



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Influência das condições ambientais sobre os traços
funcionais de invertebrados aquáticos em áreas
úmidas subtropicais**

Adreani Araujo da Conceição

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp
Co-orientadora: Edélti Faria Albertoni

Rio Grande
2019



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



Influência das condições ambientais sobre traços funcionais de invertebrados aquáticos em áreas úmidas subtropicais

Aluno: Adreani Araujo da Conceição

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp

Co-orientadora: Edélti Faria Albertoni

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2019

A minha mãe, com todo amor, carinho e gratidão.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder a graça de chegar até aqui e por iluminar meus caminhos durante toda essa trajetória. Gratidão pelas pessoas maravilhosas que conheci no Rio Grande do Sul e que me ajudaram nessa caminhada!

Aos meus pais Vitalino e Maria. Meus primeiros mestres, agradeço a cada pequeno passo que me ensinaram a dar e que possibilitou a minha chegada até aqui! Mãe, obrigada por apoiar as minhas escolhas mesmo as vezes sem compreendê-las sem você nada disso seria possível. Te amo!

As minhas irmãs Adrieli e Alice por todo o amor, carinho, cuidado e preocupação. Amo infinitamente vocês!

A minha querida vizinha Agenoura pelas orações e ligações repletas de carinho e amor.

As minhas tias queridas pelas orações e cuidado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES pela concessão da bolsa de estudos;

A Universidade Federal do Rio Grande - FURG por todo apoio logístico e pela formação;

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais- PPGBAC.

Ao meu orientador Luiz Ubiratan Hepp agradeço pela orientação, dedicação, paciência e zelo desempenhados na realização desse trabalho.

A minha co-orientadora Edélti Faria Albertoni, obrigada pelos ensinamentos compartilhados é admirável seu amor pela Limnologia! Agradeço o carinho e cuidado dedicado que se estendem muito além da Universidade.

Aos técnicos do Laboratório de Limnologia, à Clara pelo auxílio nas análises de laboratório, Claudio Trindade e Leonardo Furlanetto pelo auxílio nas coletas em campo.

A Maiby Glorize e ao Rafael Loureiro pela companhia agradável e divertida nas coletas pela Planície Costeira do Rio Grande do Sul.

A Silvia Milesi pelo auxílio na montagem dos scripts para as análises dos atributos funcionais.

A toda equipe do Laboratório de Biomonitoramento da Universidade Integrada do Alto Uruguai agradeço o acolhimento.

Agradecimento especial a todos os colegas e amigos que conheci durante esses dois anos os quais tornaram a caminhada agradável e os dias longe de casas mais felizes.

A minha colega de apartamento ao logo desses dois anos, Emília Andrade, obrigada por tornar nosso apê um ambiente agradável e tranquilo.

A turma dos invertebrados e afins, vocês são os melhores! Júlio Serrano, Karoline Martins, Maiby Glorize, Rafael Loureiro, Maví Franz, Pâmela Gayer, e Andrea Moraes. Agradeço a amizade, a companhia nos almoços e os inúmeros momentos compartilhados! Foi enriquecedor conviver com vocês, obrigada pelas sugestões e críticas durante as nossas reuniões semanais que contribuíram para a minha formação.

Ao Rafael Loureiro e a Karoline Martins agradeço a disponibilidade em me auxiliar com o R sempre que necessário.

A Maiby, pela agradável companhia e amizade. Sentirei saudades das nossas conversas!

Aos colegas da turma PPGBAC 2017 e da sala da ecologia em especial à Sandra Halfen, Ana Paula Tavares, Murilo Fernandes e Emanuela Castro vocês são uns queridos!

A todos aqui citados e aos não lembrados e que contribuíram para a conclusão dessa etapa meus sinceros agradecimentos!

RESUMO

As áreas úmidas são reconhecidas globalmente como ambientes prioritários para a conservação da biodiversidade. Estimativas revelam que somente no século passado, aproximadamente 50% destes ambientes foram perdidos em decorrência das atividades antrópicas. Como reflexo, observa-se uma drástica redução da biodiversidade e dos múltiplos serviços ecossistêmicos ofertados por esses ambientes. Nesse contexto, o objetivo geral desta dissertação foi avaliar a influência da agricultura e urbanização na estrutura funcional da comunidade invertebrados aquáticos em áreas úmidas. Para isso, selecionamos trinta áreas úmidas permanentes (10 em áreas agrícolas, 10 em áreas urbanas e 10 em áreas naturais) na planície costeira no Sul do Rio Grande do Sul, onde foram amostrados os parâmetros abióticos e bióticos. Realizamos uma análise de ordenação RLQ para verificar as relações entre as condições ambientais e os atributos funcionais dos invertebrados aquáticos. Para verificar possíveis diferenças dos atributos funcionais mensurados e as áreas avaliadas, foram realizadas análise de variância. Ao todo coletamos 3.868 organismos distribuídos entre 138 táxons pertencentes aos filos Crustacea, Mollusca e Hexapoda. Os anfípodos (21,4%), hirudíneos (7,6%) e o planorbídeo *Drepanotrema* sp1 (6,1%) foram os mais abundantes dentre os táxons amostrados e estiveram presentes em nas áreas agrícolas urbanas e natural. Verificamos uma relação significativa entre as condições ambientais e a composição funcional da comunidade de invertebrados aquáticos. Os atributos funcionais coletor, raspador, tamanho do corpo intermediário, respiração aérea, dispersão aquática e as estratégias de resistência foram predominantes nas áreas urbanas e agrícolas. Verificamos que os atributos funcionais que uma convergência de atributos funcionais que conferem mais resiliência e/ou resistência aos organismos (e.g. hábito alimentar coletor e respiração tegumentar) nas áreas antropizadas, indicando que a agricultura e a urbanização podem atuar como filtros ambientais, selecionando atributos funcionais específicos. Nossos resultados evidenciam o potencial de alguns atributos funcionais coletor, formas de resistência, respiração tegumentar, dispersão terrestre de invertebrados aquáticos como indicadores na detecção de perturbações antrópicas.

Palavras-chave: ambiente lântico, atributos funcionais, biomonitoramento, impacto antrópico, qualidade ambiental

ABSTRACT

Wetlands are globally recognized as priority environments for biodiversity conservation. Estimates reveal that only in the last century, approximately 50% of these environments were lost due to anthropic activities. In result, there is a drastic reduction of biodiversity and the multiple ecosystem services offered by these environments. In this context, the general objective of this dissertation was to evaluate the influence of agriculture and urbanization on the functional structure of the aquatic invertebrate community in wetlands. For this, we selected 30 permanent wetlands (10 in agricultural areas, 10 in urban areas and 10 in natural areas) in the coastal plain in the South of Rio Grande do Sul, where abiotic and biotic parameters were sampled. We performed an RLQ order analysis to verify the relationships between environmental conditions and the functional attributes of aquatic invertebrates. In order to verify possible differences between the functional attributes measured and the evaluated areas, analysis of variance was performed. In order to verify possible differences between the functional attributes measured and the evaluated areas, analysis of variance was performed. Altogether we collected 3.868 organisms distributed among 138 taxa belonging to the Filo Crustacea, Mollusca, and Hexapoda. The amphipods (21.4%), hirudíneos (7.6%) and *Drepanotrema* sp.1 (6.1%) were the most abundant and were present in all three areas sampled. We verified a significant relationship between the environmental conditions and the functional composition of the aquatic invertebrate community. The attributes of collector habit, aerial respiration, forms of resistance and form of dispersion were predominant in urban and agricultural areas. Although we have not found exclusive relationships between the type of anthropic influence and certain categories of attributes, we observe a convergence of functional attributes that impart more resilience and resistance to organisms (e.g. collector feeding habits and integumentary respiration) in anthropic areas, indicating that agriculture and urbanization can act as environmental filters, selecting specific functional attributes. Our results highlight the potential of some functional attributes of aquatic invertebrates as indicators in the detection of anthropogenic disturbances.

Key-words: lentic environment, functional attributes, biomonitoring, anthropic impact, environmental quality

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação está estruturada em três partes. Inicialmente apresento uma Introdução Geral abordando os principais temas que norteiam a temática trabalhada durante o curso de mestrado. A segunda parte é composta por um Manuscrito científico intitulado “A agricultura e a urbanização atuam com filtros ambientais selecionando atributos funcionais de resiliência e/ou resistência dos invertebrados aquáticos em áreas úmidas.” O objetivo principal deste manuscrito foi avaliar a influência da agricultura e urbanização na estrutura funcional da comunidade invertebrados aquáticos em áreas úmidas subtropicais. Nossos resultados revelam que as atividades antrópicas atuaram como filtros ambientais selecionando atributos funcionais específicos que conferem aos organismos maior capacidade para lidar com condições ambientais desfavoráveis. O manuscrito será submetido ao periódico *Ecological Indicators* (Qualis/Biodiversidade: A2). Por fim, na terceira parte, apresento as Considerações Finais e Perspectivas relacionadas ao trabalho desenvolvido. A dissertação e o manuscrito seguem as normas de formatação estabelecidas pelo periódico o qual será submetido o manuscrito.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 <i>Áreas Úmidas: conceito, importância e ameaças</i>	12
1.2 <i>A Planície Costeira do extremo Sul do Brasil</i>	14
1.3 <i>Invertebrados aquáticos e os atributos funcionais</i>	15
2. OBJETIVOS	18
3. REFERÊNCIAS	19
CAPÍTULO 1: A agricultura e a urbanização selecionam atributos funcionais de invertebrados aquáticos em áreas úmidas	25
RESUMO	25
Introdução	26
1. Material e métodos	28
2.1 <i>Área de estudo</i>	28
2.2 <i>Variáveis ambientais</i>	30
2.3 <i>Amostragem e processamento biológico</i>	30
2.4 <i>Atributos funcionais</i>	31
2.5 <i>Análises de dados</i>	32
2. Resultados	33
3.1 <i>Variáveis ambientais</i>	33
3.2 <i>Invertebrados aquáticos</i>	33
3.3 <i>Relação entre as variáveis ambientais e os atributos funcionais</i>	33
3.4 <i>Atributos funcionais</i>	35
3. Discussão	38
4. Agradecimentos	41
5. Referências	41
6. Considerações finais e perspectivas	47
7. Anexos	48

LISTA DE FIGURAS

Fig 1. Localização da área de estudo na Planície Costeira do extremo Sul do Brasil.

Fig. 2. Resultados da análise RLQ realizada com a composição da comunidade de invertebrados, atributos funcionais e variáveis ambientais. Ordenação dos locais amostrados abundância (A), variáveis ambientais (B) e atributos funcionais.

Fig. 3. Box-plot da proporção das categorias dos atributos funcionais entre as diferentes áreas úmidas estudadas. Diferentes letras indicam diferenças significativas entre as categorias de impacto de acordo com os testes de Tukey (quando ANOVA, $p < 0,05$) ou Dunn (quando Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos funcionais e suas categorias de acordo com Tachet et al. (2002). Código é o rótulo dos atributos funcionais utilizados nas figuras.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Áreas Úmidas: conceito, importância e ameaças

Áreas úmidas (AUs) são definidas como “quaisquer extensões de brejos, pântanos, turfeiras ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros.” (RAMSAR, 2013). Estima-se que as AUs ocupem de 8,3 a 10,2 milhões de km² da superfície da terrestre (Junk et al., 2013). Na América do Sul, cerca de 20% de todo o território é constituído por estes ecossistemas (Junk et al., 2013), os quais se distribuem em um vasto mosaico de ambientes ao longo das principais zonas climáticas (Martini, 2006).

No Brasil, as AUs são encontradas em todos os biomas (Junk et al., 2013) onde recebem diferentes denominações de acordo com suas particularidades e da região onde ocorrem. Estas denominações podem ser: alagado, banhado, brejo, pantanal, várzea, pântanos, entre outras. Junk et al., (2013) elaboraram uma definição que leva em consideração a sazonalidade climática existente no país, sendo as AUs conceituadas como: “Ecossistemas de interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas a sua dinâmica hídrica.” No Rio Grande do Sul, as AUs que permanecem alagadas durante um longo período no ano e possuem fauna e flora típicas destes ambientes são conceituadas como banhados (Simoni & Gusselli, 2017). A gênese dessa terminologia no Rio Grande do Sul deve-se a influência dos países fronteiriços (por exemplo, Argentina e Uruguai) que adotam o termo *bañado* para definir ambientes com características supracitadas (Simoni & Gusselli, 2017).

As AUs são reconhecidas globalmente como áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Mitsch & Gosselink, 2000). Estes ambientes são responsáveis por fornecer diversas funções e valores essenciais para a manutenção da vida, equilíbrio e sustentabilidade dos ecossistemas (RAMSAR, 2013). Os valores atribuídos às AUs estão associadas a sua importância para a humanidade, enquanto que função ecológica está atrelada aos benefícios fornecidos ao ecossistema e que não são de importância primária para o homem (Richardson, 1994). Dentre as várias funções ecológicas desempenhadas pela AUs, podemos destacar a manutenção da biodiversidade (Wittmann et al., 2011), a retenção de carbono (Nahlik & Fennessy, 2016), a recarga de lençol freático (Huryna et al., 2014), a regulação de ciclos

35 biogeoquímicos (Faulkner, 2004) e do clima (Huryňa et al., 2014) e o sequestro e regulação dos
36 gases de efeito estufa (Wittmann et al., 2011). Com relação aos valores conferidos pelas AUs
37 diretamente ao homem, estão a sua importância para a recreação, abastecimento de água,
38 pesquisa, entre outros (Irwin et al., 2018).

