shifts driven by human water use for food and energy production**. *Nat Clim Chan*, 3: 213-217, 2013.

DESTOUNI, G & JARSJÖ, J. **Zones of untreatable water pollution call for better appreciation of mitigation limits and opportunities**. Wiley Interdisciplinary Reviews: *Water*, 5: e1312, 2018.

DODDS, WK, CLEMENTS, WH, GIDO, K, HILDERBRAND, RH & KING, RS. **Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management**. *J Nort Amer Benthol Socie*, 29: 988–997, 2010.

DOMÍNGUEZ E, MOLINERI C, PESCADOR M, HUBBARD M & NIETO C. **Aquatic Biodiversity in Latin America: Ephemeroptera of South America**. PENSOFF, Sofia, Moscow 2: 1-646, 2006.

DORMANN CF, ELITH J, BACHER S, BUCHMANN C, CARL G, CARRÉ G, ... & LAUTENBACH S. **Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance.** *Ecogr* 36: 027–046, 2013.

DUDGEON, D, ARTHINGTON, AH, GESSNER, MO, KAWABATA, ZI, KNOWLER, DJ, LÉVÊQUE, C., ... & SULLIVAN, CA. **Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges.** *Biol rev*, 81(2), 163-182, 2006.

DUDGEON, D. **Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene.** *Current Biol*, 29(19): 960-967, 2019.

ECHER, R, DA CRUZ, JAW, ESTRELA, CC, MOREIRA, M & GRAVATO, F. **Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul.** *Rev Them*, 12(2): 4-13, 2015.

ERNOULT, A, FREIRE´-DIAZ S, LANGLOIS E & ALARD D. **Are similar landscapes the result of similar histories?.** *Landsc Ecol* 21: 631–639, 2006.

FEITOZA, YS. **Ephemeroptera (insecta) do leste matogrossense, Brasil: diversidade, distribuição funcional e estudos ecológicos da teoria neutra e teoria de nicho.** Dissertação. Universidade Federal do Estado de Mato Grosso, Brasil, 2011.

FIERRO, P, BERTRAN, C, MERCADO, M, PENA-CORTES, F, TAPIA, J, HAUENSTEIN, E, VARGASCHACOFF, L. **Benthic macroinvertebrates assemblages as indicators Of Water quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in coastal Basi Of southern Chile.** *Rev Biol Mar, Oceanogr.* 47, 23–33, 2012.

FIGUEIREDO, L, KRAUSS, J, DEWENTER IS & SARMENTO CABRAL J. **Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research.** *Ecogr*, 42: 1973–1990, 2019.

FLINT OSJR, HOLZENTHAL RW & HARRIS SC. **Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera).** Columbus. *Ohio Biol Surv*, 239p, 1999.

FRANÇA JS, GREGÓRIO RS, PAULA JD, GONÇALVES-JÚNIOR JF, FERREIRA FA & CALLISTO M. **Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream.** *Mar Freshw Res*, 60: 990-998, 2009.

GOLDSTEIN RM, CARLISLE DM, MEADOR MR & SHORT TM. **Can basin land-use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales?** *Environ Monit Assess*, 130:495–510, 2007.

GUARINO, EDSG, PORTO, AB, THOMAS, PA, MÜLLER, SC, URRUTH, LM, CHEMELLO, D., ... & COELHO-DE-SOUZA, G. **Proposta de guia para a restauração de campos nativos no sul do Brasil.** 2023.

GÜCKER, B, BO´ECHAT, IG & GIANI, A. **Impacts of agricultural land use on Ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams.** *Freshw. Biol*, 54: 2069-2085, 2009.

HASENACK HH, WEBER EJ, BOLDRINI II, TREVISAN R, FLORES CA & DEWES H. **Delimitação biofísica de sistemas ecológicos campestres no Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil.** *Iheringia Sér Bot* 78: e2023001, 2023.

