

**UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI  
E DAS MISSÕES  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**USTANE MOSCATO DA SILVA**

**EFEITOS DE FILTROS AMBIENTAIS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE  
INSETOS AQUÁTICOS EM BIOMAS NO SUL DO BRASIL**

**ERECHIM, MARÇO DE 2022.**

**USTANE MOSCATO DA SILVA**

**EFEITOS DE FILTROS AMBIENTAIS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE  
INSETOS AQUÁTICOS EM BIOMAS NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador(es): Prof. Dr. Rozane Maria Restello e Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp.

ERECHIM, MARÇO DE 2022.

**USTANE MOSCATO DA SILVA**

**EFEITOS DE FILTROS AMBIENTAIS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE INSETOS  
AQUÁTICOS EM BIOMAS NO SUL DO BRASIL**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da  
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos  
requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia. Área de Concentração:  
Gestão e Conservação Ambiental.**

**BANCA EXAMINADORA**

---

**ROZANE MARIA RESTELLO (Orientador)**

**Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim**

---

**LUIZ UBIRATAN HEPP (Orientador)**

**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Três Lagoas**

---

**CLEBER PALMA SILVA**

**Universidade Federal de Rio Grande – FURG**

---

**SILVIA VENDRUSCOLO MILESI**

**Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim**

**Erechim, março de 2022.**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por nunca me abandonar e por me mostrar por meio de tantas provações minha capacidade. Apesar de tantas dificuldades encontradas durante a realização deste trabalho, ele nunca me abandonou.

Aos meus pais, serei sempre grata pelo incentivo, pelas conversas amigáveis, pelo auxílio financeiro e emocional. Todo esforço e dedicação é fruto dos valores que vocês me passaram.

Ao Gregory, Seu Valério e Regina, meu muito obrigada, pelo auxílio durante a mudança a Erechim e pelas palavras de apoio e incentivo. Serei eternamente grata pelos bons momentos compartilhados.

Aos colegas do laboratório de Biomonitoramento da URI Erechim, não tenho palavras para agradecer. Fui acolhida desde o início e sempre que precisei de auxílio vocês se disponibilizaram. Aprendi muito com cada um. Levarei para sempre vocês no meu coração!

Meu agradecimento especial aos colegas Cristiane Biasi e Rafael Loureiro, que se disponibilizaram me auxiliar nas coletas de campo nos riachos de Santiago, RS. Às meninas do IC, Gabriela Schultz, Caciane Rauch e Bruna L. Pastore, obrigada pela amizade, pelas conversas intensas e alegres durante os dias quentes de trabalho na lupa e microscópio. Obrigada pela confiança em compartilhar segredos e angústias. Espero ter auxiliado vocês assim como me auxiliaram nos momentos mais difíceis que tive.

À coordenação e aos professores do PPG, sou grata por todo auxílio durante a realização do trabalho e pelo apoio e compreensão prestados a mim. Agradeço também a URI Erechim e a cidade de Erechim, pela acolhida e amizade que construí durante o período que residi na cidade.

Por fim, agradeço imensamente meus orientadores, Prof. Rozane M. Restello e Prof. Luiz U. Hepp. Não tenho palavras que expressem o tamanho de minha gratidão por vocês. Do início ao fim, sempre estiveram por perto me incentivando e acreditando em minha capacidade, até mesmo quando eu estava desacreditada. Não posso deixar de pedir desculpas, pois muita coisa deixei a desejar e mesmo assim, vocês continuaram ao meu lado. Meu eterno sentimento de gratidão a vocês!

*Ninguém vai bater tão forte quanto a vida. Não importa como você bate e sim o quanto aguenta apanhar e continuar lutando; o quanto pode suportar e seguir em frente. É assim que se ganha.*

*Rocky Balboa*

## **Efeitos de filtros ambientais sobre a distribuição de insetos aquáticos em biomas no sul do Brasil**

Discente: Ustane Moscato da Silva

Orientadores: Profa. Dra. Rozane Maria Restello, Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

03 de março, 2022

A distribuição dos organismos nos ambientes aquáticos é o resultado das interações entre as características do hábitat e dos processos físico-químicos e biológicos. Os Trichoptera são diversificados e abundantes em riachos e córregos neotropicais, o que os tornam um bom grupo para estudar a influência dos filtros ambientais na distribuição da assembleia. O objetivo deste trabalho é verificar quais são os filtros ambientais que atuam na distribuição e composição da assembleia de Trichoptera nos biomas Mata Atlântica e Pampa. Para a tanto, os organismos foram coletados com amostrador Surber (malha 250  $\mu\text{m}$  e área de 0,09  $\text{m}^2$ ) em riachos considerados naturais e agrícolas, nos substratos pedra e folhas, no extremo norte do bioma Mata Atlântica e na região centro-oeste do Pampa, no estado do Rio Grande do Sul. Variáveis limnológicas foram mensuradas e amostras de sedimento foram coletadas para análise da granulometria. Foi amostrado um total de 1.976 larvas de Trichoptera, pertencentes a 09 famílias e 17 gêneros. No bioma Mata Atlântica, *Smicridea* (Hydropsychidae) e *Mortoniella* (Glossosomatidae) foram os mais abundantes. No bioma Pampa, *Smicridea* seguido por *Metrichia* (Hydroptilidae) foram os mais abundantes. A abundância de Trichoptera foi maior nos riachos localizados no bioma Pampa. 53,1% destes organismos, ocorreram em riachos naturais e 11,9% nos riachos agrícolas. A análise da variância indicou que a abundância de Trichoptera variou entre os tipos de riachos e substratos, porém, a variação observada entre os biomas ocorreu dependente destes dois fatores: uso da terra (natural e agrícola) e substrato. A riqueza de gêneros foi semelhante entre os dois biomas. A variação ocorreu entre biomas, apenas associada aos fatores uso da terra (riachos naturais e agrícolas) e, substrato. Já a composição da assembleia de Trichoptera, variou entre os biomas e entre os tipos de substratos analisados. Pela Análise de Redundância, pode-se observar que a distribuição dos Trichoptera nos riachos foi influenciada pela condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e nitrogênio, em riachos agrícolas no bioma Mata Atlântica, e temperatura nos riachos agrícolas do bioma Pampa. Quanto as frações granulométricas, as frações menores (0,125; 0,063; 0,250 mm) foram as mais relevantes em riachos agrícolas, independente do bioma. Assim, a assembleia de Trichoptera varia em função do bioma, uso (natural e agrícola) e tipo de substrato. Desta forma, este estudo indica que as variáveis limnológicas, substrato e usos da terra, atuam como filtros ambientais na estruturação e composição da assembleia de Trichoptera.

**Palavras-chave:** Trichoptera. Variáveis limnológicas. Bioma Mata Atlântica. Bioma Pampa.

Effects of environmental filters on the distribution of aquatic insects in biomes in southern  
Brazil

Student: Ustane Moscato da Silva

Advisors: Rozane Maria Restello; Luiz Ubiratan Hepp

Presentation date: March 03, 2022

The distribution of organisms in aquatic environments is the result of interactions between habitat characteristics and physical-chemical and biological processes. The Trichoptera are diversified and abundant in Neotropical rivers and streams, which makes them a good group to study the influence of environmental filters on the distribution of the assemblage. The objective of this work is to verify which are the environmental filters that act in the distribution and composition of the Trichoptera assemblage in the Atlantic Forest and Pampa biomes. For that, the organisms were collected with a Surber sampler (250  $\mu\text{m}$  mesh and 0,09  $\text{m}^2$  area) in streams considered natural and agricultural, in stone and leaf substrates, in the extreme north of the Atlantic Forest biome and in the central-west region of Pampa, in the state of Rio Grande do Sul. Limnological variables were measured and sediment samples were collected for granulometry analysis. A total of 1.976 Trichoptera larvae were sampled, belonging to 09 families and 17 genera. In the Atlantic Forest biome, *Smicridea* (Hydropsychidae) and *Mortoniella* (Glossosomatidae) were the most abundant. In the Pampa biome, *Smicridea* followed by *Metrichia* (Hydroptilidae) were the most abundant. The abundance of Trichoptera was higher in streams located in the Pampa biome. 53,1% of these organisms occurred in natural streams and 11,9% in agricultural streams. The analysis of variance indicated that the abundance of Trichoptera varied among the types of streams and substrates, however, the variation observed between the biomes was dependent on these two factors: land use (natural and agricultural) and substrate. Genus richness was similar between the two biomes. The variation occurred between biomes, only associated with land use factors (natural and agricultural streams) and substrate. The composition of the Trichoptera assemblage varied between the biomes and between the types of substrates analyzed. By Redundancy Analysis, it can be observed that the distribution of Trichoptera in streams was influenced by electrical conductivity, total dissolved solids and nitrogen, in agricultural streams in the Atlantic Forest biome, and temperature in agricultural streams in the Pampa biome. As for the granulometric fractions, the smaller fractions (0,125; 0,063; 0,250 mm) were the most relevant in agricultural rivers, regardless of the biome. Thus, the Trichoptera assemblage varies depending on the biome, use (natural and agricultural) and type of substrate. Thus, this study indicates that the limnological variables, substrate and land uses, act as environmental filters in the structuring and composition of the Trichoptera assemblage.