39 Durante muito tempo, o pouco conhecimento a respeito das funções desempenhadas pelas
40 AUs e a constante expansão das atividades socioeconômicas contribuíram para a sua intensa
41 degradação (OECD, 1996). Estimativas revelam que somente no século passado,
42 aproximadamente 50% destes ambientes foram perdidos em decorrência das atividades
43 antrópicas, principalmente aquelas associadas ao uso e ocupação do solo (Millenium Ecosystem
44 Assessment, 2005 ; Junk et al., 2013; Español et al., 2014)

45 A agricultura é considerada como uma importante atividade antrópica que, além de
46 fornecer alimentos, impulsiona a economia (Reytar et al., 2014). Entretanto, essa atividade
47 também é apontada como a principal responsável pela deterioração dos ecossistemas naturais e
48 da biodiversidade global (Foley et al., 2005). Os impactos negativos da agricultura nas áreas
49 úmidas são resultantes, principalmente, de fontes de poluição não-pontual (Carpenter et al.,
50 1998). O uso de pesticidas e fertilizantes químicos são responsáveis por propiciar a
51 contaminação de águas superficiais (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), solo (Rosolen
52 et al., 2015) e aumentar a entrada de insumos como o nitrogênio e o fósforo que contribuem
53 para o processo de eutrofização (Verhoeven et al., 2006). Além disso, a drenagem da AUs e a
54 expansão de novos campos para cultivo agrícola também contribuem para sua degradação
55 (OECD, 1996; Maltchik et al., 2017).

56 O Estado do Rio Grande do Sul é o principal produtor de arroz do Brasil (Maltchik et al.,
57 2017). Os campos de arroz são classificados como uma categoria de AUs e como as AUs
58 naturais fornecem múltiplos serviços ecossistêmicos (Junk et al., 2014). Entretanto, diversos
59 trabalhos realizados no Rio Grande do Sul têm evidenciado que a tradicional forma de cultivo
60 empregada na maioria das culturas orizícolas, além de reduzir a diversidade de anfíbios,
61 macrófitas e macroinvertebrados (Rolon & Maltchik, 2004; Guadagnin et al., 2007; Stenert &
62 Maltchik, 2007; Machado & Maltchik, 2014) é responsável por promover a fragmentação das
63 áreas úmidas da região (Maltchik, 2003).

64 A conversão de paisagens naturais em ambientes artificiais, com o objetivo de atender as
65 necessidades humanas é conceituada como urbanização (McDonnell & Pickett, 1990;
66 McKinney, 2008). Caracterizada pelo aumento das superfícies impermeáveis, fragmentação da
67 paisagem, introdução de espécies exóticas, perda de habitats naturais e aumento da demanda

68 pelos recursos naturais (Faulkner, 2004; McKinney, 2008). As áreas úmidas neotropicais
69 encontram-se vulneráveis ao descarte inadequado de efluentes de origem doméstica e/ou
70 industrial isso porque, muitas cidades ainda carecem de tratamento de efluentes (Wittmann et
71 al., 2011). Esse tipo de atividade afeta não somente as características abióticas e bióticas
72 (Faulkner, 2004) das áreas úmidas urbanas como também podem produzir perdas irreparáveis.

73 Os efeitos dos impactos negativos da urbanização e agricultura nas AUs estão bem
74 documentados em inúmeros trabalhos realizados ao longo dos anos (McKinney, 2008;
75 Cumming et al., 2014; Sievers et al., 2018). Estas atividades ocasionam modificações na
76 estrutura física do habitat (Chipps et al., 2006) e nas funções ecológicas das AUs (Faulkner,
77 2004; Huryňa et al., 2014; Nahlik & Fennessy, 2016). Com estimativas atuais projetando um
78 crescimento populacional para o futuro (UNESCO, 2015), são esperados um incremento nas
79 demandas por alimentos (Tilman et al., 2011) e pelos múltiplos serviços fornecidos pelas AUs
80 (Faulkner, 2004; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Mediante esse cenário, espera-se
81 que nas próximas décadas, as AUs sejam ainda mais afetadas negativamente para que as
82 demandas da humanidade sejam supridas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), caso
83 medidas e práticas sustentáveis não sejam implementadas na agricultura (Tilman et al., 2011).

84 As AUs são detentoras de uma alta diversidade de fauna e flora e elevado grau de
85 endemismo, o que torna esses ecossistemas fundamentais para a manutenção da biodiversidade
86 (Mitsch et al., 2010). Com intuito de conservar e preservar a biodiversidade das AUs, inúmeros
87 tratados internacionais foram descritos e firmados (Junk et al., 2014). O primeiro tratado global
88 intergovernamental voltado especificamente para a preservação e conservação das AUs foi
89 elaborado no Irã durante a convenção de Ramsar pela União Internacional para a Conservação
90 da Natureza e Recursos Naturais (IUCN) (Wittmann et al., 2011; RAMSAR, 2013). Em 1993,
91 o Brasil assinou ao tratado de RAMSAR se comprometeu a realizar inventários das suas AUs,
92 classificá-las e realizar estudos para promover o seu manejo sustentável e proteção (Junk et al.,
93 2013). A partir da inclusão do Brasil no tratado de Ramsar muitos avanços ocorreram no que
94 se refere ao número de inventários realizados e unidades de proteção criadas incorporando AUs
95 (Maltchik, 2003; Rolon & Maltchik, 2004; Scherer et al., 2006; Fonseca et al., 2018). Porém,
96 alguns retrocessos podem ser verificados como o que ocorreu no ano de 2012, com a aprovação
97 do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) que reduziu o tamanho das áreas de
98 proteção permanente das AUs, aumentando ainda mais a vulnerabilidade desses ambientes
99 frente as atividades antrópicas (Junk et al., 2014; Maltchik et al., 2017).

100 *1.2 A Planície Costeira do extremo Sul do Brasil*

101 O Bioma Pampa é exclusivo da região Neotropical e apresenta distribuição restrita a
102 porção sul da América do Sul (Schnadelbach & Picoli, 2007), apresentando área de
103 aproximadamente 750.000 km² que se estende pela Argentina, Uruguai e Brasil (Vélez et al.,
104 2009). No Brasil, este bioma possui cerca de 176.496 km² de área com distribuição limitada
105 apenas ao extremo sul do país (IBGE, 2002). No Rio Grande do Sul, o Pampa ocupa cerca de
106 60% do território do Estado do Rio Grande do Sul (Schnadelbach & Picoli, 2007).

107 A Planície Costeira do Rio Grande do Sul ocupa cerca de 37.000 km², estendendo-se por
108 cerca de 620 km² (Villwock & Tomazelli, 1998), desde o município Torres até na Coronilla, no
109 Uruguai (Buchmann et al., 2009). A Planície Costeira é constituída principalmente por
110 sedimentos da porção superior da Bacia do Rio Pelotas expostos durante o neógeno
111 retrabalhados durante sucessivas transgressões e regressões do nível do mar (Lopes et al., 2008).
112 Ao longo de toda a extensão da Planície Costeira é possível observar um rico mosaico de
113 ambientes aquáticos, com a predominância de inúmeras áreas úmidas que predominam e
114 embelezam a paisagem da região (Maltchik, 2002; Burger & Ramos 2007).

115 A porção sul da Planície Costeira, caracteriza-se pela área ao sul do estuário da Lagoa
116 dos Patos e possui dois grandes sistemas lagunares, a Lagoa Mirim com 3.520 km² que está
117 conectada com o banhado do Taim e possui cerca de 3.770 km² e a Lagoa Mangueira, localizada
118 ao longo da linha costeira com 802 km² (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Buchmann, 2009;
119 Palma-Silva et al., 2012). Na planície costeira o Bioma Pampa tem sofrido os impactos das
120 atividades antrópicas desde a colonização europeia no século XVII (Bortoluzzi & Souza 2007)
121 até os dias atuais com a expansão das atividades agrícolas, pecuária e da silvicultura
122 (Chomenko, 2006; Colpo et al., 2009). Estimativas revelam que o Bioma Pampa tem sido
123 degradado de forma alarmante, sendo que no último século, aproximadamente 25% da área do
124 bioma foi convertido em terras agrícolas (Volkmer-Ribeiro et al., 2006; Overbeck, et al., 2009).

125

126 *2.3 Invertebrados aquáticos e os atributos funcionais*

127

128 A comunidade de invertebrados aquáticos continentais é representada por organismos
129 pertencentes a diferentes categorias sistemáticas, como moluscos, anelídeos, platelmintos e
130 artrópodes que colonizam os mais diversificados tipos de ecossistemas aquáticos (Esteves,
131 2011). Nos ecossistemas aquáticos fatores como as características do hábitat, interações
132 bióticas, disponibilidade de recursos influenciam na composição e distribuição da comunidade
133 de invertebrados aquáticos (Feld & Hering, 2007; Loughheed et al., 2008; Esteves, 2011). Nas

134 áreas úmidas a variação da comunidade de invertebrados entre locais pode resultar de diferentes
135 condições bióticas e abióticas. Por exemplo, Sernet et al. (2007) ao estudarem áreas úmidas no
136 Sul do Brasil observaram que áreas úmidas intermitentes podem se tornar inóspitas para
137 diversos grupos de organismos que não possuem adaptações para lidar com condições
138 ambientais desfavoráveis e por isso, apresentam baixa riqueza de espécies. Outros fatores
139 ambientais tais como a profundidade (Trindade et al., 2018), tamanho da área e a altitude
140 podem influenciar na composição e riqueza de macrófitas (Rolon & Maltchik, 2006). A
141 presença de macrófitas podem aumentar a complexidade do habitat, a disponibilidade de
142 recursos alimentares e de abrigo contra a predação favorecendo uma maior abundância de
143 invertebrados aquáticos (Zimmer et al., 2000).

144 Os invertebrados aquáticos participam ativamente da ciclagem de nutriente e fluxo de
145 energia através do processamento da matéria orgânica (Cummins, 1973; Covich et al., 1999),
146 e constituem um importante elo entre os produtores primários e consumidores na cadeia trófica
147 (Wallace & Webster, 1996). Além disso, a capacidade de refletir as condições ecológicas dos
148 ecossistemas aquáticos e o amplo espectro de tolerância às perturbações ambientais torna os
149 invertebrados aquáticos bons indicadores da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos
150 continentais (Callisto et al., 2001; Goulart & Callisto, 2003).

151 Durante muitos anos, estudos com invertebrados aquáticos estiveram focados em
152 aspectos quantitativos (e.g. composição taxonômica, abundância, índices de riqueza,
153 equitabilidade e diversidade de espécies) (Junqueira & Campos, 1998; Vob & Schafe 2017). A
154 abordagem taxonômica é amplamente utilizada em avaliações da integridade ecológica dos
155 ecossistemas aquáticos (Gleason & Rooney, 2017; Luo et al., 2018). Abordagens estritamente
156 taxonômicas apresentam a desvantagem de desconsiderar a singularidade funcional de cada
157 organismo e sua relação com os processos e serviços ecossistêmicos (Cianciaruso et al., 2009).

158 O primeiro trabalho que buscou compreender a relação entre o aspecto funcional dos
159 invertebrados aquáticos e o funcionamento do ecossistema aquático foi realizado por
160 (Cummins, 1973). Nesse trabalho o autor classificou os invertebrados em seus respectivos
161 grupos tróficos funcionais de acordo com os seus hábitos envolvidos na aquisição dos recursos
162 alimentares (Cummins, 1973). A realização desse trabalho forneceu embasamento teórico
163 fundamental para a formulação do conceito do *Rio Continuum* e auxiliou no entendimento de
164 como as condições físicas do habitat e a disponibilidade de recursos influenciam na distribuição
165 dos organismos e no processamento da matéria orgânica (Vannote et al., 1980). O agrupamento
166 dos invertebrados aquáticos em grupos tróficos funcionais possivelmente foi o principal

167 atributo funcional mais estudado ao longo os anos (Cummins et al., 2005; Tomanova et al.,
168 2006; Shimano et al., 2012; Feld et al., 2014).

169 Nos últimos 15 anos, estudos utilizando a abordagem funcional contemplando outros
170 atributos, como por exemplo o tamanho do corpo, duração do ciclo de vida, estratégias contra
171 a dessecação e dispersão têm ganhado destaque, demonstrando-se como uma eficiente
172 ferramenta na avaliação dos efeitos antropogênicos e dos estressores naturais sobre a
173 biodiversidade nos ecossistemas aquáticos (Dolédec, 1999; Dolédec et al., 2006; Poff et al.,
174 2006; Bêche & Resh, 2007; Statzner & Bêche, 2010; Kaboré et al., 2016; Lozanovska et al.,
175 2018.) Os atributos funcionais são definidos como quaisquer características morfológicas,
176 fisiológicas ou fenológicas mensuráveis em nível individual por exemplo, duração do ciclo de
177 vida, comportamento alimentar, tamanho do corpo, dentre outros (Violle et al., 2007).

178 O conjunto de atributos funcionais exibidas pelos organismos refletem combinações de
179 adaptações as condições ambientais e sua mensuração auxilia no entendimento das relações
180 atributo e ambiente (Verbeck et al., 2008; Dezérald et., 2015). Alguns atributos funcionais são
181 responsáveis por conferir aos organismos maior resiliência e/ou resistência as perturbações
182 ambientais. Por exemplo, organismo com tamanho corporal reduzido são comumente
183 encontrados em ambientes perturbados, esse atributo está diretamente relacionado com ciclos de
184 vida curto característica que confere aos organismos mais resiliência após eventos de
185 perturbações. Outras características como o hábito alimentar coletor, e reprodução sexuada)
186 também podem conferir mais resiliência e/ou resistência aos organismos (Dolédec et al., 2006).
187 Em geral, esses atributos são dominantes em ambientes sob influência de atividades antrópicas
188 devido a atuação de filtros ambientais que selecionam características específicas (Dolédec et al.,
189 2006).