HARDING, JS, BENFIELD, EF, BOLSTAD, PV, HELFMAN GS & JONES, EBD. **Stream biodiversity: the ghost of land use past.** *Proc Natl Acad Sci* 95: 14843–14847, 1998.

HARRISON, I, ABELL, R, DARWALL, W, THIEME, ML, TICKNER, D & TIMBOE, I. **The freshwater biodiversity crisis.** *Scie*, 362(6421), 1369.1–1369, 2018.

HEPP, LU & SANTOS, S. **Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil.** *Environ monit Assess*, 157: 305-318, 2009.

HEPP, LU, MILESI, SV, PICOLOTTO, RC, DECIAN, VS, RESTELLO, RM, HUIÑOCANA, JS & ALBERTONI, EF. **Agriculture affects functional diversity of aquatic insects in Subtropical Atlantic Forest streams.** *Acta Limnol Bras*, 35: e31, 2023.

HORAK, CN, ASSEF, YA, GRECH, MG & MISERENDINO, ML. **Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams.** *Hydrobiol*, 847: 3659-3676, 2020.

HUIÑOCANA, JCS, ALBERTONI, EF, PICOLOTTO, RC, MILESI, SV & HEPP, LU. **Nestedness of insect assemblages in agriculture-impacted Atlantic forest streams.** In *Annales de Limnologie-Inter J Limnol* 56: 3, 2020.

HUTCHINSON GE. **A treatise on Limnology.** *John Wiley & Sons*, New York, 1115p, 1957.
HYNES, HBN. **The Ecology of Running Waters.** *Liverpool University Press*, pp. 555p, 1970.

JERGENTZ, S, MUGNI, H, BONETTO, C & SCHULZ, R. **Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires.** Argentina. *Arch Environ Contam Toxicol* 46 (3): 345–353, 2004.

JONES, KB, NEALE, AC, NASH, MS, VAN REMORTEL, RD, WICKHAM, JD, RIITERS, KH, O'NEILL, RV. **Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region.** *Landsc. Ecol.*, 16 (4): 301–312, 2001.

KASANGAKI, A, CHAPMAN, LJ & BALIRWA, J. **Land use and the ecology of Benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda.** *Freshw Biol*, 53: 681–697, 2008.

KEKE, UN, ARIMORO, FO, EDEGBENE, AO, AKAMAGWUNA, FC, ASSIE, FA., & ODUME, ON. **Biotic homogenization of stream macroinvertebrates in an Afrotropical Anthropocene: Land use and ecological correlates.** *Front Environ Scie*, 10: 102-2776, 2022.

IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000.** Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

KING, RS & BAKER, ME. **Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients.** *J Nort Amer Benthol Socie*, 29: 998–1008, 2010.

KUPLICH TM, CAPOANE V & COSTA LFF. **O avanço da soja no bioma Pampa.** *Bol Geogr Rio Gd Sul* 31: 83-100, 2018.

KUUSSAARI, M, BOMMARCO, R, HEIKKINEN, RK, HELM, A, KRAUSS, J, LINDBORG, R, ... & STEFFAN-DEWENTER, I. **Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation.** *Tren Ecol Evol*, 24: 564–571, 2009.

LARSEN, S & ORMEROD SJ. **Low-level effects of inert sediments on temperate stream invertebrates.** *Freshw. Biol.* 55: 476-486, 2010.

LEAL, CG, BARLOW, J, GARDNER, TA, HUGHES, RM, LEITÃO, RP, MAC NALLY R., ...POMPEU, OS. **Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish.** *J Appl Ecol*, 55: 1312–1326, 2018.

LECCI LS & FROEHLICH CG. **Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. 2011.

LEGENDRE P & ANDERSON MJ. **Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments.** *Ecol. Monogr.* 69: 1–24, 1999.

LEGENDRE P & LEGENDRE L. **Numerical Ecology.** Elsevier, 3rd Edition. 1623 p, 2012.