**Key-words:** Trichoptera. Limnological variables. Atlantic Forest Biome. Pampa Biome.

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Média  $\pm$  desvio padrão das variáveis limnológicas mensurados em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul. CE: Condutividade elétrica; OD: Oxigênio dissolvido; COT: Carbono orgânico total; TDS: Sólidos Totais Dissolvidos; NT: Nitrogênio total.....21
- Tabela 2** - Abundância dos gêneros de Trichoptera amostrados em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa, estado do Rio Grande do Sul. 2019.....24
- Tabela 3** - Análise de variância para abundância e riqueza de Trichoptera nos substratos folhas e pedras, em riachos naturais e agrícolas do bioma Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.....26
- Tabela 4** – Resultados da PerMANOVA aplicada a composição da assembleia de Trichoptera para os riachos naturais e agrícolas, substratos pedra e folhas nos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.....26

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização geográfica e distribuição dos riachos estudados nos biomas Mata Atlântica e Pampa, estado do Rio Grande do Sul.....19
- Figura – 2** Análise de Redundância (RDA) entre a composição de Trichoptera e as variáveis limnológicas.....22
- Figura – 3** Análise de Redundância (RDA) entre a composição das larvas de Trichoptera e a porção granulométrica.....23

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	14
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
3.1 Área de estudo.....	17
3.2 Coleta e identificação dos Trichoptera.....	18
3.3 Variáveis limnológicas e granulométricas.....	19
3.4 Análise de dados.....	20
4. RESULTADOS.....	20
4.1 Variáveis limnológicas e granulométricas.....	20
4.2 Assembleia de Trichoptera.....	23
5. DISCUSSÃO.....	26
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	28
7. REFERÊNCIAS .....	30
8. APÊNDICES.....	37

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países que apresenta maior biodiversidade de espécies do mundo (JENKINS et al., 2015). No entanto, o processo de fragmentação ao longo do tempo tem sido intensificado pelas ações antrópicas, causando efeitos negativos ao ambiente e a sua biodiversidade (MMA, 2003). Entre os biomas brasileiros com maior atividade de fragmentação de habitat encontra-se a Mata Atlântica e o Pampa (SILVA et al., 2015) A Mata Atlântica é considerada o terceiro maior bioma do Brasil e a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, com uma extensão original de 1.360.00 km<sup>2</sup>, estendendo-se do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (LEWINSOHN; PRADO 2006).

Após séculos de exploração da Mata Atlântica, estima-se que hoje os remanescentes vegetais encontram-se preservados em 22% de sua cobertura original, em diferentes estágios de regeneração, e apenas 7% desses remanescentes encontram-se em bom estado de conservação (BRASIL, 2015). Um fator intrínseco que está ligado à perda de habitats e à fragmentação destas áreas naturais, são as diferentes atividades de uso da terra e introdução da produção agrícola (PÜTZ et al., 2011). A perda acentuada da biodiversidade neste bioma justifica o motivo deste ser considerado um dos mais importantes *hotspots* do mundo (MYERS et al., 2000).

O bioma Pampa possui uma área de aproximadamente 700.000 km<sup>2</sup>, estendendo-se pelo Brasil, Uruguai e Argentina (BILENCA; MIÑARRO, 2004). No Brasil, estima-se que os campos sulinos, ocupem 7% da superfície terrestre em três estados da região sul do país, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (OVERBECK et al., 2015). Desde a época da colonização, a paisagem do bioma Pampa sofre alterações em sua paisagem com as demarcações de fronteiras, introdução a pecuária e o estabelecimento da estrutura fundiária das propriedades rurais (MATEI; FILIPPI, 2013). Até o ano de 2002, cerca de 60% (104.553 km<sup>2</sup>) das áreas originais de campos nativos do sul do Brasil foram perdidos, principalmente pela conversão em lavouras e plantações de árvores exóticas (ANDRADE et al., 2015). Estima-se que apenas 2,6% do território gaúcho esteja sob proteção de áreas de preservação do poder público e que apenas uma pequena parcela dessa área protegida corresponde a ambientes campestres (CHOMENKO, 2016).

Os rios são considerados ecossistemas naturalmente hierárquicos e heterogêneos em múltiplas escalas espaciais (FRISSELL et al., 1986), que interagem permanentemente

com as bacias hidrográficas em que estão inseridos (TUNDSI; TUNDSI, 2008). Cada córrego ou rio drena uma área de terra proporcional ao seu tamanho. Esta área é a sua bacia de drenagem, que inclui dados determinados pela região topográfica, responsável em fornecer toda água que passa pelo fluxo (ALLAN; CASTILLO, 2007).

As bacias hidrográficas podem ser classificadas como unidades naturais de análise dos ecossistemas, pois apresentam características próprias que possibilitam utilizá-las como modelo ao testar os efeitos do uso da terra nos ecossistemas (CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012). Entre as atividades que causam impacto nestas paisagens, podemos destacar a intensa exploração de áreas naturais para produção agrícola e pecuária (COELHO et al., 2014; BOITRAGO; ALMEIDA, 2020). A exploração agrícola pode causar danos em diferentes escalas espaciais. Em escalas locais, as práticas agrícolas aumentam a erosão, reduzindo a fertilidade do solo e biodiversidade; em escalas regionais, provocam poluição de águas subterrâneas, eutrofização de rios e lagos; e, em escala global podem afetar os constituintes climáticos e atmosféricos (MATSON et al., 1997; CUNHA et al., 2008). A partir desta relação em múltiplas escalas, as atividades agrícolas podem modificar a composição estrutural e funcional das comunidades aquáticas (LORION; KENNEDY, 2009; LANGE et al., 2014; DALU et al., 2017; MACEDO et al., 2019). Deste modo, as mudanças na biodiversidade aquática, ocasionada pelas alterações antrópicas, interferem diretamente sobre os processos ecossistêmicos (COVICH et al., 2004).

A fim de manter e restaurar a biodiversidade dos ecossistemas de riachos, é necessário compreender os padrões de diversidade de insetos aquáticos, identificar os principais fatores que controlam estes padrões e determinar se estes são fatores dependentes de escala (VINSON; HAWKINS, 1998; SOUSA; SIMIÃO-FERREIRA, 2015). Desta forma, compreender e prever como as comunidades biológicas são compostas em escalas locais e regionais, é um dos principais objetivos que conduzem os estudos na ecologia de fluxo (MENEGOTTO; DAMBROS; NETTO, 2019). Segundo Chase; Leibold (2003), o modelo da teoria de nicho, propõe a ideia de que a presença e abundância de espécies encontradas em um determinado local, é definido pela interação dos processos bióticos e abióticos do ambiente. Assim, para que as espécies do *pool* regional, possam colonizar com sucesso uma comunidade local, devem passar pelos três filtros ecológicos: filtros de dispersão, ambientais e bióticos (KEDDY, 1992; BELYEA; LANCASTER, 1999; HILLERISLAMBERS et al., 2012).

O termo “filtro ambiental”, foi definido por Poff (1997) como uma série de características do habitat que tem o poder de influenciar no estabelecimento de espécies, com atributos funcionais específicos em uma comunidade local. Ou seja, eles tendem a manter as espécies com características semelhantes no mesmo habitat, sendo conduzidos pelo processo de divergência das condições ambientais (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010).

O conceito de filtro ambiental prediz que espécies presentes em escala regional estarão representadas em uma escala local e tenderiam a apresentar características semelhantes, necessárias para superar o filtro ambiental (CORNWELL et al., 2006). Por isso, é necessário compreender quais são os padrões de distribuição de espécies em diferentes escalas espaciais e temporais, afim de responder como os fatores locais e processos históricos atuam como filtros ambientais, e de que modo a influência destes agentes operam para que determinadas espécies ocorram e permaneçam em um ambiente (DA SILVA; PAGLIOSA; PETRUCIO, 2010).

A distribuição dos organismos nos ambientes aquáticos é o resultado das interações entre as características do hábitat e dos processos físico-químicos e biológicos (MERRIT; CUMMINS 1984; BAPTISTA et al., 2014). Nesse sentido, a estrutura do habitat é um fator determinante que influencia a diversidade e composição das comunidades (DOWNES et al., 2000), onde a hipótese da heterogeneidade ambiental sustenta a ideia de que um maior número de habitats disponíveis, proporciona o aumento da diversidade das espécies (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961). A heterogeneidade de habitats é um importante fator que influencia a distribuição das comunidades (DOWNES et al., 2000; TOLONEN et al., 2001) e determina diferenças na diversidade, onde ambientes fisicamente mais complexos sustentam maior riqueza de espécies que aqueles mais simples (DOWNES et al., 2000; SHOSTELL; WILLIAMS, 2007; BILIA et al., 2015).

Dentre os organismos que habitam os ecossistemas aquáticos lóticos, os insetos são considerados elementos importantes para estudar a dinâmica destes ambientes (CRISCI-BISPO; BISPO; FROEHLICH, 2007). Por sua vez, os insetos aquáticos são organismos que sofrem com a influência de variáveis relacionadas a escala espacial local (substrato, características químicas da água, condições do habitat) e na escala regional (latitude, bioma, continente) (VINSON; HAWKINS, 1996). Entre os insetos, a ordem Trichoptera é utilizada no monitoramento da qualidade da água, pois apresentam sensibilidade a alterações físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos (BREDA et al., 2020). Os Trichoptera são organismos relativamente sésseis, apresentam limitado potencial

dispersivo (COLLIER; SMITH, 1998), diversos e possuem representantes dos diferentes grupos tróficos funcionais (MORSE et al., 2019). Os Trichoptera são diversificados e abundantes em rios e córregos neotropicais (DE MOOR; IVANOV, 2008), o que os tornam um bom grupo para estudar a influência dos filtros ambientais na distribuição da assembleia. Em estágios imaturos, as larvas dos tricópteros produzem seda a partir de glândulas labiais, que permite uma série de adaptações como construção de abrigos e redes. Porém, alguns gêneros só constroem esses abrigos próximo a fase de pupa (MACKAY; WIGGINS, 1979; PES et al., 2014), elas podem ser de vida livre ou utilizar abrigos fixos ou móveis, esses abrigos por apresentarem diversas formas e composição, podem ser utilizados como caráter taxonômico (CALOR, 2007; SILVA, 2020).