190 O crescente sucesso do uso da abordagem funcional ocorre, pois não apresenta restrições
191 taxonômicas, favorecendo comparações entre áreas biogeográficas distintas (Statzner & Bêche,
192 2010; Berger et al., 2018). Além disso, o uso integrado de diferentes atributos pode ser utilizado
193 com uma importante ferramenta preditiva na avaliação dos possíveis efeitos da redução da
194 diversidade funcional no funcionamento do ecossistema (Cardinale et al., 2006; Voß & Schafe,
195 2017). Por exemplo, atributos ecológicos associados a processos de aquisição e alocação de
196 energia e matéria (e.g. dieta, hábito alimentar e tamanho corpóreo) fornecem informações a
197 respeito da disponibilidade de recursos, fragmentação da matéria orgânica, e equilíbrio da
198 cadeia alimentar (Merritt et al., 1996; Tonin et al., 2018).

199 Grande parte do conhecimento produzido e das relações atributos-ambiente conhecidas
200 estão documentados para a região temperada (Philippe et al., 2000; Dolédec et al., 2006; Luiza-
201 Andrade et al., 2017a). Poucos estudos envolvendo os atributos funcionais foram realizados na
202 região neotropical (Dalzochio et al., 2016; Milesi et al., 2016; Castro et al., 2017; Luiza-
203 Andrade et al., 2017b; Schmera et al., 2017; Gomes et al., 2018). No Brasil, Luiza-Andrade et
204 al. (2017b) verificaram que o cultivo da palma *Elaeis guineenses* em riachos da bacia
205 hidrográfica amazônica afeta negativamente a diversidade funcional, taxonômica e a
206 composição de insetos aquáticos. Em ambientes lênticos no Sul do país Dalzochio et al., (2016)
207 observou que a conversão de lagoas em campos de cultivos convencionais de arroz é
208 responsável por promover a substituição de espécies especialistas por generalistas.

209 A maioria dos trabalhos realizados na região neotropical estão restritos aos ecossistemas
210 lóticos e avaliaram uma pequena fração do amplo espectro de grupos taxonômicos que compõe
211 a fauna de invertebrados aquáticos (Dedieu et al., 2015; Dézerald et al., 2015; Castro et al.,
212 2017; 2018). Esse cenário torna o nosso conhecimento sobre os efeitos das atividades antrópicas
213 nos atributos da comunidade de invertebrados nos ecossistemas aquáticos neotropicais ainda
214 incipiente (Luiza-Andrade et al., 2017a).

215 Conhecendo a importância das AUs e cientes do atual status de vulnerabilidade desses
216 ambientes (Zedler & Kercher, 2005), especialmente no extremo sul do Brasil que estão sujeitas
217 a fortes pressões da expansão da orizicultura e de outros cultivos agrícolas (Maltchik, 2003).
218 Torna-se fundamental a realização de pesquisas que possam auxiliar no entendimento de como
219 as atividades antrópicas podem afetar negativamente esses ambientes. O uso da abordagem
220 funcional em novas pesquisas pode fornecer informações que possam auxiliar os programas de
221 gestão e conservação destes ambientes. Visto que (i) podem ampliar o conhecimento acerca da
222 temática, (ii) auxiliar no entendimento dos efeitos das atividades antrópicas nos atributos
223 funcionais das comunidades biológicas e (iii) fomentar o desenvolvimento de ferramentas mais
224 eficientes e realísticas de avaliação, restauração e/ou conservação dos ecossistemas aquáticos.
225 Assim, esta dissertação foi norteada pela seguinte questão: (1) Os atributos funcionais da
226 comunidade de invertebrados aquáticos respondem às perturbações antrópicas?

227

228 2. OBJETIVOS

229

230 GERAL

231

232 Avaliar a influência da agricultura e urbanização na estrutura funcional da comunidade
233 de invertebrados aquáticos em áreas úmidas na Planície Costeira no Sul do Rio Grande do Sul.

234

235 ESPECÍFICOS

236

237 1. Avaliar a composição funcional da comunidade de invertebrados aquáticos nas áreas
238 úmidas estudadas;

239 2. Verificar a possibilidade de uso de atributos funcionais de invertebrados aquáticos na
240 avaliação da qualidade ambiental de áreas úmidas;

241 3. Avaliar quais atributos funcionais da comunidade de invertebrados aquáticos são mais
242 sensíveis as condições ambientais nas áreas úmidas.

243 3. REFERÊNCIAS

244 Bêche, L.A., Resh, V.H., 2007. Biological traits of benthic macroinvertebrates in California
245 mediterranean-climate streams: long-term annual variability and trait diversity patterns.
246 *Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol.* 169, 1–23. [https://doi.org/10.1127/1863-](https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0169-0001)
247 [9135/2007/0169-0001](https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0169-0001)

248 Berger, E., Haase, P., Schäfer, R.B., Sundermann, A., 2018. Towards stressor-specific
249 macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with
250 vulnerable and tolerant taxa? *Sci. Total Environ.* 619–620, 144–154.
251 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>

252 Buchmann, F.D.C., Caron, F., Lopes, R.P., Ugri, A., Lima, L.G., 2009. Panorama geológico da
253 planície costeira do Rio Grande do Sul. *Quaternário Do Rio Grande Do Sul e Integrando*
254 *Conhecimentos. SBP, Monografias.* 35-56.

255 Bortoluzzi, L.R. Souza, M.V. 2007. O dia do Pampa. *Biodiv. Pampeana.* 5,1-2.

256 Callisto, M., Moretti, M., Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como Ferramenta
257 para Avaliar a Saúde de Riachos. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* 6, 71–82.
258 <https://doi.org/10.1080/11358129809487577>

259 Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M.,
260 Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and
261 ecosystems. *Nature.* 443, 989-992. <https://doi.org/10.1038/nature05202>

262 Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. 1998.
263 Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8, 559-
264 568.

265 Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M., 2017. Landscape variables influence taxonomic and
266 trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshw. Biol.* 62,
267 1472–1486. <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>

268 Chipps, S.R., Hubbard, D.E., Werlin, K.B., Haugerud, N.J., Powell, K.A., Thompson, J.,
269 Johnson, T., 2006. Association between wetland disturbance and biological attributes in
270 floodplain wetlands. *Wetlands.* 26, 497–508. [https://doi.org/10.1672/0277-](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[497:ABWDAB]2.0.CO;2)
271 [5212\(2006\)26\[497:ABWDAB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[497:ABWDAB]2.0.CO;2)

272 Chomenko, L., 2006. Socioeconomia, cultura e ambiente. In: *Regiões da Lagoa do Casamento*
273 *e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul.* Ministério do Meio
274 Ambiente., Brasília, pp.34-45

- 275 Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional:
276 novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93–103.
277 <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- 278 Colpo, K.D., Brasil, M.T., Camargo, B.V., 2009. Macroinvertebrados bentônicos como
279 indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos
280 de origem urbana/industrial. *Cienc. Rural.* 2087–2092. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000161>
- 282 Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T. A., 1999. The role of benthic invertebrate species in
283 freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling.
284 *BioScience.* 49, 119–127. <https://doi.org/10.2307/1313537>.
- 285 Cumming, G.S., Buerkert, A., Hoffmann, E.M., Schlecht, E., Von C. T. S., Tschardtke, T.,
286 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services.
287 *Nature* 515, 50–57. <https://doi.org/10.1038/nature13945>
- 288 Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N., 2005. The use of invertebrate functional
289 groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil.
290 *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 40, 69–89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
- 291 Cummins W.K., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.* 18, 183–206.
292 <https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>
- 293 Dalzochio, M.S., Baldin, R., Stenert, C., Maltchik, L., 2016. How does the management of rice
294 in natural ponds alter aquatic insect community functional structure? *Mar. Freshw. Res.*
295 67, 1644–1654. <https://doi.org/10.1071/MF14246>
- 296 Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., Céréghino, R., 2015. Assessing the impact of gold
297 mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and
298 biological traits. *Ecol. Indic.* 52, 332–340. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12961>.
- 299 Dézerald, O., Céréghino, R., Corbara, B., Dejean, A., Leroy, C. 2015. Functional trait responses
300 of aquatic macroinvertebrates to simulated drought in a Neotropical bromeliad
301 ecosystem. *Freshw. Biol.* 60, 1917–1929. <https://doi.org/10.1111/fwb.12621>
- 302 Dolédec, S., Statzner, B., Bournard, M., 1999. Species traits for future biomonitoring across
303 ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshw. Biol.* 42, 737–758.
304 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00509.x>
- 305 Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H., Townsend, C.R., 2006. Comparison of
306 structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream
307 invertebrate communities. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 44–60.
308 [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[44:COAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[44:COAFA]2.0.CO;2)
- 309 Español, C., Gallardo, B., Comín, F.A., Pino, M.R., 2014. Constructed wetlands increase the
310 taxonomic and functional diversity of a degraded floodplain. *Aquat. Sci.* 77, 27–44.
311 <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0375-2>
- 312 Faulkner, S., 2004. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands.
313 *Urban Ecosyst.* 7, 89–106. <https://doi.org/10.1023/B:UECO.0000036269.56249.66>
- 314 Feld, C.K., de Bello, F., Dolédec, S., 2014. Biodiversity of traits and species both show weak
315 responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshw.*
316 *Biol.* 59, 233–248. <https://doi.org/10.1111/fwb.12260>
- 317 Feld, C.K., Hering, D., 2007. Community structure or function: Effects of environmental stress
318 on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshw. Biol.* 52, 1380–1399.
319 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x>
- 320 Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Helkowski, J.
321 H., 2005. Global consequences of land use. *Sci.* 309, 570–574.
322 <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- 323 Fonseca, B.M., de Mendonça-Galvão, L., Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Gomes-e-
324 Souza, M.B., Pinto, R.L., Petracco, P., de Oliveira, R.C., de Jesus Lima, E., 2018.

- 325 Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-Taxonomic Approach.
326 Wetlands 38, 145–156. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0964-7>
- 327 Gleason, J.E., Rooney, R.C. 2017. Aquatic macroinvertebrates are poor indicators of
328 agricultural activity in northern prairie pothole wetlands. *Ecol. Indic.* 81, 333–339.
- 329 Gomes, W.I.A., Jovem-Azevêdo, D.S., Paiva, F.F., Milesi, S.V., Molozzi, J., 2018. Functional
330 attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A
331 biomonitoring approach. *Ecol. Indic.* 93, 404–410.
332 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.006>
- 333 Goulart, M.D., Callisto, M., 2003. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em
334 Estudos de Impacto Ambiental. *Rev. da FAPAM* 2, 153–164.
335 <https://doi.org/https://doi.org/10.14295/remea.v0i0.3400>
- 336 Guadagnin, D.L., State, S., Brazil, S., 2007. A situação atual da caça de lazer e manejo de áreas
337 úmidas no Rio Grande do Sul Current situation of leisure hunting and wetland
338 management in Rio Grande. *Neotrop. Biol. Conserv.* 2, 63–70.
- 339 Huryna, H., Brom, J., Pokorny, J., 2014. The importance of wetlands in the energy balance of
340 an agricultural landscape. *Wetl. Ecol. Manag.* 22, 363–381.
341 <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9334-2>
- 342 IBGE, 2004. Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE.
343 www.ibge.gov.br. (Accessed 09 October 2018)
- 344 Irwin, N.B., Irwin, E.G., Martin, J.F., Aracena, P., 2018. Constructed wetlands for water quality
345 improvements: Benefit transfer analysis from Ohio. *J. Environ. Manage.* 206, 1063–1071.
346 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.050>
- 347 Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S.A., Mitsch, W.J., Robarts,
348 R.D., 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future
349 under global climate change: A synthesis. *Aquat. Sci.* 75, 151–167.
350 <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- 351 Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli,
352 R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli,
353 Y., Agostinho, A.A., 2013. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and
354 classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat. Conserv.*
355 *Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>
- 356 Junqueira, V.M., Campos, S.C.M., 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality
357 evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 10,
358 125–135.
- 359 Kaboré, I., Moog, O., Alp, M., Guenda, W., Koblinger, T., Mano, K., Ouéda, A., Ouédraogo,
360 R., Trauner, D., Melcher, A.H., 2016. Using macroinvertebrates for ecosystem health
361 assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia* 766, 57–74.
362 <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2443-6>
- 363 Lopes, R.P., Ugri, A., Buchmann, F.S., 2008. Dunas do Albardão, RS: Bela paisagem eólica no
364 extremo sul da costa brasileira. *Sítios Geológico e Paleontológicos do Bras.*
365 <https://doi.org/10.5935/1806-0013.20150052>
- 366 Lougheed, V.L., McIntosh, M.D., Parker, C.A., Stevenson, R.J., 2008. Wetland degradation
367 leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshw. Biol.* 53,
368 2402–2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>
- 369 Lozanovska, I., Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., 2018. Functional diversity assessment in riparian
370 forests – Multiple approaches and trends: A review. *Ecol. Indic.* 95, 781–793.
371 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.039>
- 372 Luiza-Andrade, A., Brasil, L.S., Benone, N.L., Shimano, Y., Farias, A.P.J., Montag, L.F.,
373 Dolédec, S., Juen, L., 2017b. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and

374 functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia.
375 *Ecol. Indic.* 82, 478–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.006>

376 Luiza-Andrade, A., Montag, L.F. de A., Juen, L., 2017a. Functional diversity in studies of
377 aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111, 1643–1656.
378 <https://doi.org/10.1007/s11192-017-2315-0>

379 Luo, K., Hu, X., He, Q., Wu, Z., Cheng, H., Hu, Z., Mazumder, A., 2018. Impacts of rapid
380 urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case
381 study in Liangjiang New Area, China. *Sci. Total Environ.* 621, 1601–1614.
382 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.068>

383 Machado, I. F., Maltchik, L. 2010. Can management practices in rice fields contribute to
384 amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? *Aquat Conserv.* 20, 39-
385 46. <https://doi.org/10.1002/aqc.1070>.