LEITÃO, PJ, SCHWIEDER, M, PÖTZSCHNER, F, PINTO, JR, TEIXEIRA, AM, PEDRONI, F., ... & HOSTERT, P. **From sample to pixel: multi-scale remote sensing data for upscaling aboveground carbon data in heterogeneous landscapes.** *Ecosphere*, 9(8): e02298, 2018.

LUIZA-ANDRADE A, BRASIL LS, BENONE NL, SHIMANO Y, FARIAS APJ, MONTAG LF, DOLÉDEC S & JUEN L. **Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and Functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia.** *Ecol ind* 82: 478-483, 2017.

LUIZA-ANDRADE A, SILVA RR, SHIMANO Y, FARIA APJ, CARDOSO MN, BRASIL LS, LIGEIRO R, MARTINS RT, HAMADA N & JUEN L. **Niche breadth and habitat preference of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (Insecta) in streams in the Brazilian Amazon.** *Hydrobiol*, 849: 4287-4306, 2022.

LUNT, ID & SPOONER, PG. **Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes.** *J Biogeo*, 32: 1859–1873, 2005.

MAASRI, A, JÄHNIG, SC, ADAMESCU, MC, ADRIAN, R, BAIGUN, C, BAIRD, DJ, ... & WORISCHKA, S. **A global agenda for advancing freshwater biodiversity research.** *Ecol Lett*, 25(2): 255-263, 2021.

MACEDO, DR, HUGHES, RM, LIGEIRO, R, FERREIRA, WR, CASTRO, MA, JUNQUEIRA, NT., ... & CALLISTO, M. **The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams.** *Landsc Ecol*, 29, 1001-1016, 2014.

MACGREGOR, CJ & WARREN, CR. **Adopting sustainable farm management practices within a nitrate vulnerable zone in Scotland: The view from the farm.** *Agri Ecosys Environ*, 113: 108–119, 2006.

MALTCHIK, L, CALEFFI, V, STENERT, C, BATZER, DP, PIEDADE, MTF & JUNK, WJ. **Legislation for wetland conservation in Brazil: are existing terms and definitions sufficient?** *Environ Conserv*, 45: 301–305, 2017^a.

MALTCHIK, L, STENERT, C & BATZER, DP. **Can rice field management practices contribute to the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil.** *Basic Appl Ecol*, 18: 50–56, 2017b.

MANLY & BRYAN FJ. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução.** 3. ed. São Paulo: *Bookm*, 229p, 2008.

MARROCHI, MN, HUNT, L, SOLIS, M, SCALISE, AM, FANELLI, SL, BONETTO, C & MUGNI, H. **Land-use impacts on benthic macroinvertebrate assemblages in pampean streams (Argentina).** *J Environ Manag*, 279: 111-608, 2021.

MARTINS, RT, COUCEIRO, SR, MELO, AS, MOREIRA, MP & HAMADA, N. **Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon.** *Ecol Ind*, 73: 480–491, 2017.

MATTE, A & WAQUIL, PD. **Mudanças produtivas no Pampa brasileiro: Impactos, vulnerabilidades e estratégias de enfrentamento.** *Risc nat*, 102: 469-488, 2020.

MATTHAEI, CD, PIGGOTT, JJ & TOWNSEND, CR. **Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction.** *J Appl Ecol*, 47: 639–649, 2010.

MCCAFFERTY, WP. **Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives.** *Jon Bartl Publis*, 1981.

MELO AS. **Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables.** *Zool* 26(1): 79-84, 2009.

MERRIT, RW & CUMMINS, KW. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America.** *Kend hunt*. 772p, 1996.

MERRITT, R, CUMMINS, K & BERG, M. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America.** *Kend Hunt*, publishing Co. 4ed, Dubuque, Iowa. 2009.