Neste sentido, a presente dissertação contribui com a ampliação do conhecimento sobre a biodiversidade aquática em riachos acerca da crescente ameaça imposta à integridade dos ecossistemas aquáticos pelas diversas atividades humanas, especialmente, nos dois biomas que integram o estado do Rio Grande do Sul. Neste sentido, a pergunta central do trabalho é: quais são os filtros ambientais que atuam na distribuição e composição das assembleias de insetos aquáticos nestes biomas? Desta forma, partindo da premissa de que as características ambientais atuam como filtros na seleção das espécies e de que ecossistemas aquáticos são considerados heterogêneos nas diversas escalas espaciais que eles apresentam, a hipótese do trabalho foi que a composição das assembleias de Trichoptera será diferente entre os dois biomas e entre os riachos circundados por agricultura e vegetação nativa, devido aos filtros ambientais atuantes nestes locais.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

Os rios são considerados ecossistemas naturalmente hierárquicos e heterogêneos em múltiplas escalas espaciais (FRISSELL et al., 1986), que interagem permanentemente com as bacias hidrográficas em que estão inseridos (TUNDSI; TUNDSI, 2008). Cada córrego ou rio drena uma área de terra proporcional ao seu tamanho. Esta área é a sua bacia de drenagem, que inclui dados determinados pela região topográfica, responsável em fornecer toda água que passa pelo fluxo (ALLAN; CASTILLO, 2007).

As bacias hidrográficas podem ser classificadas como unidades naturais de análise dos ecossistemas, pois apresentam características próprias que possibilitam utilizá-las como modelo ao testar os efeitos do uso da terra nos ecossistemas (CARVALHO;

BRUMATTI; DIAS, 2012). Entre as atividades que causam impacto nestas paisagens, podemos destacar a intensa exploração de áreas naturais para produção agrícola e pecuária (COELHO et al., 2014).

A exploração agrícola pode causar danos em escalas locais: como o aumento da erosão, menor fertilidade do solo e redução da biodiversidade; bem como em escalas regionais: a poluição de águas subterrâneas, eutrofização de rios e lagos; e ainda numa escala global, afetando os constituintes climáticos e atmosféricos (MATSON et al., 1997). Nos habitats aquáticos estas alterações podem modificar a composição estrutural e funcional das comunidades biológicas (LORION; KENNEDY, 2009; LANGE et al., 2014; DALU et al., 2017). Deste modo, as mudanças na biodiversidade interferem diretamente os processos ecossistêmicos (COVICH et al., 2004).

A fim de manter e restaurar a biodiversidade dos ecossistemas de rios, é necessário compreender os padrões de diversidade de insetos aquáticos, identificar os principais fatores que controlam estes padrões e determinar se estes são fatores dependentes de escala (VINSON; HAWKINS, 1998). Compreender e prever como as comunidades biológicas são compostas em escalas locais e regionais, é um dos principais objetivos que conduzem os estudos na ecologia de fluxo (MENEGOTTO; DAMBROS; NETTO, 2019). Segundo (CHASE; LEIBOLD, 2003), o modelo da teoria de nicho, propõe a ideia de que a presença e abundância de espécies encontradas em um determinado local, é definido pela interação dos processos bióticos e abióticos do ambiente. De modo que as espécies do pool regional, para colonizar com sucesso uma comunidade local, devem passar pelos três filtros ecológicos: filtros de dispersão, ambientais e bióticos (KEDDY, 1992; BELYEA; LANCASTER, 1999; HILLERISLAMBERS et al., 2012).

O termo “filtro ambiental”, foi definido por Poff (1997) como uma série de características do habitat que tem o poder de influenciar no estabelecimento de espécies, com atributos funcionais específicos em uma comunidade local. Ou seja, eles tendem a manter as espécies com características semelhantes no mesmo habitat, sendo conduzidos pelo processo de divergência das condições ambientais (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010). Por isso, é necessário compreender quais são os padrões de distribuição de espécies em diferentes escalas espaciais e temporais, afim de responder como os fatores locais e processos históricos atuam como filtros ambientais, e de que modo a influência destes agentes operam para que determinadas espécies ocorram e permaneçam em um ambiente (DA SILVA; PAGLIOSA; PETRUCIO, 2010).

A distribuição dos organismos aquáticos é o resultado das interações entre as características do hábitat e dos processos físico-químicos e biológicos (MERRIT; CUMMINS 1984). Nesse sentido, a estrutura do habitat é um fator determinante que influencia a diversidade e composição das comunidades (DOWNES et al., 2000), onde a hipótese da heterogeneidade ambiental sustenta a ideia de que um maior número de habitats disponíveis, proporciona o aumento da diversidade das espécies (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961).

Dentre os organismos que habitam os ecossistemas aquáticos lóticos, os insetos aquáticos são considerados elementos importantes para estudar a dinâmica destes ambientes (CRISCI-BISPO; BISPO; FROEHLICH, 2007). São organismos que sofrem com a influência de variáveis relacionadas a escala espacial local (substrato, características químicas da água, condições do habitat) e na escala regional (latitude, bioma, continente) (VINSON; HAWKINS, 1996). A ordem dos Trichoptera se destaca por ser utilizada no monitoramento da qualidade da água, pois apresentam sensibilidade a alterações físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos, o que possibilita estes organismos servirem como modelo de estudo ecológico para padrões de diversidade biológica em ecossistemas aquáticos (ANGRISANO; KOROB, 2001; BREDA et al, 2018). São organismos sensíveis a perturbações ambientais e indicam respostas a qualidade da água (BRAUN et al., 2014). Encontram-se em abundância nos córregos limpos de baixa a média ordem, com vegetação ripária conservada, temperatura da água amena e alta concentração de oxigênio dissolvido (BISPO; OLIVEIRA, 2007). O Brasil é um dos países que apresenta maior biodiversidade de espécies do mundo (JENKINS et al., 2015). No entanto, o processo de fragmentação ao longo do tempo tem sido intensificado pelas ações antrópicas, causando efeitos negativos ao ambiente e a sua biodiversidade (MMA 2003). Entre os biomas brasileiros com maior atividade de fragmentação de habitat encontra-se o Cerrado, Pampa e Mata Atlântica (BRASIL, 2002), mas são os biomas localizados na região sul do Brasil que o presente projeto pretende focar. A Mata Atlântica é considerada o terceiro maior bioma do Brasil e a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, com uma extensão original de 1.360.00 km<sup>2</sup>, estendendo-se do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (LEWINSOHN; PRADO 2006).

Após séculos de exploração da Mata Atlântica, estima-se que hoje os remanescentes vegetais encontram-se preservados em 22% de sua cobertura original, em diferentes estágios de regeneração, e apenas 7% desses remanescentes encontram-se em bom estado

de conservação (BRASIL, 2015). Um fator intrínseco que está ligado à perda de habitats e à fragmentação destas áreas naturais, são as diferentes atividades de uso da terra e introdução da produção agrícola (PÜTZ et al., 2011). A perda acentuada da biodiversidade neste bioma justifica o motivo deste ser considerado um dos mais importantes *hotspots* do mundo (MYERS et al. 2000).

O bioma Pampa possui uma área de aproximadamente 700.000 km<sup>2</sup>, estendendo-se pelo Brasil, Uruguai e Argentina (BILENCA; MIÑARRO, 2004). No Brasil, estima-se que os campos sulinos ocupem 7% da superfície terrestre em três estados da região sul do país, Rio Grande do Sul (RS), Santa Catarina (SC) e Paraná (PR) (OVERBECK et al., 2015).

Desde a época da colonização, a paisagem do bioma Pampa sofre alterações em sua paisagem com as demarcações de fronteiras, introdução a pecuária e o estabelecimento da estrutura fundiária das propriedades rurais (MATEI; FILIPPI, 2013). Até o ano de 2002, cerca de 60% (104.553 km<sup>2</sup>) das áreas originais de campos nativos do sul do Brasil foram perdidos, principalmente pela conversão em lavouras e plantações de árvores exóticas (ANDRADE et al. 2015). Estima-se que apenas 2,6% do território gaúcho esteja sob proteção de áreas de preservação do poder público e que apenas uma pequena parcela dessa área protegida corresponde a ambientes campestres (CHOMENKO, L, 2016).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido em riachos localizados nas regiões norte e centro-oeste do estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). O estado do Rio Grande do Sul distribui-se por uma área de 2.814 km<sup>2</sup>, pertence ao clima subtropical, com temperaturas máximas de média anual de 17.5°C e mínima de 6°C entre outubro a março (ALVARES et al., 2013).

O bioma Mata Atlântica (região norte) é caracterizado pelas chuvas bem distribuídas ao longo do ano (média anual 1.912 mm), e vegetação formada por um misto de Floresta Estacional Perenifólia com Araucária e Estacional Semidecidual (OLIVEIRO-FILHO et al. 2015). O bioma Pampa (região centro-oeste) integra mais da metade do território do Rio Grande do Sul (62%), parte da Argentina e em todo território uruguaio (BOLDRINI et al., 2010). No sul do Brasil este bioma é caracterizado pela vegetação que intercala o domínio de gramíneas com as matas de galeria (RUBERT et al., 2018). Este

bioma é marcado por temperatura média anual de 16 °C e com precipitação média anual entre 600 e 1.200 mm, distribuídas ao longo do ano (VILCHES e GIORGI, 2010).