386 Maltchik, L., 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciência* 28, 421–423.
387 <https://doi.org/10.1128/AEM.66.3.1026-1030.2000>

388 Maltchik, L., Rolon, A. S., Guadagnin, D. L., Stenert, C., 2004. Wetlands of Rio Grande do
389 Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnol. Bras.* 16,
390 137-151.

391 Maltchik, L., Stenert, C., Batzer, D.P., 2017. Can rice field management practices contribute to
392 the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. *Basic Appl.*
393 *Ecol.* 18, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.10.002>

394 Merritt, R.W., Cummins K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America.
395 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.

396 Martini, P.R., 2006. Áreas úmidas da América do Sul registradas em imagens de satélites. *An.*
397 *1º Simpósio Geotecnologias no Pantanal* 53, 876–8825.

398 McDonnell, M. J., Pickett, S. T., 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural
399 gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology.* 71, 1232-
400 1237. <https://doi.org/10.2307/193825>.

401 McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and
402 animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

403 Milesi, S. V., Dolédec, S., Melo, A.S., 2016. Substrate heterogeneity influences the trait
404 composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshw. Sci.*
405 35, 1321–1329. <https://doi.org/10.1086/688706>

406 Mitsch, W.J., Nahlik, A., Wolski, P., Bernal, B., Zhang, L., Ramberg, L., 2010. Tropical
407 wetlands: Seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions.
408 *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 573–586. <https://doi.org/10.1007/s11273-009-9164-4>

409 Nahlik, A.M., Fennessy, M.S., 2016. Carbon storage in US wetlands. *Nat. Commun.* 7, 1–9.
410 <https://doi.org/10.1038/ncomms13835>

411 OECD, Organization for Economic Co-operation and Development.,1996. Guidelines for aid
412 agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and subtropical
413 wetlands.

414 Overbeck, G. E., Müller, S.C., Fidelis, A., P. Fadenhauer, J., Pillar, V.P., Blanco, C.C., Forneck,
415 E. D., 2009. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. Pillar, SC Müller, Z. M. S.
416 Castilhos., A.V.A Jacques. In: Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da
417 biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente.Brasília, pp.26-41

418 Palma-Silva, C; Albertoni, E.F.; Trindade, C. R. T.; Pereira, S. A.; Furlanetto, L.M.; Silva, C.L.,
419 2012 Caracterização dos ecossistemas aquáticos associados à planície costeira sul do Rio
420 Grande do Sul. In: Martins, S.E.; Albertoni, E. F.; Gonçalves, C.A.N.; Colares, I. G.
421 Ambientes aquáticos do Rio Grande do Sul: propostas alternativas para o ensino na
422 educação básica. Rio Grande, pp 22-54.

423 Pillar, V.D.P., Pillar, V.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A., 2009. Campos
424 Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente.,
425 Brasília pp.408.

426 Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K., Finn, D.S., Simmons, M.P., Kondratieff, B. C. 2006.
427 Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological
428 applications in light of phylogenetic relationships. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 25, 730-755.
429 [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2)

430 RAMSAR., 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands
431 (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

432 Reytar, K., C. Hanson e N. Henninger., 2014. Indicators of Sustainable Agriculture: A Scoping
433 Analysis. World Resources Institute (Instituto de Recursos Mundiais)., Washington, pp. 1-
434 20.

435 Richardson, C.J., 1994. Ecological Functions and Human Values in Wetlands: a Framework
436 for Assessing Forestry Impacts 14, 1–9.

437 Rolon, A.S., Maltchik, L., 2004. Richness and distribution of aquatic pteridophytes in wetlands
438 of the State of Rio Grande do Sul (Brazil) *Acta Limnol. Bras.* 16, 51–61.

439 Rolon, A.S., Maltchik, L. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte
440 richness and composition in wetlands of southern Brazil. *Hydrobiologia*, 556, 221-231.
441 <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1364-1>

442 Rosolen, V., De-Campos, A.B., Govone, J.S., Rocha, C., 2015. Contamination of wetland soils
443 and floodplain sediments from agricultural activities in the Cerrado Biome (State of
444 Minas Gerais, Brazil). *Catena* 128, 203–210.
445 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.007>

446 Scherer, F.J.D.M., Scherer, A.L., Petry, M.V., Teixeira, É.C., 2006. Estudo da avifauna
447 associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes , zona urbana de Porto
448 Alegre (RS). *Biotemas* 19, 107–110. <https://doi.org/10.1111/sode.12050>

449 Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., Dolédec, S., 2017. Functional diversity: a review
450 of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research.
451 *Hydrobiologia* 787, 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>

452 Schnadelbach, C.V., Picoli, L., 2007. O Pampa em Disputa: a biodiversidade ameaçada pela
453 expansão das monoculturas de árvores. *Porto Alegre Núcleo Amigos da Terra Bras.* 43,
454 2922–2909. <https://doi.org/10.1002/jps.21068>

455 Shimano, Y., Salles, F.F., Faria, L.R.R., Cabette, H.S.R., Nogueira, D.S., 2012. Distribuição
456 espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta)
457 em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia. Série Zool.* 102, 187–196.
458 <https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000200011>

459 Schwarzbald, A., A. Schäfer, 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande
460 do Sul - Brasil. *Amazoniana* 9: 87–104.

461 Sievers, M., Hale, R., Parris, K.M., Swearer, S.E., 2018. Impacts of human-induced
462 environmental change in wetlands on aquatic animals. *Biol. Rev.* 93, 529–554.
463 <https://doi.org/10.1111/brv.12358>

464 Simioni, J.P.D., Guasselli, L.A., 2017. Banhados: Abordagem Conceitual. *Bol. Geográfico do*
465 *Rio Gd. do Sul* 33–47.

466 Statzner, B., Bêche, L.A., 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple
467 stressors on running water ecosystems? *Freshw. Biol.* 55, 80–119.
468 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x>

469 Stenert, C., Maltchik, L., 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on
470 macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. *Mar. Freshw. Res.* 58, 993–
471 1001. <https://doi.org/10.1071/MF07073>

- 472 Thornhill, I.A., Biggs, J., Hill, M.J., Briers, R., Gledhill, D., Wood, P.J., Hassall, C. 2018. The
473 functional response and resilience in small waterbodies along land-use and environmental
474 gradients. *Glob Chang Biol* .24, 3079-3092.
- 475 Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable
476 intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 20260–20264.
477 <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- 478 Tomanova, S., Goitia, E., Helešić, J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of
479 macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556, 251–264.
480 <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- 481 Tonin, A.M., Pozo, J., Monroy, S., Basaguren, A., Pérez, J., Gonçalves, J.F., Pearson, R.,
482 Cardinale, B.J., Boyero, L., 2018. Interactions between large and small detritivores
483 influence how biodiversity impacts litter decomposition. *J. Anim. Ecol.* 87, 1465–1474.
484 <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12876>
- 485 Trindade, C.R.T., Landeiro, V.L., Schneck, F. 2018. Macrophyte functional groups elucidate
486 the relative role of environmental and spatial factors on species richness and assemblage
487 structure. *Hydrobiologia*, 823, 217-230. *Hydrobiologia* [https://doi.org/10.1007/s10750-](https://doi.org/10.1007/s10750-018-3709-6)
488 [018-3709-6](https://doi.org/10.1007/s10750-018-3709-6)
- 489 UNESCO. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos
490 Hídricos 2015.
491 [http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015Exe](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf)
492 [cutiveSummary_POR_web.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf) (Acessed 22 October 2018).
- 493 Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H. 2000. Biological and ecological
494 traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups
495 with similar traits. *Freshw. Biol.* 43, 175–205. [https://doi.org/10.1046/j.1365-](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x)
496 [2427.2000.00535.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x)
- 497 Vannote, Oliveira, A.L.H. , Nessimian, J.L., 2010. Spatial distribution and functional feeding
498 groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil.
499 *Acta Limnol. Bras.* 22, 424–441. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.007>
- 500 Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Yin, C., Hefting, M.M., 2006. Regional and global concerns
501 over wetlands and water quality. *Trends Ecol. Evol.* 21, 96–103.
502 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.015>
- 503 Vélez, E.L. Chomenko, W. Schaffer, M. Madeira. 2009. Um panorama sobre as iniciativas de
504 conservação dos Campos Sulinos, p. 356-379. In: V.P. Pillar; S.C. Müller; Z.M.S.
505 Castilhos, A.V.A. Jacques. Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentvel da
506 Biodiversidade. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- 507 Villwock, J.A., Tomazelli, L.J., 1998. Geologia costeira do Rio Grande do Sul. *Cent. Estud.*
508 *Geol. Costeira e Oceânica* 8, 1–45.
- 509 Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let
510 the concept of trait be functional! *Oikos*. 116, 882-892. [https://doi.org/10.1111/j.0030-](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x)
511 [1299.2007.15559.x](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x).
- 512 Volkmer-Ribeiro, C., Rosa-Barbosa, R. D., Guadagnin, D.L., Mostardeiro, C., Pedroso, A.,
513 2006. Macroinvertebrados bentônicos. In:Regiões da Lagoa do Casamento e dos
514 Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Ministério do Meio
515 Ambiente., Brasília, pp.34-45.
- 516 Voß, K., Schäfer, R.B., 2017. Taxonomic and functional diversity of stream invertebrates along
517 an environmental stress gradient. *Ecol. Indic.* 81, 235–242.
518 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.072>
- 519 Wallace, J.B., Webster, J.R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem
520 function. *Annual review of entomology* 115–139.

- 521 Wittmann, F., Householder, E., Lopes, A., de oliveira Wittmann, A., Junk, W.J., Piedade,
522 M.T.F., 2011. Research and reports in biodiversity studies 47–58.
- 523 Zedler, J.B., Kercher, S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and
524 restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39-74. [https://doi-](https://doi-org.ez40.periodicos.capes.gov.br/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248)
525 [org.ez40.periodicos.capes.gov.br/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248](https://doi-org.ez40.periodicos.capes.gov.br/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248)
- 526 Zimmer, K.D., Hanson, M.A., Butler, M.G., 2000. Factors influencing invertebrate communities
527 in prairie wetlands: a multivariate approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57,76–
528 85.<http://dx.doi.org/10.1139/f99-18>

1 **CAPÍTULO 1**

2

3 A agricultura e a urbanização selecionam atributos funcionais de invertebrados aquáticos em
4 áreas úmidas

5

6 Adreani Araujo da Conceição^{a,*}, Edélti Faria Albertoni^a, Luiz Ubiratan Hepp^{a,b}

7

8 ^a Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Rio
9 Grande – Campus Rio Grande, Rio Grande do Sul, Rio Grande, Brasil

10 ^b Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai
11 e das Missões – Campus Erechim, Rio Grande do Sul, Erechim, Brasil

12 *Autor correspondente: adreaniaraujo@outlook.com.br

13

14 **RESUMO**

15 Modificações no uso e ocupação do solo estão entre as principais ameaças que afetam a
16 integridade e a biodiversidade das áreas úmidas neotropicais. Nesse sentido, avaliamos os
17 efeitos da agricultura e urbanização sobre os atributos funcionais da comunidade de
18 invertebrados aquáticos. Avaliamos 30 áreas úmidas distribuídas entre paisagens
19 predominantemente agrícolas, urbanas e naturais localizadas na Planície Costeira no extremo
20 sul do Brasil. Selecionamos oito categorias de atributos funcionais que englobavam aspectos
21 da história de vida, morfologia e estratégias comportamentais para caracterizar funcionalmente
22 a fauna de invertebrados e 10 variáveis ambientais para caracterizar as áreas úmidas. Ao todo
23 coletamos 3.868 organismos distribuídos entre 138 táxons pertencentes aos filos Crustacea,
24 Mollusca e Hexapoda. A RLQ mostrou que houve relação entre as condições ambientais e a
25 composição funcional da comunidade de invertebrados. Os atributos funcionais coletor,
26 raspador, respiração tegumentar e formas de resistência foram mais representativos nas áreas
27 agrícolas e urbanas. Nossos resultados sugerem que a urbanização e agricultura atuaram como
28 filtros ambientais, pois, promovem a seleção e convergência de características específicas que
29 conferem aos organismos mais resiliência e/ou resistência para lidar com os efeitos das
30 perturbações antrópicas. Ainda, nossos resultados destacam a eficiência do uso dos atributos
31 funcionais dos invertebrados aquáticos na avaliação das condições ambientais.

32

33 **Palavras-chave:** atributos funcionais, uso da terra, qualidade ambiental, ambientes lânticos
34 subtropicais.

35 **Introdução**

36

37 As áreas úmidas são reconhecidas globalmente como ambientes importantes para a
38 conservação da biodiversidade (Mitsch & Gosselink, 2000). Esses ambientes são responsáveis
39 por fornecer inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais ao meio ambiente e para o bem-estar
40 das populações humanas (Zedler & Kercher, 2005; RAMSAR, 2013). As áreas úmidas
41 contribuem na retenção de carbono (Nahlik & Fennessy, 2016), recarga do lençol freático
42 (Huryna & Pokorny, 2014), regulação dos ciclos biogeoquímicos (Faulkner, 2004) e do clima
43 local (Huryna & Pokorny, 2014). Embora suas múltiplas funções sejam globalmente
44 reconhecidas, as áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais ameaçados em todo o mundo
45 (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Thornhill et al., 2018).