MERRIT RW, CUMMINS MBB & BERG MB. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America.** 5th ed. *Kend Hunt*, Publishing Company, USA, 1480p, 2019.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group.** *Island Press*, Washington, USA 917 pp, 2005.

MISERENDINO ML & MASI CI. **The effects of land-use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams.** *Ecolog Ind*, 10: 311–9, 2010.

MORENO, JL, NAVARRO, C & LAS HERAS, JD. **Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution.** *Environ Pollut*, 143: 388–396, 2006.

MUGNI, H, DEMETRIO, P, PARACAMPO, A, PARDI, M, BULUS, G & BONETTO, C. **Toxicity persistence in runoff water and soil in experimental soybean plots following chlorpyrifos application.** *Bull Environ Contam Toxicol*, 89 (1): 208–212, 2012.

MYKRÄ, H & HEINO, J. **Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams.** *Ecol Compl* 31: 181–188, 2017.

NAIMAN, RJ, DÉCAMPS, H & MCCLAIN, ME. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities.** Cambridge: *Academic Press*, 2010.

NESSIMIAN, JL, VENTICINQUE, EM, ZUANON, J, DE MARCO JR, P, GORDO, M, FIDELIS, L, ... & JUEN, L. **Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams.** *Hydrobiol*, 614: 117–131, 2008.

OVERBECK GE, MÜLLER SC, FIDELIS A, PFADENHAUER J, PILLAR VD, BLANCO, CC, ... & FORNECK ED. **Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos.** Perspectives in Plant Ecology. *Evol and Syst*. 9: 101-116, 2007.

OVERBECK, GE, VÉLEZ-MARTIN, E, SCARANO, FR, LEWINSOHN, TM, FONSECA, CR, MEYER, ST, ... & PILLAR, VD. **Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems.** *Divers distrib*, 21(12): 1455-1460, 2015.

OLIVEIRA, TE, DE FREITAS, DS, GIANEZINI, M, RUVIARO, CF, ZAGO, D, MÉRCIO, TZ & BARCELLOS, JOJ. **Mudança de uso agrícola da terra no bioma pampa brasileiro: a redução de pastagens naturais.** *Polít uso terra*, 63: 394-400, 2017.

OLIVEROS-VILLANUEVA, JD, TAMARIS-TURIZO, CE & SERNA-MACIAS, DJ. **Larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal en un río neotropical.** *Rev Acad Colomb Cienc Exa, Fís y Nat*, 44(171): 493-506, 2020.

O'SULLIVAN, M, HUALLACHAÍN, DO, ANTUNES, PO, JENNINGS, E & KELLY-QUINN, M. **The impacts of cattle access points on deposited sediment levels in headwater streams in Ireland.** *Riv Resear Appl*, 35(2): 146–158, 2019.

PARACAMPO, A, MUGNI, H, DEMETRIO, P, PARDI, M, BULUS, G, ASBORNO, M, & BONETTO, C. **Toxicity persistence in runoff from experimental soybean plots following insecticide applications.** *J Environ Sci, Health, Part B* 47 (8): 761–768, 2012.

PES AMO, HAMADA N & NESSIMIAN JL. **Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil.** *Rev Bras Entomol* 49: 181-204, 2005.

PETERSEN I, MASTERS Z, HILDREW AG & ORMEROD SJ. **Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use.** *J Appl Ecol*, 41: 934-950, 2004.

PIRES, MM, SAHLÉN, G & PÉRICO, E. **O uso agrícola da terra afeta a heterogeneidade das comunidades Odonata no Pampa brasileiro.** *J Insec Conserv*, 1-12, 2021.

POFF NL, OLDEN JD, VIEIRA NK & FINN DS, FINNSIMMONS MP & KONDRATIEFF BC. **Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships.** *J N Am Benthol Soc*, 25: 730-755, 2006.

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, acessado em 20/03/2024 através do link: <https://brasil.mapbiomas.org>

RANGEL TFLVB, DINIZ-FILHO JAF & BINI LM. **Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography.** *Global Ecol Biogeogr*, 15:321-327, 2006.