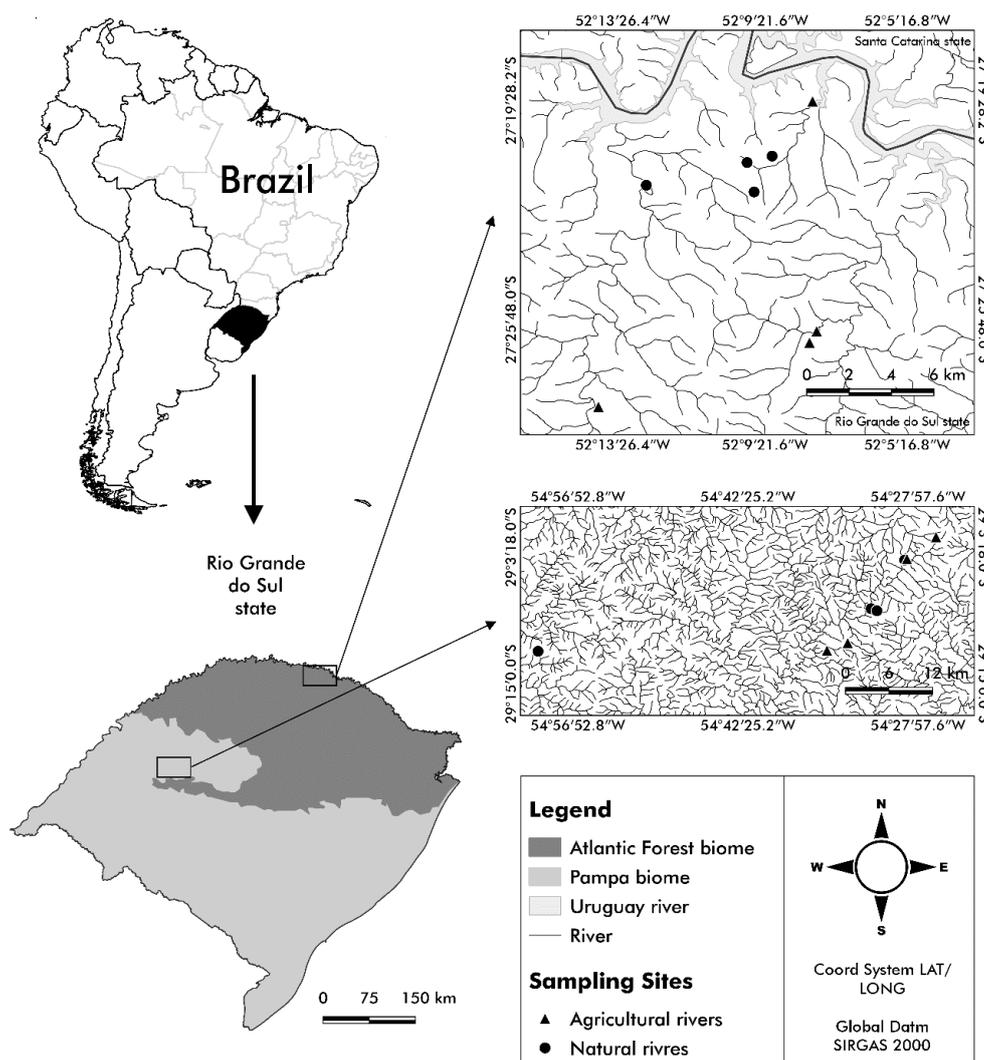
A grande maioria dos riachos naturais de Mata Atlântica não possui alterações antrópicas, apresentam vegetação nativa conservada em suas margens, além da ausência nas alterações no curso e no entorno dos riachos. Nos riachos agrícolas, a erosão é acentuada em todos os pontos, com valores entre 20 a 60% de vegetação nativa em suas margens e com alterações no canal do rio (com presença de pontes, “passadores”) no curso e no entorno dos riachos há a movimentação do solo. Características semelhantes foram observadas no Bioma Pampa em relação aos riachos, porém, verificou-se a presença de criação de gado tanto nos riachos considerados naturais como nos agrícolas.

### **3.2 Coleta e identificação dos Trichoptera**

As larvas de Trichoptera foram coletadas em outubro de 2019, em riachos de pequena ordem ( $\leq 3^{\text{a}}$  ordem). Em cada bioma foram selecionados oito riachos, sendo que quatro riachos estavam inseridos em áreas naturais, com ausência aparente de antropização e outros quatro riachos inseridos em áreas de drenagem predominantemente agrícola (Figura 1).

Em cada riacho, foram coletadas três subamostras em substrato pedregoso e três subamostras em bancos de folhas com auxílio do amostrador tipo Surber (malha 250  $\mu\text{m}$  e área de 0,09  $\text{m}^2$ ). Desta forma, foram coletadas um total 96 amostras (2 biomas x 8 riachos x 2 substratos x 3 subamostras). O material coletado foi fixado em campo com etanol 80% e conduzido ao laboratório para triagem e identificação dos Trichoptera até nível taxonômico de gênero, utilizando as chaves propostas por Pes et al. (2005; 2018).

Em seguida os organismos foram acondicionados e depositados na Coleção de Invertebrados Aquáticos do Museu Regional do Alto Uruguai da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. As coletas realizadas foram autorizadas pelo ICMBio/MMA (Autorização nº 65530-1 de 19/11/2018).



**Figura 1** - Localização geográfica e distribuição dos riachos estudados nos biomas Mata Atlântica e Pampa, estado do Rio Grande do Sul.

### 3.3 Variáveis limnológicas e granulométricas

Nos trechos dos riachos onde ocorreram as coletas dos organismos, foram mensurados velocidade da correnteza com auxílio de um fluxômetro, profundidade e largura média. Foram mensuradas ainda a temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido e pH com um analisador multiparâmetro HORIBA® U50. Em cada trecho do riacho foi coletado amostras de água a fim de quantificar os teores de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total. Estas amostras de água foram filtradas utilizando um filtro Millipore® (0,22  $\mu\text{m}$  de porosidade) e as variáveis foram quantificadas em um analisador TOC-VCSH (SHIMADZU®). As metodologias para as análises das variáveis limnológicas são descritas em APHA (2012).

Ainda, foram coletadas amostras de sedimento com auxílio de um Corer (70 mm de diâmetro) a uma profundidade aproximada de 5 a 10 cm. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa (60°C/48 h) e peneiradas para separação da fração granulométrica. As frações granulométricas foram determinadas a partir do fracionamento das amostras de sedimento em uma série de peneiras (0,063; 0,125; 0,250; 1,0; 0,5; 2 mm) seguindo o método descrito em Suguio (1973).

### **3.4 Análise de Dados**

Inicialmente a normalidade dos dados foram testadas com um teste Shapiro-Wilk. A partir da normalização dos dados (log-transformados) as variáveis foram submetidas aos testes estatísticos. Afim de verificar se a riqueza e abundância de Trichoptera diferem entre os biomas (dois níveis categóricos; Mata Atlântica e Pampa), tipos de usos adjacentes (dois níveis categóricos; naturais e agrícolas) e substratos (dois níveis categóricos; pedra e folhas) foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA – 3 vias). Para avaliar os efeitos das variáveis limnológicas e granulométricas sobre a composição das assembleias de Trichoptera utilizamos uma Análise de Redundância (RDA). Para avaliar o melhor modelo explanatório nas duas RDA, foi utilizado um teste Akaike (AIC). Todas as análises foram realizadas utilizando o pacote ‘vegan’ (Oksanen et al., 2020) do software R (R Core Team, 2019).

## **4. RESULTADOS**

### **4.1 Variáveis limnológicas e granulométricas**

No bioma Mata Atlântica os riachos naturais e agrícolas apresentaram temperatura variando entre  $15,32 \pm 2,25$  a  $13,15 \pm 0,7$ , respectivamente, e mostraram-se bem oxigenadas variando de  $14,37 \pm 3,66$  a  $9,65 \pm 1,12$  mg L<sup>-1</sup>. O pH manteve-se próximo a neutralidade em ambos os riachos (Tabela 1).

No Bioma Pampa a temperatura variou entre  $15,65 \pm 2,85$  a  $17,12 \pm 3,84$  C°, nos riachos naturais e agrícolas, respectivamente. A turbidez nos riachos naturais apresentou média de  $8,55 \pm 9,07$  UNT, enquanto nos riachos agrícolas foi de  $8,55 \pm 9,07$  UNT. As águas apresentaram-se bem oxigenadas e os valores de Carbono orgânico total variou de  $12 \pm 6,3$  (mg L<sup>-1</sup>) a  $14,85 \pm 3,66$  (mg L<sup>-1</sup>) nos agrícolas. O pH apresentou-se ácido e próximo a neutralidade. A turbidez nos riachos naturais foi de  $8,55 \pm 9,07$  UNT enquanto nos riachos agrícolas foi de  $39,65 \pm 31,57$  UNT (Tabela 1).