46 Nos últimos anos, a expansão urbana e agrícola tem ocasionado modificações no uso e
47 ocupação do solo que resultam em uma expressiva fragmentação e degradação dos ecossistemas
48 aquáticos continentais (Faulkner, 2004; Dudgeon et al., 2006; Gámes-Virués et al., 2015). A
49 urbanização é responsável por desencadear uma série de estressores ecológicos que alteram a
50 dinâmica natural dos ambientes aquáticos (Allan, 2004; Faulkner, 2004). O lançamento de
51 efluentes residuais não tratados nos ambientes aquáticos alteram as características físicas e
52 químicas dos habitats, afetam negativamente a biodiversidade aquática e proporcionam
53 inúmeros prejuízos socioeconômicos e ambientais (Lee et al., 2006; Junk et al., 2013). Em
54 complemento, a agricultura contribui com a degradação das áreas úmidas através da drenagem
55 e expansão de novos campos para cultivo (OCDE, 1996; Maltchik et al., 2016). Além disso, o
56 uso excessivo de pesticidas e fertilizantes químicos causam elevada degradação da qualidade
57 das águas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Fennessy & Craft, 2011). Diante deste
58 cenário de degradação ambiental, nota-se os efeitos negativos para composição taxonômica e
59 funcional das comunidades biológicas (Dolédec et al., 2006; Flynn al., 2009; Castro et al., 2017;
60 García et al., 2017), decomposição da matéria orgânica (Mackintosh et al., 2016) e no fluxo de
61 energia (Barnes et al., 2014).

62 Os invertebrados aquáticos constituem um grupo de organismos modelo que são
63 utilizados para avaliar diferentes tipos de perturbações antrópicas. Estes organismos
64 desempenham importante papel ecológico participando da fragmentação da matéria orgânica
65 (Cummins, 1973; Vanotte et al., 1998), bioturbação (Leslie & Lamp, 2017; Kuntz & Tyler,
66 2018) e da cadeia trófica aquática (Batzer & Sharitz, 2006). Durante muitos anos, trabalhos
67 voltados para avaliar o potencial bioindicador dos invertebrados aquáticos foram realizados

68 levando em consideração apenas aspectos taxonômicos da comunidade, como por exemplo a
69 riqueza e abundância (Mereta et al., 2013; Tangen et al., 2003; Gleason & Rooney, 2017).
70 Porém, estudos sobre a abordagem funcional que englobam o uso de múltiplas características
71 comportamentais, ecológicas e morfológicas tem aumentado significativamente e sua utilização
72 tem auxiliado na avaliação da qualidade ambiental de reservatórios (Gomes et al., 2018), na
73 identificação de métricas eficientes na detecção dos efeitos do uso do solo (Dolédec et al., 2006)
74 e no entendimento acerca da importância relativa de fatores locais e regionais na estrutura
75 funcional de macroinvertebrados ao longo de um gradiente ambiental antropizado (Li et al.,
76 2019).

77 Os atributos funcionais podem ser qualquer característica morfológica, fisiológica ou
78 comportamental intrínseco de um organismo (Violle et al., 2007). Sendo assim, um conjunto
79 de atributos refletem as condições do ambiente. Atributos funcionais relacionados ao hábito
80 alimentar fornecem informações sobre o fluxo de energia, disponibilidade e utilização de
81 recursos alimentares (Miserendino & Masi, 2010). Contrapartida, atributos relacionados a
82 aspectos morfológicos (e.g. tamanho e formato do corpo) podem fornecer informações sobre a
83 capacidade de dispersão e estratégias de reprodução (Verbeck et al., 2008). Com relação às
84 características fisiológicas como o modo de respiração, sua mensuração permite entender as
85 relações entre as características físicas e químicas da água, mobilidade e distribuição dos
86 organismos na coluna d'água (Chapman, 2004).

87 Modificações nas características físicas e/ou químicas do hábitat decorrentes das
88 atividades antrópicas podem atuar com filtros ambientais selecionando atributos funcionais
89 específicos (Poff, 1997; Días et al., 2008). A baixa disponibilidade e variedade de recursos
90 alimentares em ambientes perturbados favorece o predomínio de organismos com hábitos
91 alimentares disponíveis e com elevada plasticidade alimentar (Miserendino & Masi, 2010). Em
92 geral, em ambientes antropizados atributos funcionais que conferem aos organismos maior
93 resistência e/ou resiliência as baixas concentrações de oxigênio, competição, predação, e menor
94 disponibilidade de habitat e substrato (e.g. ovos de resistência, dispersão terrestre, generalista,
95 e tamanho corpóreo reduzido) tendem a serem favorecidas (Dolédec et al., 2006; Díaz et al.,
96 2008; Vandewalle et al., 2010).

97 Recentemente estudos realizados em riachos neotropicais têm gerado avanços
98 importantes no entendimento sobre como os efeitos das atividades antrópicas nos atributos
99 funcionais das comunidades de invertebrados aquáticos (Tomanova et al., 2008; Castro et al.,
100 2018). Porém, o conhecimento sobre os atributos funcionais de invertebrados aquáticos ainda

101 é limitado para a região neotropical quando comparado com regiões temperadas (Luiza-
102 Andrade et al., 2017a) onde as relações conhecidas atributos-ambiente estão bem documentados
103 (Usseglio-Polatera et al., 2000; Dolédec et al., 2006; Luiza-Andrade et al., 2017a). Além disso,
104 nota-se um maior enfoque de estudos voltados para sistemas lóticos restritos em sua grande
105 maioria a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

106 A utilização dos atributos funcionais na detecção dos efeitos das atividades antrópicas
107 tem se mostrado como importante ferramenta de avaliação. Luiza-Andrade et al. (2017b),
108 verificaram a redução da diversidade funcional em riachos sob influência do cultivo de dendê.
109 Castro et al. (2017) constatou que um fator ambiental como a alteração no uso do solo, pode
110 reduzir a diversidade funcional e aumentar a homogeneização funcional das assembleias de
111 insetos aquáticos).

112 Ecologicamente, áreas úmidas estão vulneráveis frente a expansão das atividades
113 antrópicas, sobretudo urbanas e agrícolas, tornando-se de fundamental importância a
114 compreensão dos efeitos das perturbações antrópicas sobre estes ecossistemas (Millenium
115 Ecosystem Assessment, 2005). Nesse estudo, avaliamos a influência da urbanização e
116 agricultura sobre os atributos funcionais da comunidade de invertebrados em áreas úmidas da
117 planície costeira do extremo sul do Brasil. Para isso, fundamentando-se no conhecimento de
118 que a urbanização e a agricultura têm efeitos negativos sobre as características funcionais
119 exibidas pelos invertebrados aquáticos, testamos a hipótese que ambientes sob influência
120 antrópica os atributos funcionais tamanho corpóreo reduzido, respiração aérea, dispersão
121 aquática e formas de resistência seriam predominantes uma vez que confere ao organismos
122 maiores chances para lidarem com condições ambientais desfavoráveis comumente observadas
123 nesses ambientes (e.g. elevadas concentrações de nutrientes baixa qualidade do hábitat)
124 (Verberk et al., 2008a). Contrapartida, esperávamos que na área natural predominassem
125 organismos fragmentadores, com tamanho corpóreo grande, respiração branquial e com
126 dispersão aérea (Díaz et al., 2008; Tolonen et al., 2018).

127

128 **1. Material e métodos**

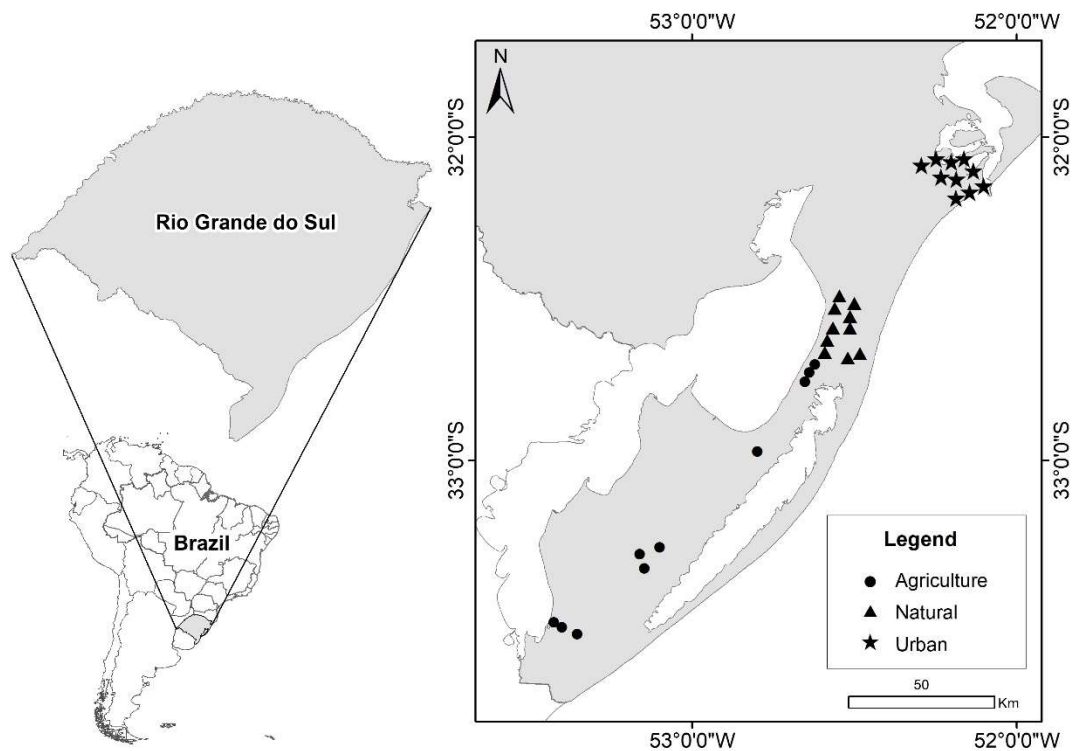
129

130 *2.1 Área de estudo*

131 A Planície Costeira localizada no sul do Brasil originou-se no período quaternário após
132 a deposição de sedimentos oriundos de inúmeras transgressões e regressões marinhas
133 (Tomazelli et al., 2000). Estes eventos favoreceram a formação de um rico mosaico de

134 ambientes aquáticos com a predominância de inúmeras áreas úmidas, tais como lagoas, lagos,
135 charcos, banhados estuários, deltas, arroios e poças temporárias (Burger & Ramos, 2007). O
136 clima da região é classificado como subtropical úmido (Maluf, 2000), com precipitação
137 pluviométrica anual que varia entre 1.000 e 1.500mm (Nimer,1989). A porção sul da planície
138 costeira está inserida no bioma Pampa. Este bioma é caracterizado por apresentar uma
139 distribuição restrita a América do Sul (Schnadelbach & Picoli, 2007) e elevado grau de
140 endemismo de fauna e flora. Embora o bioma Pampa tenha sua importância ecológica
141 reconhecida, têm sido fortemente degradado pelas atividades antrópicas, principalmente a
142 agricultura (Maltchik et al., 2016).

143 Para este estudo, realizamos as coletas na porção sul da planície costeira, em uma área
144 próxima à divisa com o Uruguai (Figura 1). Nesta área, selecionamos áreas úmidas com
145 diferentes impactos em suas regiões adjacentes. As áreas úmidas sob influência da agricultura
146 (33°32'2"S, 53°20'59"W) estão situadas no município de Santa Vitória do Palmar nessa região
147 uso da terra predominante é representado por pastagem natural associada à rizicultura.
148 Considerado um dos principais produtores de arroz do país sua base econômica e sustentada
149 pela rizicultura de irrigação e a pecuária (Matei & Filippi, 2013). As áreas úmidas urbanizadas
150 (32°01'40"S, 52°05'40"W) estão localizadas ao município de Rio Grande, essa região possui
151 a maior densidade populacional, considerada um importante polo econômico, industrial
152 portuário responsável pela exportação de grãos e importação de containers e fertilizantes do
153 país (Matei & Filippi, 2013). Por fim, o conjunto de áreas úmidas naturais amostrados neste
154 estudo, localizam-se na Estação Ecológica do Taim, sítio RAMSAR situada no município de
155 Rio Grande (32°41'03,4"S 052°30'23,6"W). A Estação Ecológica do Taim é uma unidade de
156 preservação permanente de grande importância para a preservação de áreas úmidas, vegetais e
157 animais. Em cada área foram selecionadas dez áreas úmidas permanentes para amostragem dos
158 dados bióticos e abióticos, totalizando trinta áreas úmidas avaliadas.



159 Fig 1. Mapa da localização da área de estudo na Planície Costeira do extremo Sul do Brasil.

160 2.2 Variáveis ambientais

161 Em cada uma das áreas úmidas estudadas, quantificamos com uma sonda multipâmetro
 162 Horiba® as variáveis temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, pH,
 163 condutividade elétrica e a turbidez. Mensuramos também a porcentagem de cobertura vegetal
 164 (Killick, 1978) e a profundidade de cada área úmida e coletamos amostras de água para análise
 165 em laboratório de fósforo total (Valderrama, 1981; Baumgarten & Rocha, 1996) e sólidos totais
 166 e sólidos fixos (Sabesp, 1999).

167 2.3 Amostragem e processamento biológico

168 As coletas dos invertebrados aquáticos foram realizadas com uma rede D (500 µm)
 169 através de varreduras entre a vegetação, sedimento e coluna d'água. Em cada área úmida o
 170 esforço amostral foi padronizado consistindo em uma área total aproximada de 2 m². Em
 171 laboratório, as amostras foram fixadas, triadas com auxílio de microscópio estereoscópico e
 172 microscópio óptico e os organismos identificados ao menor nível taxonômico possível (e.g.
 173 gênero ou espécie) exceto os anelídeos, turbelários e os ácaros (e.g. classe ou ordem).
 174 Identificamos os organismos com o auxílio de chaves taxonômicas específicas (Costa et al.,
 175 2006; Merritt & Cummins, 1996; Fernández & Dominguez, 2001; Trivinho-Strixino, 2011) e

176 para as larvas de Chironomidae montamos lâminas semipermanentes de acordo com Trivinho-
 177 Strixino, (2011).