RIBEIRO, S, MOURA, RG, STENERT, C, FLORÍN, M, & MALTCHIK, L. **Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites.** *Land Use Policy*, 99: 104-851, 2020.

RIGHI-CAVALLARO, KO, SPIES, MR & SIEGLOCH, AE. **Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil.** *Bio Neot* 10: 2, 2010.

RIVERA-PÉREZ, JM, SHIMANO, Y, LUIZA-ANDRADE, A, SILVA PINTO, N, DIAS, LG, FERREIRA, KS, ... & JUEN, L. **Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity.** *Hydrobiol*, 850(3): 645-664, 2023.

RODRIGUES, MARCIEL ELIO ET AL. **Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape.** *Biol Conser*, 194: 113-120, 2016.

ROSENBERG DM & RESH VH. **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** In: ROSENBERG DM, RESH VH (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall, p1-9, 1993.

ROVEDDER, APM. **Bioma Pampa: relações solo-vegetação e experiências de restauração.** In: *Anais [do] LXIV Congresso Nacional de Botânica: botânica sempre viva [e] XXXIII ERBOT Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES*. Belo Horizonte: *Soc Bot Bras*, 2013.

ROY, AH, ROSEMOND, AD, PAUL, MJ, LEIGH, DS, WALLACE, JB. **Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA).** *Freshw Biol*, 48: 329-346, 2003.

SALVARREY AVB, KOTZIAN CB, SPIES MR, BRAUN B. **The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along**

longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *J Insect Sci* 14(13): 1-23, 2014.

SALLES, F. **As Ninfas de Ephemeroptera (Insecta) ocurrentes no Brasil** (Doctoral dissertation, Tese (Programa de Post grado en Entomología para obtención del Título de Doctor en Ciencias) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa), 2006.

SALLES FF, DOMÍNGUEZ E, MOLINERI C, BOLDRINI R, NIETO C & DIAS LG. Order Ephemeroptera. In: HAMADA N, THORP JH, ROGERS DC (eds) **Keys to Neotropical Hexapoda, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates.** *Academic Press*, 61-117, 2018.

SEGURA MO, FONSECA-GESSNER AA & TANAKA MO. **Composition and distribution of aquatic Coleoptera (Insecta) in low-order streams in the state of São Paulo, Brazil.** *Acta Limnol Bras*, 19(3): 247-255, 2007.

SIEGLOCH AE, FROEHLICH CG & KOTZIAN CB. **Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil.** *Iheringia, Sér Zool*, 98: 425-432, 2008.

SIEGLOCH AE, SURIANO M, SPIES M & FONSECA-GESSNER A. **Effect of land use on mayfly assemblages structure in Neotropical headwater streams.** *An Acad Bras Ciênc*, 86: 1735-1747, 2014.

SILVA DRO, LIGEIRO R, HUGHES RM & CALLISTO M. **Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams.** *Environ Monit Assess*, 186: 5479-5488, 2014.

SIQUEIRA, T, BINI, LM, CIANCIARUSO, MV, ROQUE FO & TRIVINHO-STRIXINO, S. **The role of niche measures in explaining the abundance-distribution relationship in tropical lotic chironomids.** *Hydrobiol*, 636: 163-172, 2009.

SPIES MR, FROEHLICH CG & KOTZIAN CB. **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 Sér Zool*, 96: 389-398, 2006.

SOLÍS, M, MUGNI, H, HUNT, L, MARROCHI, N, FANELLI S & BONETTO, C. **Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina).** *Environ Monit Assess*, 188: 539, 2016.

SOUZA JR, CM, SHIMBO, J, ROSA, MR, PARENTE, LL, ALENCAR, A, RUDORFF, BF, ... & AZEVEDO, T. **Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine.** *Rem Sens*, 12(17): 2735, 2020a.