**Tabela 1** - Média  $\pm$  desvio padrão das variáveis limnológicas mensurados em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul. CE: Condutividade elétrica; OD: Oxigênio dissolvido; COT: Carbono orgânico total; TDS: Sólidos totais dissolvidos; NT: Nitrogênio total;

Variáveis	Mata Atlântica		Pampa	
	Riachos Naturais	Riachos Agrícolas	Riachos Naturais	Riachos Agrícolas
Temperatura da água (°C)	15,32 $\pm$ 2,25	13,15 $\pm$ 0,7	15,65 $\pm$ 2,85	17,12 $\pm$ 3,84
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	0,84 $\pm$ 0,35	0,11 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,00
Turbidez (UNT)	0,8 $\pm$ 2,05	1,53 $\pm$ 1,85	8,55 $\pm$ 9,07	39,65 $\pm$ 31,57
OD (mg L <sup>-1</sup> )	14,37 $\pm$ 3,66	9,65 $\pm$ 1,12	7,81 $\pm$ 1,29	7,24 $\pm$ 1,49
pH	7,38 $\pm$ 0,55	7,07 $\pm$ 0,43	7,09 $\pm$ 0,40	6,08 $\pm$ 0,47
TDS (mg L <sup>-1</sup> )	0,54 $\pm$ 0,22	0,07 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,00
COT (mg L <sup>-1</sup> )	11,91 $\pm$ 1,33	13,2 $\pm$ 0,94	12 $\pm$ 6,3	14,85 $\pm$ 3,66
NT (mg L <sup>-1</sup> )	2 $\pm$ 0,41	2 $\pm$ 0,28	0,84 $\pm$ 0,11	0,9 $\pm$ 0,14
Velocidade de correnteza (m/s)	0,13 $\pm$ 0,62	0,29 $\pm$ 0,08	0,10 $\pm$ 0,13	0,05 $\pm$ 0,07
Largura (m)	1,97 $\pm$ 0,82	2,7 $\pm$ 1,12	2,17 $\pm$ 0,84	1,14 $\pm$ 0,42
Profundidade (m)	0,07 $\pm$ 0,03	0,07 $\pm$ 0,06	0,09 $\pm$ 0,04	0,10 $\pm$ 0,05

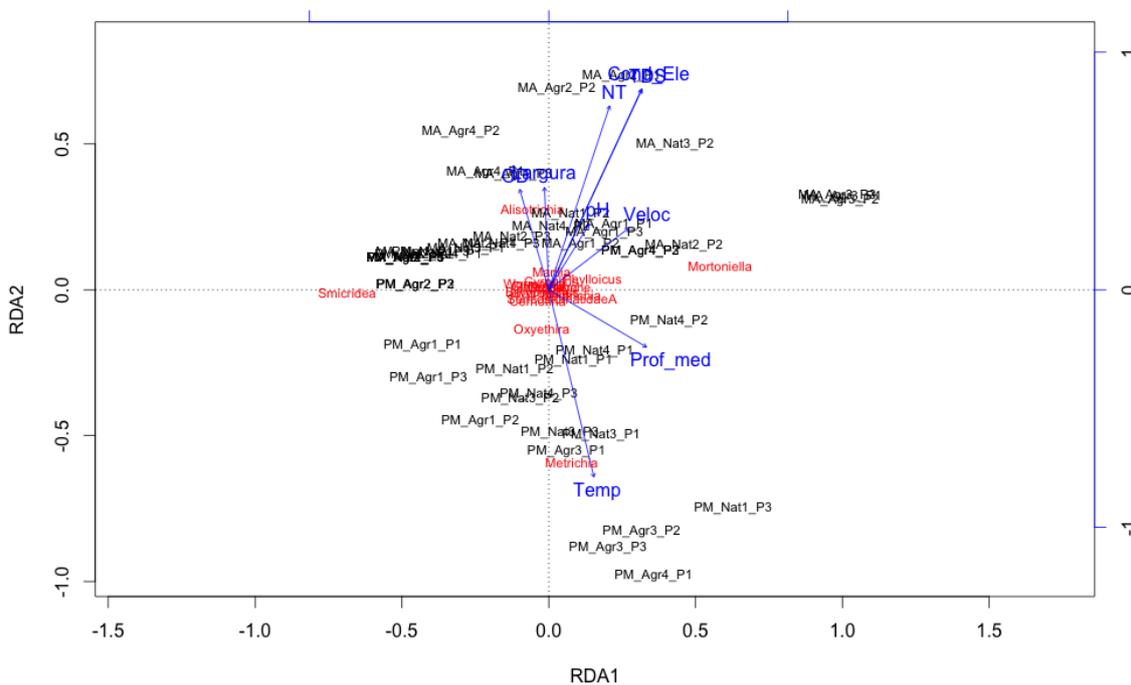
Quanto as porcentagens das frações granulométricas, nos riachos naturais de Mata Atlântica variou entre areia grossa e areia muito grossa. Em riachos agrícolas, as porcentagens variaram entre areia muito grossa, areia fina e areia muito fina (Apêndice A).

Nos riachos naturais do bioma Pampa, a fração granulométrica foi representada pela porcentagem de areia muito grossa. Em riachos agrícolas, as porcentagens variaram entre areia muito grossa, areia fina e areia muito fina (Apêndice A).

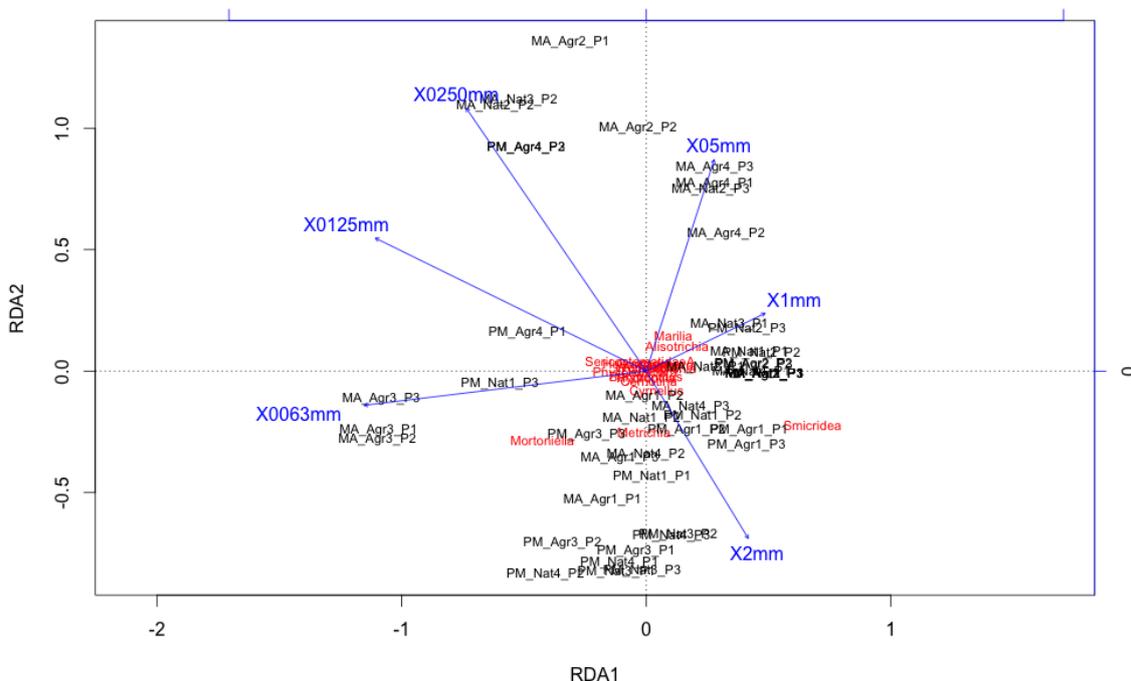
Em riachos naturais do bioma Mata Atlântica e Pampa, a porcentagem granulométrica foi maior para areia muito grossa. Em riachos agrícolas do bioma Mata Atlântica, a porcentagem maior foi de areia fina e no bioma Pampa de areia muito fina (Apêndice B).

A distribuição dos Trichoptera nos riachos foi influenciada pela condutividade elétrica, TDS e nitrogênio, em riachos agrícolas no bioma Mata Atlântica, e temperatura nos riachos agrícolas do Bioma Pampa (Figura 2). Quanto as frações granulométricas, as frações menores (0,063; 0,125; 0,250 mm) foram as mais relevantes em riachos agrícolas, independente do bioma (Figura 3).

**Figura – 2** Análise de Redundância (RDA) entre a composição de Trichoptera e as variáveis limnológicas.



**Figura – 3** Análise de Redundância (RDA) entre a composição das larvas de Trichoptera e a porção granulométrica.



#### 4.2 Assembleia de Trichoptera

Foi amostrado um total de 1.976 larvas de Trichoptera, pertencentes a 09 famílias e 17 gêneros. No bioma Mata Atlântica, *Smicridea* (Hydropsychidae) foi o gênero mais abundante (384 exemplares; 55,5%), seguido por *Mortoniella* (Glossosomatidae; 128 exemplares; 18,5%) (Tabela 1). No bioma Pampa, *Smicridea* foi o mais abundante (768 exemplares; 59,8%), seguido por *Metrichia* (201 exemplares; 15,6%) e *Neotrichia* (113 exemplares; 8,8%), ambos da família Hydroptilidae (Tabela 2).

**Tabela 2** - Abundância dos gêneros de Trichoptera amostrados em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa, estado do Rio Grande do Sul, 2019.