178

179 *2.4 Atributos funcionais*

180 Para a categorização funcional, selecionamos oito atributos funcionais de acordo com
 181 Tachet et al., (2002) (Tabela 1). Obtivemos as informações referentes a cada categoria de traço
 182 em literatura, preferencialmente referentes a região neotropical, exceto o tamanho e formato do
 183 corpo, mensurados através da observação direta dos organismos durante a identificação.
 184 Quando as informações não foram encontradas, utilizamos referências disponíveis para outras
 185 regiões (Tabela A1 – Anexo). Esse recurso tem sido utilizado de forma eficiente em diversos
 186 estudos realizados na região neotropical (Dézerald et al., 2015; Milesi et al., 2016; Gomes et
 187 al., 2018).

188 Tabela 1. Atributos funcionais e suas categorias de acordo com Tachet et al. (2002). Código é
 189 o rótulo dos atributos funcionais utilizados nas figuras.

Traço Funcional	Categoria de traço	Código da categoria
Tamanho do corpo	<0,25 mm	BS1
	0,25-0,5 mm	BS2
	0,50-1,0 mm	BS3
	>1,0 mm	BS4
Hábitos alimentares	Coletor	FFG1
	Fragmentador	FFG2
	Raspador	FFG3
	Predador	FFG4
Reprodução	Ovoviviparidade	R1
	Ovos isolados, livres	R2
	Ovos isolados, cimentados	R3
	Massas de ovos, cimentadas ou fixas	R4
	Massas de ovos, livres	R5
	Massas de ovos, na vegetação	R6
	Massas de ovos, fixas	R7
	Reprodução assexuada	R8
	Partenogênese	R9
Modo de respiração	Tegumento	MR1
	Brânquias	MR2

	Plastrão/ Espiráculo	MR3
	Estigmas	MR4
	Vesículas hidrostáticas	MR5
Estágio aquático	Ovo	EA1
	Larva	EA2
	Ninfa	EA3
	Adulto	EA4
Forma de resistência	Ovos, estoblastos	FR1
	<i>Cocoon</i>	FR2
	Casulo	FR3
	Diapausa ou dormência	FR4
	Nenhuma	FR5
Forma do corpo	Cilíndrico	BF1
	Achatado	BF2
	Concha	BF3
	Hidrodinâmico	BF4
Modo de dispersão	Aquática	MD1
	Terrestre	MD2

190 2.5 Análises de dados

191
192 Com a finalidade de verificar possíveis diferenças nas variáveis ambientais entre as três
193 as áreas agrícola, urbana e natural realizamos uma análise permutacional de variância
194 (PERMANOVA). Para testar se as condições ambientais influenciam nos atributos funcionais
195 de invertebrados aquáticos utilizamos a análise RLQ. A RLQ é uma técnica multivariada que
196 consiste na ordenação simultânea entre três matrizes a R com as variáveis ambientais em cada
197 site, a matriz L com os dados de abundância de táxons por site e a matriz Q com atributos
198 funcionais de cada táxon (Dolédec et al., 1996). A RLQ realiza uma análise de dupla inércia
199 para analisar a relação entre os atributos funcionais e o habitat. Na RLQ os principais eixos
200 representam a correlação predominante entre o traço e as variáveis ambientais, cada eixo
201 sucessivo sintetiza a correlação remanescente (Dray et al., 2014). Ainda, optamos por utilizar
202 o modelo 2 de análise, o qual aleatoriza a matriz de variáveis ambientais para relaciona-las com
203 a matriz de atributos funcionais (Dray et al., 2014). Analisando, a posição relativa das espécies,
204 atributos funcionais e das variáveis ambientais nos eixos das ordenações, identificamos as
205 associações entre os atributos funcionais, variáveis ambientais e os táxons (Dolédec et al., 1996;
206 Dray et al., 2014). Utilizando os dados de abundância absoluta de cada categoria de traço
207 funcional avaliamos as diferenças entre as três áreas úmidas com ANOVA ou teste de Kruskal-
208 Wallis. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2017),

209 usamos a função *rlq* no pacote ‘ade4’ (Dray & Dufour, 2007), e a função *adonis* do pacote
210 ‘vegan’ (Oksanen et al., 2017).

211 **2. Resultados**

212

213 *3.1 Variáveis ambientais*

214 Em geral, as áreas úmidas amostradas apresentaram uma variabilidade ampla quanto as
215 variáveis ambientais. Em média as áreas úmidas apresentaram pH levemente ácido, baixa
216 condutividade elétrica, elevadas concentrações de fósforo e de oxigênio dissolvido (Tabela 2A
217 – Anexo). As três categorias de áreas úmidas avaliadas diferiram com relação as variáveis
218 ambientais mensuradas (PERMANOVA, $F = 2,3$, $gl=27$, $2 p=0,03$, $R^2= 0,14$).

219

220 *3.2 Invertebrados aquáticos*

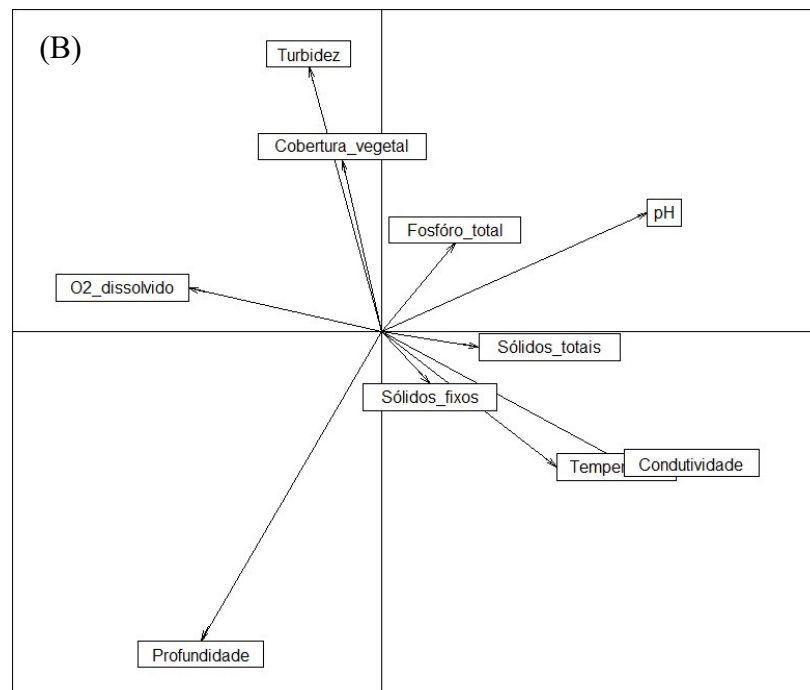
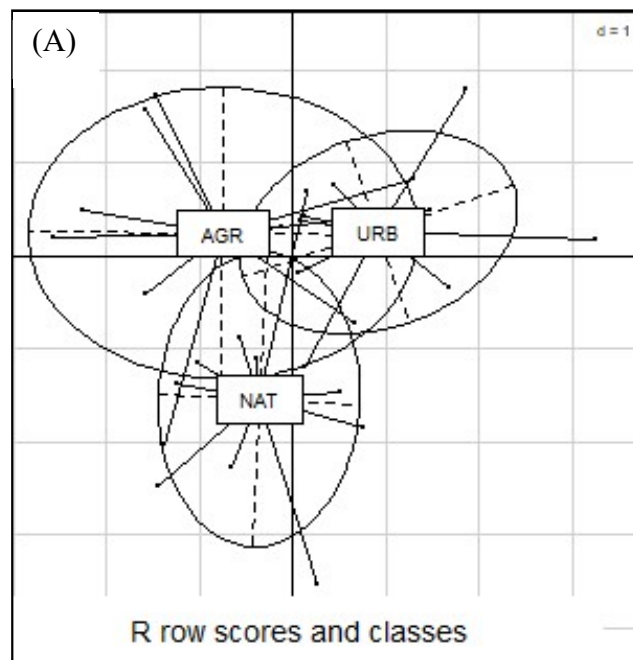
221

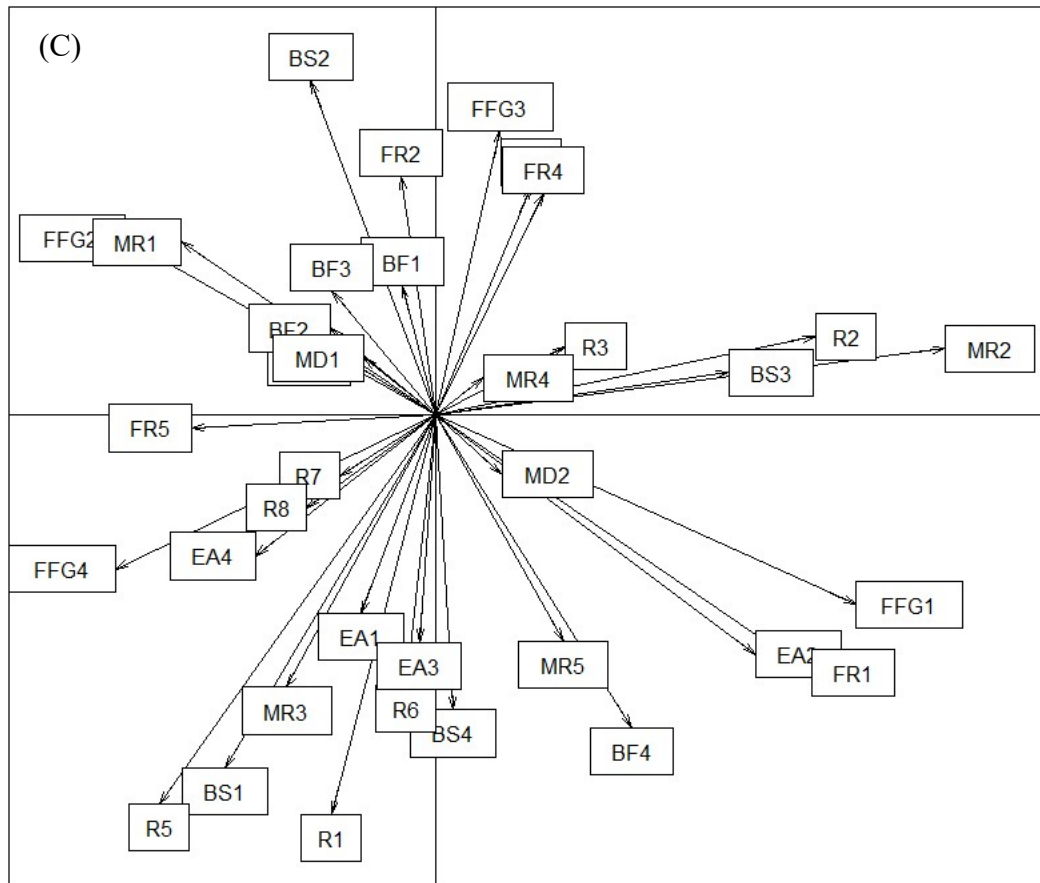
222 Coletamos 3.868 organismos distribuídos ente 138 táxons pertencentes aos filos
223 Crustacea, Mollusca e Hexapoda. Dentre os táxons amostrados, os anfípodas (21,4%),
224 hirudíneos (7,6%) e o planorbídeo *Drepanotrema* sp1 (6,1%) foram os mais abundantes e
225 estiveram presentes em praticamente todos os locais amostrados (Tabela A3, Anexo). A
226 abundância de organismos na área urbana foi de $(196,81 \pm 132,52$ org; média \pm DP), seguido
227 das AUs agrícolas $(121 \pm 80,74$ org) e naturais $(93,81 \pm 122,46$ org). A riqueza rarefeita ($F_{2;27} =$
228 $0,7$; $p=0,49$) e a diversidade de Shannon ($F_{2;27} = 0,8$; $p=0,44$) foram semelhantes entre as
229 categorias de AUs.

230 *3.3 Relação entre as variáveis ambientais e os atributos funcionais*

231 Observamos relação significativa entre as condições ambientais das AUs com os atributos
232 funcionais da comunidade de invertebrados aquáticos (RLQ randtest, $p=0,002$) Fig. 4). Os dois
233 primeiros eixos da RLQ explicaram 86,5% da variação total dos dados de associação entre as
234 características ambientais e os atributos funcionais dos organismos. A ordenação das unidades
235 amostrais ao longo do eixo 1 foram correlacionadas positivamente com o fósforo e pH na área
236 urbana (Fig. 4A). Os atributos funcionais associados a essas condições, foram ovos isolados
237 livres, raspador e brânquias. Esses atributos estiveram relacionados com os táxons
238 Ceratopogonidae, Chironomidae e Ceratopogonidae. As variáveis ambientais associadas
239 negativamente ao eixo 1 foi a profundidade e essa variável foi associada as áreas úmidas

240 naturais. Relacionadas a essa condição estiveram os atributos funcionais ovoviviparidade,
241 massas de ovos livres e hábito alimentar predador. Estas características estão associadas,
242 basicamente aos táxons *Megadytes*, *Laccodytes* e Turbellaria (Fig. 4B). O eixo 2 da RLQ esteve
243 correlacionado positivamente com áreas de maior turbidez, cobertura vegetal e oxigênio
244 dissolvido ambas variáveis foram associadas com a área agrícola. Os atributos funcionais
245 associados positivamente ao eixo 2 foram tamanho corpóreo 0,25 – 0,5mm).