SOUZA FN, MARIANO R, MOREIRA T & CAMPIOLO S. **Influence of the landscape in different scales on the EPT community (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in an Atlantic Forest region.** *Environ Monit Assess* 192: 1-12, 2020b.

SUERTEGARAY, DMA. **Deserto Grande do Sul: controvérsias.** 2 ed. Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS, 130p, 1998.

SUEYOSHI, M, TOJO, K, ISHIYAMA, N & NAKAMURA, F. **Response of aquatic Insects along gradients of agricultural development and flood magnitude in northern Japanese streams.** *Aquatic sciences*, 79: 985-994, 2017.

TILMAN, D, MAY, RM, LEHMAN, CL & NOWAK, MA. **Habitat destruction and the extinction debt.** *Nat*, 371: 65–66, 1994.

VERBERK, WC, VAN DER VELDE, G & ESSELINK, H. **Explaining abundance–occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters.** *J An Ecol*, 79(3): 589–601, 2010.

WAGENHOFF, A, TOWNSEND, CR & MATTHAEI, CD. **Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment.** *J Appl Ecol*, 49(4): 892-902, 2012.

WANG, L, SEELBACH, PW & HUGHES, RM. **Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages.** *Amer Fish Socie Symp*, 48: 1, 2006.

WEIHER, E & KEDDY, PA. **Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns.** *Oikos*, 74: 159–164, 1995.

WIGGINS GB. 1996. **Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera).** Toronto, *Univesity of Toronto Press*, 457p.

WREGE MS, STEINMETZ S, REISSER JR C & DE ALMEIDA IR. **Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.** Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, Pelotas, 333p, 2011.

ZALIDIS, G, STAMATIADIS, S, TAKAVAKOGLU, V, ESKRIDGE, K & MISOPOLINOS, N. **Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology.** *Agricul, Ecosys & Environ*, 88(2): 137-146, 2002.

8. Material Suplementar

Tabela 1. Média e desvio padrão dos descritores de cobertura do solo em seis ecossistemas campestres (campos de solos rasos - SOL; campos gramíneos - GRA; campos arbustivos - ARB; campos de barba de bode - BAR; campos do submontano atlântico - CSA; e campos do submontano interior - CSI) em campo nativo - CN e cultivo agrícola - CA no bioma Pampa brasileiro. Abreviação dos descritores: perda de cobertura de vegetação nativa (P+ tamanho do *buffer* + ano de referência, e.g. P50_2006; P200_2006); cobertura de mata ciliar (MC + ano referência, e.g. MC_2006). O valor entre parênteses é o desvio padrão.