<i>Taxa</i>	<b>Bioma Mata Atlântica</b>		<b>Bioma Pampa</b>	
	Riachos naturais	Riachos agrícolas	Riachos naturais	Riachos agrícolas
<b>Calamoceratidae</b>				
<i>Phylloicus</i> Müller, 1880	30	24	5	2
<b>Glossosomatidae</b>				
<i>Mortoniella</i> Ulmer, 1906	4	124	147	4
<b>Helicopsychidae</b>				
<i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856	1	0	0	0
<b>Hydroptilidae</b>				
<i>Alisotrichia</i> Flint, 1964	1	21	5	0
<i>Metrichia</i> Ross, 1938	3	21	164	37
<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	10	32	113	0
<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	0	1	2	6
<i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	0	0	0	7
<b>Hydropsichidae</b>				
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	341	139	604	144
<b>Odontoceridae</b>				
<i>Marilia</i> Müller, 1880	5	2	0	0
<i>Barypenthus</i> Burmeister, 1839	0	0	0	4
<b>Philopotamidae</b>				
<i>Wormaldia</i> , McLachlan, 1865	8	2	0	0
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	5	7	6	0
<b>Polycentropodidae</b>				
<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913	2	0	0	0
<i>Cernotina</i> Ross, 1938	0	0	2	10
<b>Sericostomatidae</b>				

<i>Gumaga</i> McLachlan, 1871	1	0	0	0
Gênero A.	4	0	1	1
<b>Abundância</b>	315	377	1.049	235
<b>Riqueza</b>	13	10	10	9

Os gêneros *Smicridea*, *Phylloicus*, *Metrichia* e *Mortoniella* foram os gêneros que estiveram presentes tanto nos riachos naturais como nos agrícolas, em ambos os biomas. *Wormaldia* e *Marilia*, estiveram presentes nos riachos naturais e agrícolas do bioma Mata Atlântica, enquanto que os gêneros *Cyrnellus*, *Gumaga* e *Helicopsyche* foram exclusivos dos riachos naturais de Mata Atlântica. No bioma Pampa, *Cernotina* foi exclusivo dos riachos naturais, enquanto *Barypenthus* e *Hydroptila* ocorreram nos riachos naturais e agrícolas do bioma Pampa (Tabela 2).

A abundância de Trichoptera foi maior nos riachos localizados no bioma Pampa (1.284 organismos coletados). Destes, 53,1% (1.049 exemplares) ocorreram em riachos naturais e 11,9% (235 exemplares) nos riachos agrícolas. Em relação aos substratos, a abundância foi maior nos riachos naturais do bioma Pampa, no substrato folha (821 coletados, 41,5%). E a menor abundância foi amostrada também no bioma Pampa, nos riachos agrícolas no substrato folha (29 organismos coletados, 1,4%) (Apêndice C).

A abundância de Trichoptera variou entre os tipos de riachos e substratos, porém, a variação observada entre os biomas ocorreu dependente deste, dois fatores (uso e substrato; Tabela 3). Foi observada uma riqueza de gêneros semelhante entre os dois biomas (Mata Atlântica = 14 gêneros; Pampa = 12 gêneros). No entanto, o mesmo padrão de variância foi observado na riqueza de gêneros entre nos riachos. A variação ocorreu entre biomas, a penas associada aos fatores uso e substrato (Tabela 3). Diferentemente da abundância de organismos e número de gêneros, a composição da assembleia de Trichoptera variou entre os biomas e entre os tipos de substratos analisados (Tabela 4).

**Tabela 3** - Análise de variância para abundância e riqueza de Trichoptera nos substratos folhas e pedras, em riachos naturais e agrícolas do bioma Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.

		DF	SQ	F	p
Abundância	Bioma	1	0,000	0,000	0,984
	Uso	1	12,305	9,551	2.15e <sup>-05</sup> **
	Substrato	1	25,975	20,163	<0,001***
	Bioma:uso	1	18,184	14,115	<0,00030***
	Bioma:substrato	1	8,006	6,215	<0,014*
	Uso:substrato	1	1,197	0,930	0,337
	Bioma:uso:substrato	1	2,203	1,710	0,194
Riqueza	Bioma	1	0,04	0,024	0,877
	Uso	1	20,17	11,599	<0,0009***
	Substrato	1	37,50	21,569	1.19e <sup>-05</sup> ***
	Bioma:uso	1	7,04	4,050	<0,04*
	Bioma:substrato	1	7,04	4,050	<0,04*
	Uso:substrato	1	0,67	0,383	0,53
	Bioma:uso:substrato	1	0,38	0,216	0,64

\*\*\* significância estatística (p<0,05).

**Tabela 4** – Resultados da PerMANOVA aplicada a composição da assembleia de Trichoptera para os riachos naturais e agrícolas, substratos pedra e folhas nos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.

	Df	SQ	F	R <sup>2</sup>	p
Bioma	1	0,617	2,893	0,082	0,009**
Uso	1	0,294	1,381	0,039	0,237
Substrato	1	0,471	2,208	0,063	0,027*
Bioma:uso	1	0,386	1,811	0,051	0,070
Bioma:substrato	1	0,213	1,025	0,029	0,418
Uso:substrato	1	0,048	0,229	0,006	0,982
Bioma:uso:substrato	1	0,306	1,434	0,040	0,168

\*\*\* significância estatística (p<0,05).

## 5. DISCUSSÃO

Nossa hipótese de que a abundância e riqueza da assembleia de Trichoptera iriam diferir entre os riachos nos dois biomas e entre os riachos agrícolas e naturais, foi corroborada. Embora a variação não tenha sido observada apenas no fator ‘bioma’, observamos inúmeras interações entre os fatores ‘uso’ e ‘substrato’ com ‘bioma’. Isso nos leva a acreditar que há filtros ambientais regulando a estruturação de Trichoptera nos riachos estudados em ambos os biomas. A variação dos organismos entre os riachos pode ser explicada pela interação do hábito das espécies com as condições físicas do hábitat (*e.g.* substrato, correnteza, vegetação ripária, largura, profundidade) (NOGUEIRA; CABETTE; JUAN, 2011). Além disso, a entrada de nutrientes provenientes de resíduos agrícolas em riachos onde há substituição de vegetação nativa por cultivos agrícolas, pode interferir e potencializar a redução da diversidade na comunidade de insetos aquáticos (HUIÑOCANA et al., 2020).

Neste estudo, os substratos podem ser considerados o filtro ambiental responsável pela composição da assembleia de Trichoptera, uma vez que a heterogeneidade do substrato observada nos riachos naturais, é fundamental para o estabelecimento de novas espécies, ocasionando o aumento da diversidade desses locais (HEPP et al., 2012; FERREIRA et al., 2017), além de ser um fator importante na definição da composição de espécies (HEPP et al., 2012; MILESI et al., 2016). Em riachos agrícolas, devido a redução da vegetação ripária, a entrada de material alóctone é menor do que em ambientes preservados, uma vez que uma vegetação ripária minimamente impactada contribui com a entrada de galhos, folhas para os canais, aumentando assim a complexidade do habitat, favorecendo o aumento da abundância de macroinvertebrados (KAUFMANN; FAUSTINI, 2012).

Variáveis limnológicas também atuaram como filtros ambientais na distribuição da composição de assembleia de Trichoptera. Dentre as variáveis limnológicas mensuradas, a condutividade elétrica, TDS e nitrogênio, foram determinantes na composição da assembleia de Trichoptera em riachos agrícolas do bioma Mata Atlântica. A condutividade elétrica está diretamente relacionada ao teor de sólidos dissolvidos, e este fator pode ocasionar a diminuição da diversidade de espécies (PÉREZ, 2003). Além disso, a geologia da bacia hidrográfica e o regime pluviométrico podem interferir na concentração de poluentes (PÉREZ, 2003). No bioma Pampa, a temperatura foi a variável limnológica que influenciou na composição de assembleia de Trichoptera. Em ambientes aquáticos, o

aumento da temperatura pode acelerar o processo de amadurecimento dos adultos (HOGG; WILLIAMS, 1996) e ocasionar emergência assíncrona entre machos e fêmeas, podendo comprometer o processo de reprodução (LI et al., 2011). Outro fator importante, é que em riachos agrícolas no bioma Pampa há uma forte remoção da vegetação ripária para prática de atividades agrícolas, e assim, o dossel aberto pode influenciar diretamente na temperatura destes ambientes (SENSOLO et al., 2012). De acordo com estudos anteriores essas variáveis, condutividade elétrica, TDS e nitrogênio atuam como filtros ambientais de diversidade de táxons (PAIVA et al., 2017; BRASIL et al., 2020; VIANA et al., 2020). Ambientes mais heterogêneos (preservados) suportam uma maior riqueza de organismos (YANG et al., 2015) e neste caso, de Trichoptera.

Quanto a composição granulométrica dos riachos, estas características são importantes estruturadores na distribuição e composição da assembleia de Trichoptera (LEMES et al., 2003; POLETO, 2008). Os sedimentos são constituídos por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, as quais são transportadas por ar, água ou do ambiente terrestre de origem (ROCHA et al., 2009). Neste estudo, observamos que a fração granulométrica formada por partículas finas nos riachos agrícolas, independente dos biomas, influenciou a composição da assembleia, isso pode ser explicado pela remoção da vegetação ripária nestes ambientes, o que ocasiona o processo erosivo e acarreta no acúmulo de sedimento formado por areia fina. O tamanho das partículas pode influenciar na composição da assembleia de Trichoptera, uma vez que o espaço intersticial é essencial para o movimento, alimentação dos invertebrados e servem de esconderijo contra a predação (SILVEIRA, 2004).