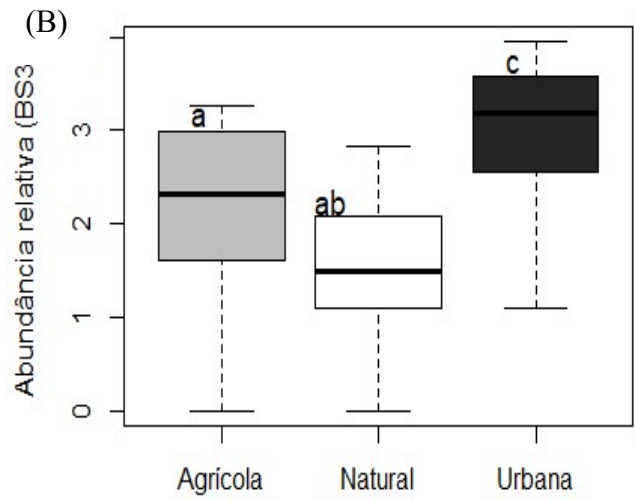
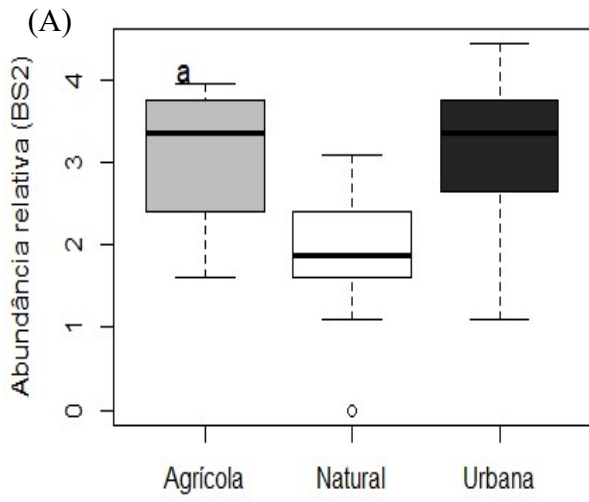


246 Fig. 2. Resultados da análise RLQ realizada com a composição da comunidade de
 247 invertebrados, atributos funcionais e variáveis ambientais. Ordenação dos locais amostrados
 248 abundância (A), variáveis ambientais (B) e os atributos funcionais.

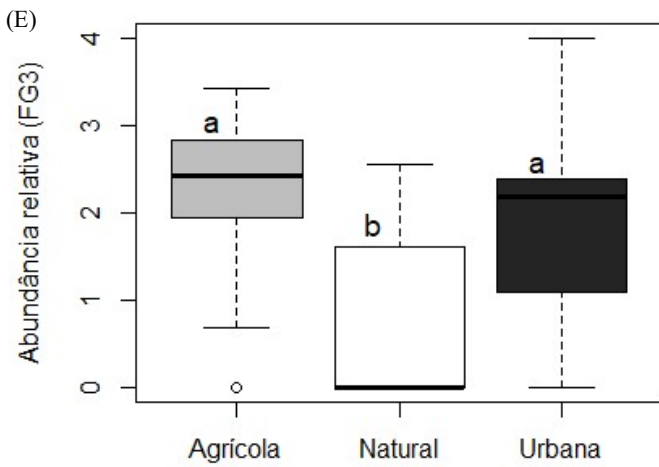
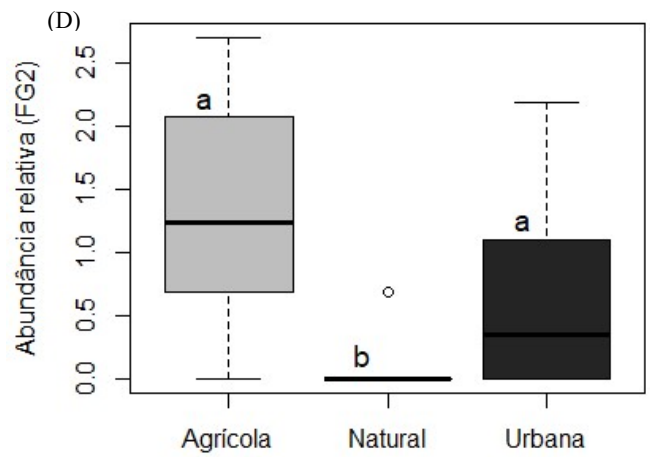
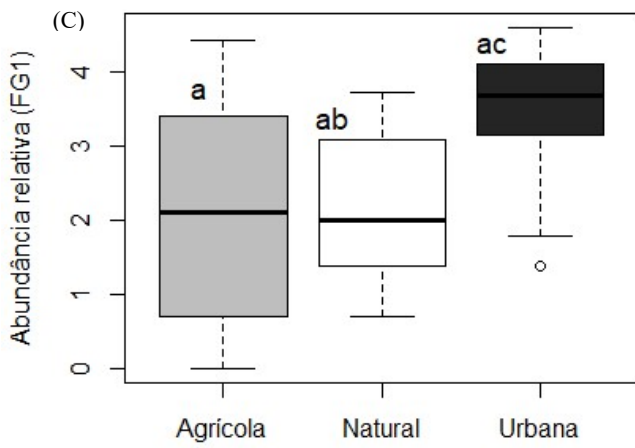
249 3.4 Atributos funcionais

250 Com relação a abundância de atributos nos ambientes estudados, verificamos que as áreas
 251 agrícolas e urbanas apresentaram maiores proporções de organismos com tamanho do corpo
 252 intermediário (Fig. 5 A, B), hábitos alimentares coletor (Fig. 5 C), raspador (Fig. 5 D),
 253 fragmentador (Fig. 5 E) e respiração tegumentar (Fig. 5 F). Resultado idêntico foi observado
 254 para o atributo formas de resistências para as categorias ovo/estoblastos (Fig. 5 H), *cocoon*
 255 (Fig. 5 I), casulo (Fig. 5 J) e ausência de estratégias (Fig.5 L). O estágio de vida aquático (Fig.
 256 5M) e terrestre (Fig. 5 N), estratégias reprodutivas onde os organismos depositam massas de
 257 ovos fixas (Fig. 5 O) e modo de dispersão aquática (Fig. 5 P) também foram abundantes nesses
 258 ambientes. Em contrapartida, os organismos com respiração branquial foram dominantes
 259 somente nas áreas urbanas (Fig. 5 G) (Tabela A4– Anexo).

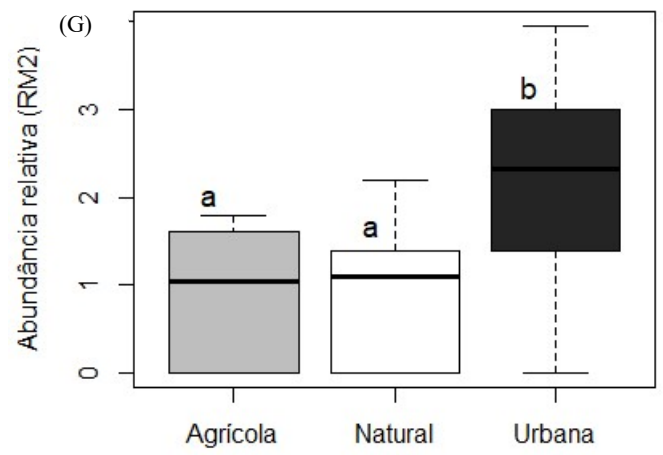
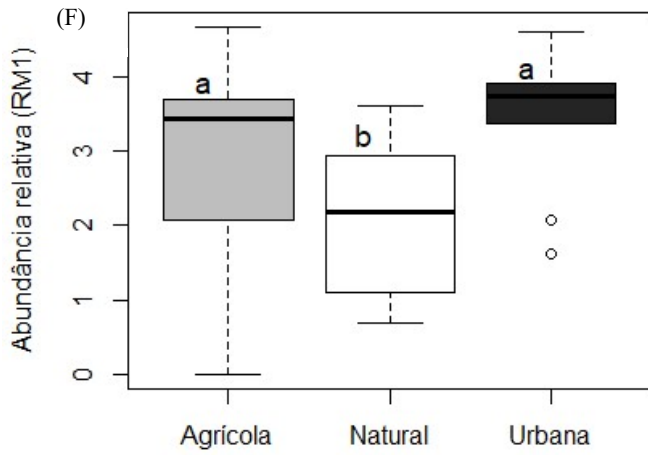
Tamanho do corpo



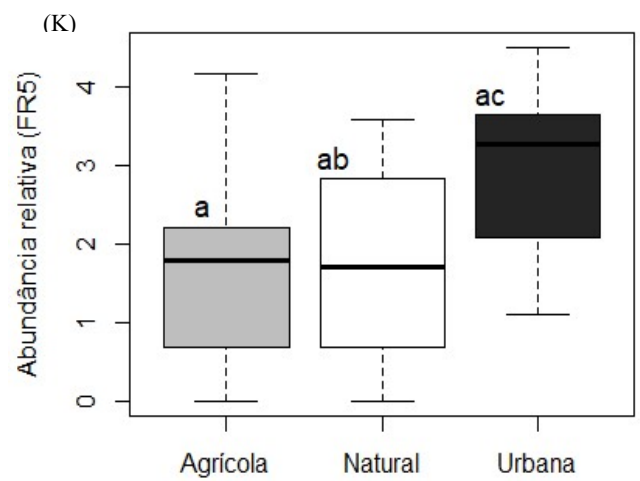
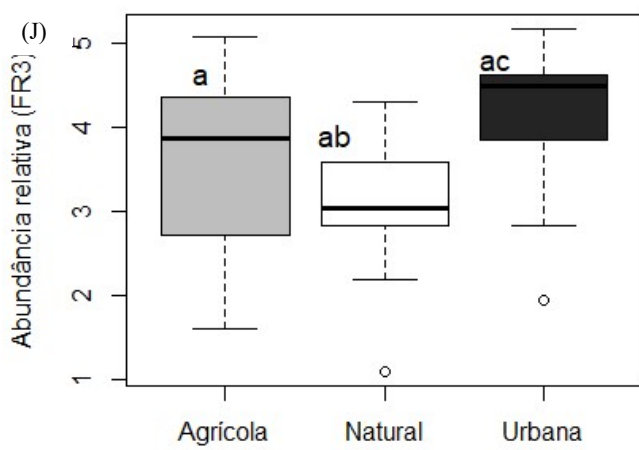
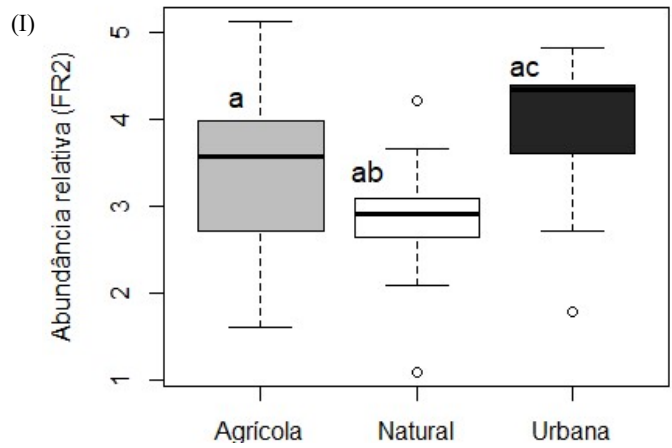
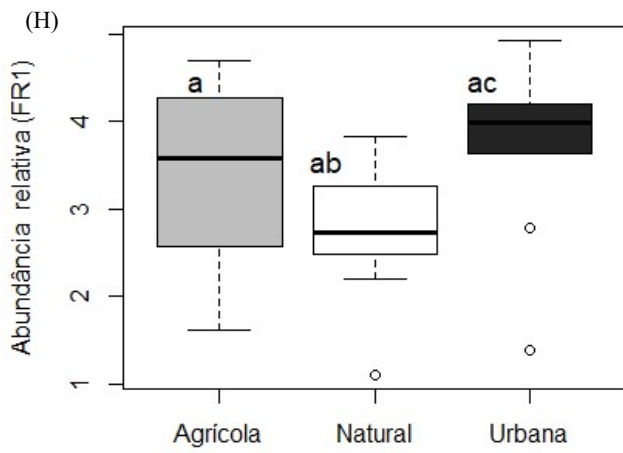
Hábitos alimentares