	SOL		GRA		ARB		BAR		CSA		CSI	
	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA	CN	CA
P50_2006	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	11,1% (±19,2)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	5,6% (±9,6)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P50_2011	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	5,6% (±9,6)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	22,2% (±25,5)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P50_2016	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	26,4% (±32,4)	0% (±0)	7,4% (±12,8)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	27,8% (±48,1)	0% (±0)	0%
P50_2021	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	44,4% (±50,9)	3,7% (±6,4)	11,1% (±19,2)	0% (±0)	5,6% (±9,6)	0% (±0)	27,8% (±48,1)	0% (±0)	0%
P100_2006	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	14,3% (±16,5)	0% (±0)	7,6% (±13,2)	0% (±0)	13,7% (±13,3)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P100_2011	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	15,1% (±14,7)	0% (±0)	5,7% (±9,9)	6,8% (±7,4)	18,6% (±16,7)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P100_2016	1,8% (±3)	0% (±0)	0% (±0)	32% (±16,9)	0% (±0)	31,4% (±33)	0% (±0)	13,7% (±13,3)	0% (±0)	22,8% (±32,9)	0% (±0)	0%
P100_2021	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	51,3% (±40,9)	8,7% (±15,1)	31,4% (±28,1)	0% (±0)	15,7% (±16,2)	0% (±0)	20,2% (±30,5)	0% (±0)	0%
P150_2006	0% (±0)	1,1% (±2)	0% (±0)	18,7% (±18,4)	0% (±0)	6,4% (±11,2)	0,4% (±0,7)	15,5% (±12,5)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P150_2011	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	24,4% (±21,3)	0% (±0)	7,2% (±8,1)	21,2%	19,7% (17,1)	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P150_2016	3,6% (±6,2)	0% (±0)	0% (±0)	41,4% (±9,8)	0% (±0)	34,1% (±39,4)	0% (±0)	19,7% (±19,3)	0% (±0)	27,2% (±32,4)	0,4% (±0,7)	0%
P150_2021	0% (±)	0,4% (±0,7)	0% (±0)	57,7% (±30,9)	10,4% (±18)	38,6% (±35,9)	0,4% (±0,7)	22,3% (±19,9)	0% (±0)	23,6% (±28,1)	0% (±0)	11%
P200_2006	0% (±0)	4,7% (±8,1)	0% (±0)	21,7% (±18,9)	0,8% (±1,4)	6,5% (±10,3)	1,2% (±1,2)	16,7% (±11)	0,4% (±0,7)	0% (±0)	0% (±0)	0%
P200_2011	2,2% (±3,8)	0% (±0)	0% (±0)	29,7% (±19,4)	0% (±0)	8,3% (±7,5)	25,5% (±23,4)	21,3% (±15,3)	0,4% (±0,7)	0% (±0)	0% (±0)	0,0%
P200_2016	0% (±0)	0% (±0)	0% (±0)	45,6% (±10,5)	0,8% (±1,4)	31,7% (±34,8)	0% (±0)	24,6% (±20,5)	0% (±0)	27,3% (±33,2)	1,7% (±3)	0,0%
P200_2021	0% (±0)	0,8% (±1,4)	0% (±0)	57,3% (±25)	12,5% (±21,6)	40% (±33,5)	1,2% (±2,1)	27,2% (±19,6)	0% (±0)	23,7% (±26,7)	0% (±0)	19,6%
MC_2006	76,9% (±22,3)	38,9% (±34,7)	66,7% (±57,7)	22,2% (±38,5)	53,7% (±44,6)	22,2% (±38,5)	91,7% (±14,4)	58,3% (±22)	88,9% (±19,2)	33,3% (±57,7)	58,3% (±52)	88,9%
MC_2011	65,7% (±9,8)	38,9% (±34,7)	66,7% (±57,7)	27,8% (±48,1)	53,7% (±44,6)	25,9% (±44,9)	100% (±0)	69,4% (±17,3)	92,6% (±12,8)	33,3% (±57,7)	58,3% (±52)	66,7%
MC_2016	71,3% (±14,3)	44,4% (±41,9)	81,5% (±32,1)	38,9% (41,9)	53,7% (±44,6)	18,5% (±32,1)	91,7% (±14,4)	69,4% (±33,7)	88,9% (±19,2)	38,9% (±53,6)	58,3% (±52)	88,9%
MC_2021	71,3% (±14,3)	44,4% (±41,9)	85,2% (±25,7)	44,4% (±38,5)	23,1% (±11,2)	19,4% (±17,3)	91,7% (±14,4)	58,3% (±22)	84,1% (±16,7)	38,9% (±53,6)	58,3% (±52)	88,9%

Figura 1. Porcentagem de redução da vegetação nativa no entorno de riachos amostrados em campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro, nos anos de referência 2006, 2011, 2016, 2021 em *buffers* de 50 metros (A), 100 metros (B), 150 metros (C) e 200 metros (D).