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A prática excessiva de atividades agrícolas pode ocasionar prejuízos a longo prazo para os ecossistemas hídricos. Entre estes prejuízos destaca-se a perda de biodiversidade de insetos aquáticos, um grupo trófico importante para a cadeia biológica. Observamos que os filtros ambientais podem ocorrer em diferentes escalas (riachos e biomas), mas especialmente de forma integrada, como foi observado na variação gerada entre diferentes substratos e usos dependentes dos biomas.

Neste estudo, a partir da análise de padrões de distribuição de larvas de Trichoptera em riachos, verificamos que independente das características biofísicas de cada bioma, as

atividades agrícolas interferiram na diversidade e estruturação das assembleias desta ordem. Isso é sustentado pelo fato de observarmos em riachos agrícolas menor abundância e riqueza em relação aos riachos naturais. Considerando a heterogeneidade ambiental destes riachos, os substratos podem ser considerados como filtro ambiental para a assembleia de Trichoptera, uma vez que, em riachos agrícolas há diminuição da vegetação nativa em seu entorno, a entrada de material alóctone diminui e a heterogeneidade ambiental também. Deste modo, há diminuição de diversidade e aumento na abundância. Os principais preditores da composição dos gêneros foram condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e nitrogênio total. Variáveis que estão intimamente relacionadas com o estado de conservação dos riachos.

Este estudo nos possibilita reconhecer ainda mais a fauna de insetos aquáticos nestes importantes biomas do sul do Brasil. Conhecer e identificar os indivíduos presentes nestes locais, ilustra a relevância em preservar os riachos e o seu entorno, para conservar a biodiversidade presente nos biomas Mata Atlântica e Pampa. As perspectivas de continuidade deste estudo, se concentram na inclusão da análise dos grupos tróficos funcionais e análise da diversidade alfa e beta utilizando os Trichoptera como modelo para explicar a distribuição desses organismos visando a conservação dos riachos em ambos os biomas estudados.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDRADE, B. O.; KOCH, C.; BOLDRINI, I.; VÉLEZ-MARTIN, E.; HASENACK, H.; HERMANN J.; KOLLMANN, J.; PILLAR, V. D.; OVERBECK, G. E. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza & Conservação**, v.13, n. 2, p. 95-104, 2015.
- ANGRISANO, E.B.; KOROB, P.G. Trichoptera, In: Fernández H.R. & E. Domínguez (Eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282 p. 2001 p. 55-92.
- APHA– American Public Health Association. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington, 1998.
- BAPTISTA, V. DOS A.; ANTUNES, M.B.; MARTELLO, A.R.; FIGUEIREDO, N.S.B.; AMARAL, A.M.B.; SEGRETTI, E.; BARUAN, B. Influência de fatores ambientais na distribuição de famílias de insetos aquáticos em rios no sul do Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. XVII, n. 3, p. 155-176, 2014.
- BELYEA, L.; LANCASTER, J.; Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos**, v. 86, p. 402-416, 1999.
- BILENCA, D. N.; MIÑARRO, F. O. **Áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil**. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 2004.
- BILIA, C.G.; DE PINHA, G.; PETSCH, D.K.; TAKEDA, A.M. Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da comunidade de Chironomidae em lagoas de inundação neotropicais. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 105, n. 1, p.20-27, 2015.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from rifles in mountains streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n.2, p.283-293, 2007.
- BOITRAGO, W.E.A.; ALMEIDA, M.I.S. de. Impactos Ambientais na Bacia do Rio Guavinipã no Norte de Minas Gerais. **Revista Cerrados**, v. 19, n. 02, p. 1-19, 2021.
- BOLDRINI, I.I.; FERREIRA, P.M.A.; ANDRADE, B.O.; SCHNEIDER, A.A.; SETUBAL, R.B.; TREVISAN, R; FREITAS, E.M. **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica**. Porto Alegre, 2010. 64 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para**

a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 404p, 2002.

BRASIL. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais. Mapa de Vegetação Nativa na Área de Aplicação da Lei no. 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (Ano Base 2009)**. Brasília: MMA, 2015. 85p.

BRASIL. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais. Mapa de Vegetação Nativa na Área de Aplicação da Lei no. 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (Ano Base 2009)**. Brasília: MMA, 2015. 85p.

BRAUN, B. M.; PIRES, M.M.; KORTZIAN, C. B.; SPIES, M. R. Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.26, p. 186-198, 2014.

BREDA, M.; LAZARI, P.L.; OLIVEIRA, M.B.; MENEGAT, M.N.; BERTOL, E.C.; SILVA, G.S.; DECIAN, V.S.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L. U. Composição e distribuição de Trichoptera (Insecta) em riachos subtropicais. **Perspectiva**, v. 42, n. 157, p. 17-26, 2018.

BREDA, M.; RESTELLO, R.M.; GIOVENARDI, R.; VIZZOTTO, A.P.; SOARES, B.; HEPP, L.U. Alpha and beta diversities of Trichoptera (Insecta) assemblages in natural and rural subtropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, e 14, 2020.

CALOR, A. R. Trichoptera. In: FROEHLICH, C. G. (Org.). **Guia on-line: identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo**. 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 04 Fev. 2022.

CARVALHO, A. P. V.; BRUMATTI, D. V.; DIAS, H. C. T. Importância do manejo da bacia hidrográfica e da determinação de processos hidrológicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 2, n. 2, p.148-156, 2012.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. **Ecological niches: linking classical and contemporary approaches**. University of Chicago Press, Chicago, II, 2003.

CHOMENKO, L. O Pampa em transformação. In: CHOMENKO, L.; BECKER, A. **Nosso Pampa Desconhecido**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2016. p. 188-197.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. N.; DE LIMA, E. R. V.; NETO, A. R.; DE MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n.1, p. 64-72, 2014.

COLLIER, K.J.; SMITH, B.J. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) in forests alongside three New Zealand streams. **Hydrobiologia**, v. 361, p. 53-65, 1998.

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D.D. Trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, p. 1465-1471, 2006.

COVICH, A. P.; EWEL, K. C.; HALL, R. O.; GILLER, P. E.; GOEDKOOP, W.; MERRITT, D. M. **Ecosystem services provided by freshwater benthos. In Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soil and Sediments** (ed. Diana H. Wall), pp. 45–72. Island Press, Washington D.C., U.S.A, 2004.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams Southeast, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312–318, 2007.

CUNHA, N.R.S.; LIMA, J.E.DE; GOMES, M.F.M.; BRAGA, M.J. A Intensidade da Exploração Agropecuária como Indicador da Degradação Ambiental na Região dos Cerrados, Brasil. **RER**, V. 46, n. 02, p. 291-323, 2008.

DA SILVA; A. L. L.; PAGLIOSA, P. R.; PETRUCIO, M. M. Diversidade e variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em uma lagoa costeira subtropical no Brasil. In: DA SILVA; A. L. L. **Diversidade e variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em uma lagoa costeira subtropical no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2010.

DALU, T.; WASSERMAN, R.J.; TONKIN, J. D.; MWEDZI, T.; MAGORO, M. L., WEYL, O.L. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. **Science of the Total Environment**, v. 607, p. 317-325, 2017.

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

DOWNES, B. J.; LAKE, P. S.; SCHREIBER, E. S. G.; GLAISTER, A. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. **Oecologia**, v. 123, p. 569-581, 2000.

FERREIRA, W.R.; HEPP, L.U.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; CALLISTO, M. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 365-373, 2017.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E., HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification – viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v. 10, p. 199-214, 1986.

HEPP, L.U., LANDEIRO, V.L.; MELO, A.S. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a Neotropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 97, n. 2, p. 157-167, 2012.

HILLERISLAMBERS, J.; ADLER, P. B.; HARPOLE, W. S.; LEVINE, J. M., MAYFIELD, M. M. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 43, p. 227–248, 2012.

HOGG, I. D.; D. D. WILLIAMS. Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: na ecosystem-level manipulation. **Ecology**, v. 77, p. 395–407. 1996.

HUIÑOCANA, J. C. S; ALBERTONI, E. F; PICOLOTTO, R. C; MILESI, S. V; HEPP, L. U. Nestedness of insect assemblages in agriculture-impacted Atlantic forest streams. *International Journal of Limnology*, v.56, ed.3, 2020.

JENKINS, C. N.; ALVES, M. A. S.; UEZU, A.; VALE, M. M. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. **PLoS one**, 10(12): e0145064, 2015.

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

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 157–164, 1992.

LANGE, K.; TOWNSEND, C. R.; MATTHAEI, C.D. Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? **Freshwater Biology**, v. 59, p. 2431-2446, 2014.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; MEAVE J. A.; BONGERS F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 386–398, 2010.

LEMES, M. J. L.; FIGUEIREDO FILHO P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios MogiGuaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Química Nova**, v. 26, n.1, p. 13-20, 2003.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: LEWINSOHN, T. M. (Org.). **Avaliação do Estado do Conhecimento da Biodiversidade Brasileira, Biodiversidade**. v. 1, p.21-109. Ministério do Meio Ambiente, 2006.

LI, J. L.; JOHNSON, S. L.; SOBOTA, J. B. Three responses to small changes in stream temperature by autumnemerging aquatic insects. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 2, p. 474–48, 2011.

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

MACARTHUR, R.; J. MACARTHUR, On bird species diversity. **Ecology**, 1961.

MACEDO, DR.; CALLISTO, M.; POMPEU, P.S; CASTRO, D.M.P; SILVA, D.R.O.; CARVALHO, D.; SANTOS, G.B.; BECKER, B.; SANCHES, B.; ALVES, C.B.M. Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In: CALLISTO, M. et al. (ORG.). **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: Cemig, 2019. 212p.

MACKAY, R. J.; WIGGINS, G. B. Ecological diversity in Trichoptera. **Annual Review of Entomology**. v. 24, p. 185-208. 1979.

MATEI, A. P.; FILIPPI, E. E.; O Bioma Pampa e o desenvolvimento socioeconômico em Santa Vitória do Palmar. **Ensaio FEE**, v. 34, Número Especial, p. 739-764, 2013.

MATSON, P. A.; PARTON, W. J.; POWER, A. G.; SWIFT, M. J. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. **Science**, v. 277, p. 504-508, 1997.

MENEGOTTO, A.; DAMBROS, C. S.; NETTO, S. A. The scale-dependent effect of environmental filters on species turnover and nestedness in an estuarine benthic Community. **Ecology**, e.02721, 2019.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall & Hunt, 2ª ed., 722p, 1984.

MILESI, S.V.; DOLÉDEC, S.; MELO, A.S. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. **Freshwater Science**, v. 35, n.4, p. 1321-1329, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF. 100 p, 2003.

MORSE, J. C.; FRANSEN, P. B.; GRAF, W.; THOMAS, J. A. Diversity and ecosystem services of Trichoptera. **Insects**, v. 10, n. 5, p. 125, 2019.

MYERS.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 408, p. 853-858, 2000.

NOGUEIRA, D. S; CABETTE, H. S. R; JUEN, L. Structure and composition of Trichoptera (Insecta) Community in streams and wetlands of Suiá-Miçu river Basin, Mato Grosso, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 173-180, 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, A. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, p. 242-260, 2015.

OVERBECK, G. E.; BOLDRINI, I. I.; DO CARMO, M. R. B.; GARCIA, E. N.; MORO, R. S.; PINTO, C. E.; TREVISAN, R.; ZANNIN, A. Fisionomia dos campos. In: PILLAR, F. DP.; LANGE, O. **Campos do Sul**. Porto Alegre, Redes Campos Sulinos UFRGS, 2015. ISBN 978-85-66106-50-3. p. 33-44.

PÉREZ, G. R. **Bioindicación de la calidad del agua en Colombia**. Imprenta Universidad de Antioquia, 2003.

PES, A.M.O, HOLZENTHAL RW, SGANGA JV, SANTOS APM, BARCELOS-SILVA P, CAMARGOS LM. Order Trichoptera. In: Hamada N, Thorp JH, Rogers DC (Eds) **Keys to Neotropical Hexapoda, Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**. Academic Press, Elsevier, London, vol. 3, 237–324, 2018.

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

PES, A. M.; SANTOS, A. P. M.; BARCELOS-SILVA, P.; CAMARGOS, L. M. Ordem Trichoptera. In: HAMADA N.; NESSSIMIAN J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1 ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 391-433.

PES, A. M; HOLZENTHAL, R. W; SGANGA, J. V; SANTOS, A. P. M; SILVA, P. B; CAMARGOS, L. M. **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Order Trichoptera**, p. 237-324, 2018.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal North American Benthological Society**, v. 16, p. 391-409, 1997.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J. P.; HUTH, A.; Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986–1997, 2011.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, p. 256, 2009.

RUBERT, G. C.; ROBERTI, D.G.; PEREIRA, L. S.; QUADROS, F. L. F.; VELHO, H. F. C.; MORAES, O. L. L. Evapotranspiration of the Brazilian Pampa Biome: Seasonality and Influential Factors. **Water**, v. 10, p. 2-18, 2018.

SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, vol. 48, p. 391-400, 2012.

SHOSTELL, J. M.; WILLIAMS, B. S. Habitat complexity as a determinant of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 389-399, 2007.

SILVA, J.M.C. da; PINTO, L.P.; HIROTA, M.; TABARELLI, M. Conservação da mata atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos. In: CABRAL, D.; BUSTAMANTE, A.G. **Metamorfoses florestais: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Curitiba: Editora Prismas, 2015.

SILVA, J.M.; RAUCH, C.L.; BIASI, C.; HEPP, L.U.; DECIAN, V.S. RESTELLO, R.M. Protocolo de análise rápida: alternativa para avaliar qualidade ambiental em riachos de cabeceira em Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 44, p. 47-60, 2020.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Embrapa Meio Ambiente, p. 68, 2004.

SOUSA, A.C.; SIMIÃO-FERREIRA, J. Diversidade alfa e beta de macroinvertebrados aquáticos em lagoas do rio Araguaia-GO. II Congresso de Pesquisa, Ensino e Extensão da UEG. Out. 2015. Pirenópolis, GO. **ANAIS**, v. 1, p. 1-10, 2015.

SUGUIO, K. **Introdução a sedimentologia**. São Paulo. Ed. Edgard Blucher. EDUSP, 1973. 317 p.

TOLONEN, K. T.; HAMALAINEN, H.; HOLOPAINEN, I. J. & KARJALAINEN, J. Influence of habitat type and environment variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 152, p. 39-67, 2001.

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

VILCHES, C; GIORGI, A. Metabolism in a macrophyte-rich stream exposed to flooding. **Hidrobiologia**, v. 654, p. 57-65, 2010.

VINSON, M. R.; HAWKINS, C. P. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. **Annual Review of Entomology**, v. 43, p. 271-293, 1998.

VINSON, M.R.; HAWKINS, C.P. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams. **Journal North American Benthological Society**, v. 15, n. 3, p. 392-399, 1996.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

## **APÊNDICES**

	<b>Areia MG</b>	<b>Areia G</b>	<b>Areia F</b>	<b>Areia MF</b>	<b>Silte</b>	<b>Argila</b>	
<b>Mata Atlântica</b>	1ª Fração	2ª Fração	3ª Fração	4ª Fração	5ª Fração	6ª Fração	
<b>Riachos Naturais</b>							
R1	24,35%	30,37%	22,9%	15,75%	5,24%	1,71	Areia G
R2	35,21%	45,98%	13,09%	4,6%	0,86%	0,26%	Areia G
R3	51,24%	19,13%	15,95%	10,07%	2,9%	0,55%	Areia MG
R4	58,03%	15,16%	12,43%	11,94%	2,75%	0	Areia MG
<b>Riachos Agrícolas</b>							
R1	25,96%	16,67%	22,36%	21%	9,46%	4,16%	Areia MG
R2	45,21%	18,18%	16,24%	11,16%	5,57%	3,37%	Areia MG
R3	16,35%	8,47%	26,53%	28,71%	11,98%	8,3%	Areia MF
R4	5,44%	14,88%	43,98%	28,71%	4,93%	1,69%	Areia F
<b>Pampa</b>							
<b>Riachos Naturais</b>							
R1	49,73%	20,63%	12,39%	11,13%	4,66%	0,97%	Areia MG
R2	75,92%	14,24%	7,27%	1,92%	0,34%	0,32%	Areia MG
R3	77,43%	14,88%	4,74%	2,07%	0,38%	0,34%	Areia MG
R4	63,28%	15,57%	9,95%	5,08%	1,91%	0,73%	Areia MG
<b>Riachos agrícolas</b>							

R1	37,96%	19,11%	20,02%	13,46%	6,74%	2,84%	Areia MG
R2	6,25%	18,13%	38,6%	25,83%	7,62%	3,19%	Areia F
R3	25,15%	22,09%	24,03%	16,81%	7,6%	4,11%	Areia MG
R4	5,52%	2,26%	19,89%	51,55%	17,39%	2,33%	Areia MF

---

**APÊNDICE A** - Frações granulométricas do sedimento coletados em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.

Frações granulométricas	Bioma Mata Atlântica		Bioma Pampa	
	Riachos naturais	Riachos agrícolas	Riachos naturais	Riachos agrícolas
<b>2mm</b>	42,21%	23,17%	66,59%	18,72%
<b>1mm</b>	27,66%	14,55%	15,57%	15,39%
<b>0,5mm</b>	16,09%	27,80%	9,95%	25,63%
<b>0,250mm</b>	10,59%	22,39%	5,08%	26,91%
<b>0,125mm</b>	2,94%	7,98%	1,91%	9,84%
<b>0,063mm</b>	0,63%	4,38%	0,73%	3,12%

---

**APÊNDICE B** – Porcentagem das frações granulométricas do sedimento coletado em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.



**Hydropsichidae**

<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	61	180	75	64	427	177	124	20
-------------------------------------	----	-----	----	----	-----	-----	-----	----

**Odontoceridae**

<i>Marilia</i> Müller, 1880	4	1	2	0	0	0	0	0
-----------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Barypenthus</i> Burmeister, 1839	0	0	0	0	0	0	4	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---

**Philopotamidae**

<i>Wormaldi</i> , McLachlan, 1865	1	7	0	2	0	0	0	0
--------------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	3	2	7	0	6	0	0	0
-----------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

**Polycentropodidae**

<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913	2	0	0	0	0	0	0	0
------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Cernotina</i> Ross, 1938	0	0	0	0	2	0	10	0
-----------------------------	---	---	---	---	---	---	----	---

**Sericostomatidae**

<i>Gumaga</i> McLachlan, 1871	1	0	0	0	0	0	0	0
----------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

<i>Gênero A.</i>	4	0	0	0	1	0	1	0
------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

---

**APÊNDICE C** - Gêneros de Trichoptera identificados nos substratos pedra e folha em riachos naturais e agrícolas dos Biomas Mata Atlântica e Pampa. Rio Grande do Sul.