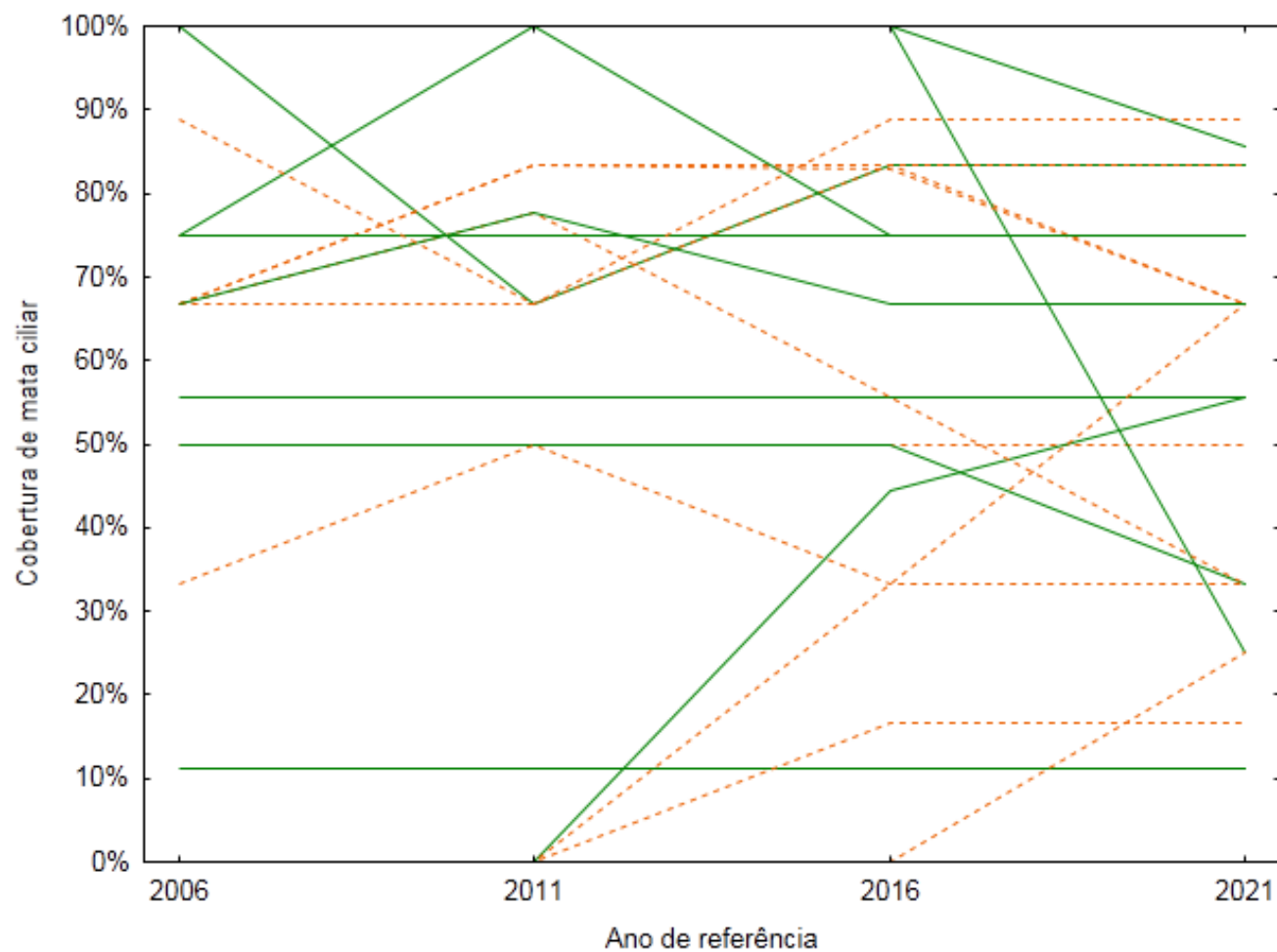


Figura 2. Porcentagem de cobertura da mata ciliar no entorno de riachos amostrados em campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro, nos anos de referência 2006, 2011, 2016, 2021, em *buffer* de 50 metros.