Respiração



Formas de resistência



Estágio aquático

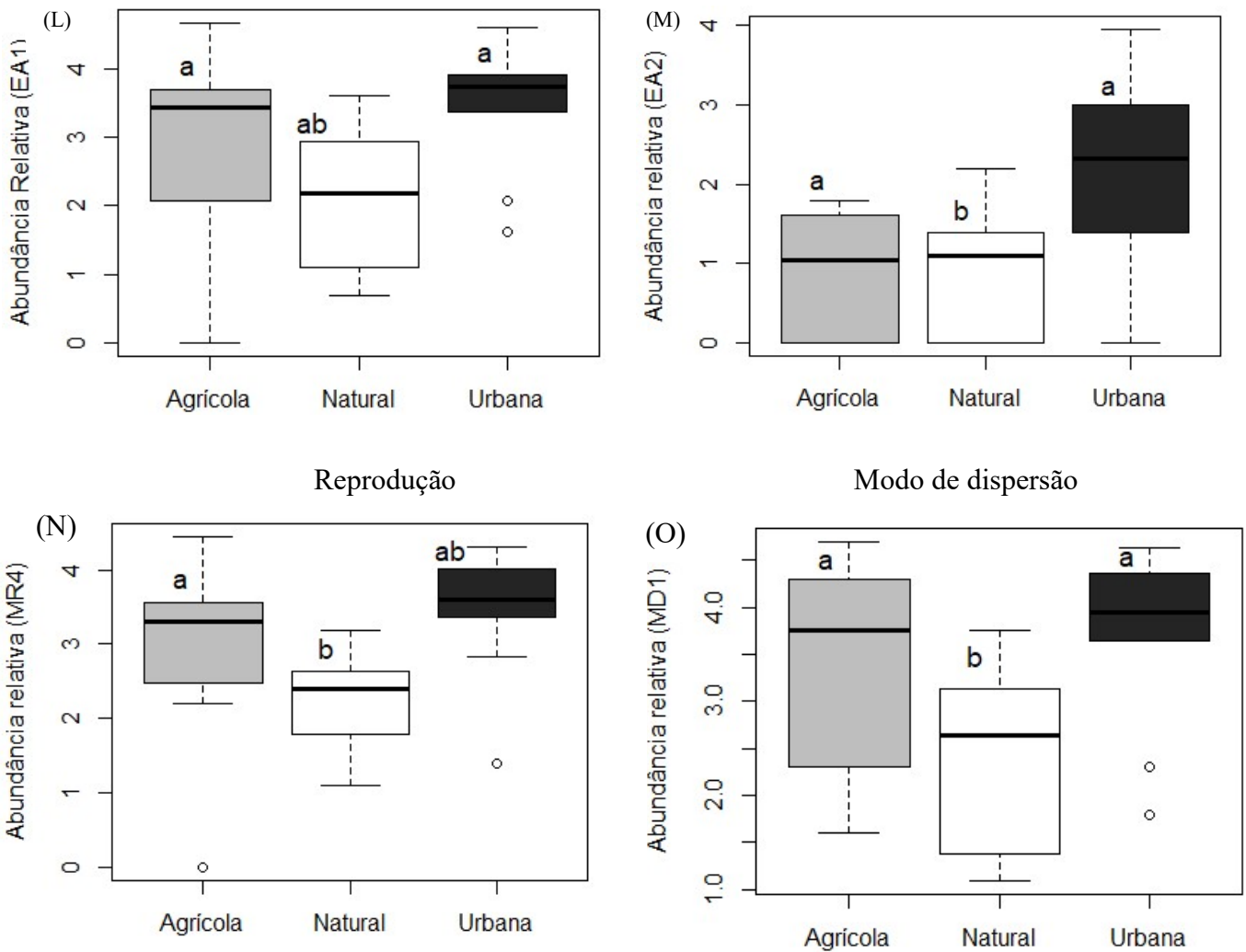


Fig. 3. Box plot da abundância absoluta das categorias de traço funcional de invertebrados aquáticos que apresentaram diferenças significativas entre as áreas úmidas agrícolas, urbanas e naturais. As siglas das categorias funcionais estão disponíveis na Tabela 1. A linha do meio representa a mediana, os limites inferior e superior dos gráficos de caixa representam os percentis, os pontilhados mostram os valores mínimos e máximos. Diferentes letras indicam diferenças significativas entre as categorias de impacto de acordo com o teste post hoc de Tukey ou Dunn.

260 3. Discussão

261 Nossos resultados evidenciaram haver relação entre os descritores ambientais e as
262 características funcionais da fauna de invertebrados aquáticos em áreas úmidas. Dentre as
263 variáveis que estiveram associadas aos diferentes usos da terra, as concentrações altas de
264 oxigênio dissolvido nas áreas agrícolas mostraram-se atípicas do padrão comumente observado

265 na literatura. Diversos estudos apontam para uma relação negativa entre as concentrações de
266 oxigênio dissolvido e a intensidade das atividades agrícolas (Zedler & Kercher, 2005; Fennessy
267 & Craft, 2011). Acreditamos que outros fatores ambientais como a profundidade, a presença de
268 macrófitas submersas e a ação do vento possam ter contribuído com o aumento das
269 concentrações de oxigênio irrigado nessa área. As áreas úmidas urbanas foram associadas com
270 maiores concentrações de nutrientes. Esse resultado sugere que o escoamento urbano pode ser
271 responsável por promover o enriquecimento de nutrientes nas áreas úmidas urbanas. A ligação
272 entre a urbanização e elevadas concentrações de fósforo na água tem sido bem documentada na
273 literatura (Faulkner, 2004). Acreditamos que a relação da profundidade com as áreas úmidas
274 naturais resulte da conectividade dessas áreas úmidas com outros banhados e lagoas. Uma
275 conectividade entre esses corpos hídricos pode favorecer o aporte hídrico subterrâneo e atenuar
276 os efeitos da evapotranspiração (Carter & Novitzki, 1988).

277 Verificamos que a agricultura e a urbanização apresentaram efeitos sobre alguns
278 atributos funcionais da comunidade de invertebrados aquáticos nas áreas úmidas avaliadas. Nas
279 áreas agrícolas e urbanas verificamos que os atributos funcionais que conferem aos organismos
280 maior resistência e/ou resiliência as perturbações ambientais dos organismos (e.g. respiração
281 tegumentar e formas de resistência) foram mais representativos. A presença desses atributos em
282 áreas antropizadas evidência que atividades agrícolas e urbanas atuam como filtros ambientais,
283 selecionando atributos funcionais específicos necessários para superar as restrições ambientais
284 impostas e se estabelecer no ambiente (Poff, 1997). Nossos resultados estão de acordo com
285 diversos estudos que verificaram que os atributos funcionais que proporcionam aos organismos
286 maiores chances para lidar com condições ambientais adversas também tendem a serem
287 favorecidos em ambientes sob influência antrópica (Dalzochio et al., 2015; Dedieu et al., 2015;
288 Castro et al., 2018; Gomes et al., 2018; Li et al., 2019)

289 Indivíduos com tamanho intermediário foram predominantes nas áreas antropizadas,
290 contrariando as nossas expectativas. Na literatura é clara a relação existente entre o tamanho
291 corpóreo reduzido e perturbações ambientais (Dolédec et al., 2006; Verberck et al., 2008), isso
292 se justifica pelo fato que mediante condições adversas os organismos tendem a investir no
293 desenvolvimento em detrimento ao crescimento (Verberck et al., 2008). Nossos resultados são
294 similares com os achados de Gomes et al. (2018) que não observaram relação clara entre o
295 tamanho do corpo de quironomídeos e os níveis de perturbação antrópica de reservatórios.

296 A presença de coletores e fragmentadores nas áreas agrícolas corrobora em parte com a
297 nossa hipótese. Esperávamos que os coletores fossem favorecidos em ambientes antropizados

298 isso porque, esses organismos apresentam hábitos alimentares generalistas e em geral elevada
299 plasticidade alimentar. Essas características favorecem o seu predomínio em ambientes
300 perturbados, nos quais são esperados uma diminuição da variedade dos recursos alimentares
301 disponíveis (Miserendino & Masi, 2010). Acreditamos que o aumento dos fragmentadores em
302 ambas áreas antropizadas esteja associado com a maior disponibilidade das macrófitas
303 favorecida pelas concentrações de fósforo nesses ambientes. Nossos achados estão de acordo
304 com outros trabalhos que demonstram que a abundância de fragmentadores nos sistemas lênticos
305 é favorecida pela presença de macrófitas (Bazzanti et al., 2009).

306 Esperávamos o predomínio de organismos com respiração aérea nas áreas antropizadas
307 devido às baixas concentrações de oxigênio comumente observada nesses ambientes (Verbeck
308 et al., 2008; Ding et al., 2017), pois organismos como esse modo de respiração independem do
309 oxigênio dissolvido na água e portanto, são favorecidos sob essas condições (Chapman, 2004;
310 Li et al., 2019). No entanto, verificamos a dominância de organismos com respiração
311 tegumentar, relacionado com a abundância de oligoquetas, turbelários e quironomídeos
312 amostrados em áreas antropizadas. Ambos táxons são considerados como tolerantes às
313 perturbações ambientais sendo comumente representativos em ambientes perturbados
314 (Chapman et al., 2004; Calapez et al., 2018; Zilli et al., 2008).

315 As formas de resistência como a produção de ovos de resistência, estatoblastos, casulos
316 e a diapausa foram predominantes nas áreas antrópicas, e fornecem um indicativo de condições
317 ambientais desfavoráveis. Essas estratégias são adotadas pelos organismos em resposta às
318 condições ambientais adversas como flutuações no regime hidrológicos, predação, escassez de
319 recursos alimentares e/ou outros fatores ambientais (Montalto & Marchese, 2005). Além de
320 favorecer a permanência dos organismos mediante condições desfavoráveis, formas de
321 resistência são de suma importância para a recolonização das comunidades após eventos de
322 perturbação (Días et al., 2008). O predomínio de formas de resistência a nas áreas antropizadas
323 foram favorecidas devido a presença de Ostracoda, Amphipoda, Chironomidae e Culicidae
324 nesses ambientes. Essa tendência também foi observada por Calapez et al. (2018) e Li et al.
325 (2019) que verificaram a presença de formas de resistência em ambientes submetidos a
326 perturbações ambientais.

327 Quanto ao modo de dispersão, organismos com dispersão aquática estiveram associados
328 as áreas antropizadas, acreditamos que esse resultado deva-se o grau de isolamento entre as
329 áreas úmidas o que pode ser considerado um fator limitante que impede a dispersão aérea dos
330 organismos para manchas de habitats mais favoráveis, contribuindo portanto, predomínio de

331 organismos com modo de dispersão (Meutter & Meester, 2006; Incagnone et al., 2015).
332 Restrições na capacidade de dispersão dos organismo impostas por barreiras antrópicas que
333 limitam a conectividade da paisagem são responsáveis por afetar negativamente a riqueza,
334 estrutura e a dinâmica da metacomunidade invertebrados aquáticos em áreas úmidas (Jonhson
335 et al., 2012; Lu et al., 2019).

336

337 **Conclusão**

338

339 Neste estudo observamos relações significativas entre as condições ambientais conjunto
340 e os atributos funcionais de invertebrados em áreas úmidas subtropicais. Quando analisados
341 isoladamente, os atributos funcionais refletiram a intensidade dos impactos agrícola e urbano.
342 Os atributos funcionais coletor, raspador, tamanho do corpo intermediário, respiração
343 tegumentar, dispersão aquática e estratégias de resistência foram os mais sensíveis à influência
344 antrópica nas áreas úmidas estudadas. A utilização dos atributos funcionais da comunidade de
345 invertebrados aquáticos apresenta-se com uma ferramenta promissora na detecção dos efeitos
346 das atividades antrópicas em áreas úmidas neotropicais. Sua incorporação em programas de
347 monitoramento ambiental pode fornecer uma avaliação mais real dos efeitos das perturbações
348 sobre as comunidades biológicas e conseqüentemente sobre o funcionamento dos ecossistemas.

349 **4. Agradecimentos**

350

351 A primeira autora agradece a bolsa de mestrado concedida pela Coordenação de
352 Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior Brasil (CAPES) - Financiamento código 001.
353 Aos técnicos do laboratório de Limnologia Clara Silva, Cláudio Trindade e Leonardo
354 Furlanetto. A Maiby Glorize S. Bandeira e o Rafael C. Loureiro pelo auxílio em campo.

355

356 **5. Referências**

357

- 358 Allan, J.D., 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of
359 rivers. *Limnetica* 23, 187–198.
360 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- 361 Barnes, A.D., Jochum, M., Mumme, S., Haneda, N.F., Farajallah, A., Widarto, T.H., Brose, U.,
362 2014. Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem
363 functioning. *Nat. Commun.* 5, 1-7. <https://doi.org/10.1038/ncomms6351>
- 364 Baumgarten, M.G.Z., J.M.B. Rocha., 1996. Manual de Análises em Oceanografia Química.
365 Editora da FURG, Rio Grande.
- 366 Batzer, D.P., Sharitz, R. R., 2006. Ecology of freshwater and estuarine wetlands. University of
367 California Press.

- 368 Bazzanti, M., Della Bella, V., Grezzi, F., 2009 Functional characteristics of macroinvertebrate
369 communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and
370 mesohabitat type. *Ann. Limnol.Int. J. Lim.* 45,29-39.
- 371 Burger, M.I., Ramos, R.A., 2007. Áreas importantes para conservação na Planície Costeira do
372 Rio Grande do Sul. In: Becker, F. G., Ramos, R.A., Moura L.A. Biodiversidade. Regiões
373 da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do
374 Sul. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 46-56.
- 375 Calapez, A.R., Serra, S.R.Q., Santos, J.M., Branco, P., Ferreira, T., Hein, T., Brito, A.G., Feio,
376 M.J., 2018. The effect of hypoxia and flow decrease in macroinvertebrate functional
377 responses: A trait-based approach to multiple-stressors in mesocosms. *Sci. Total Environ.*
378 637–638, 647–656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.071>
- 379 Carter, V., Novitzki, R.P. 1988. Some comments on the relation between ground water and
380 wetlands. In *The ecology and management of wetlands* pp. 68-86. Springer, Boston.
- 381 Castro, D. M.P., Dolédec, S., Callisto, M., 2017. Landscape variables influence taxonomic and
382 trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshw. Biol.* 62,
383 1472–1486. <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>
- 384 Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M., 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic
385 insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol. Indic.* 84, 573–582.
386 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>.
- 387 Chapman, L.J., Schneider, K.R., Apodaca, C., Chapman, C.A., 2004. Respiratory Ecology of
388 Macroinvertebrates in a Swamp–River System of East Africa. *Biotropica* 36, 572.
389 <https://doi.org/10.1646/1598>
- 390 Costa, C.S. Ide, C.E. Simonka., 2006. Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Holos,
391 Ribeirão Preto, Brazil.
- 392 Cummins W., K., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.* 18, 183-06.
393 <https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>
- 394 Dalzochio, M.S., Baldin, R., Stenert, C., Maltchik, L., 2015. How does the management of rice
395 in natural ponds alter aquatic insect community functional structure? *Mar. Freshwater*
396 *Res.* 67, 1644-1654. <https://doi.org/10.1071/MF14246>
- 397 Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., Céréghino, R., 2015. Assessing the impact of gold
398 mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and
399 biological traits. *Ecol. Indic.* 52, 332–340. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12961>.
- 400 Dézerald, O., Céréghino, R., Corbara, B., Dejean, A., Leroy, C. 2015. Functional trait
401 responses of aquatic macroinvertebrates to simulated drought in a Neotropical bromeliad
402 ecosystem. *Freshw. Biol.* 60, 1917-1929. <https://doi.org/10.1111/fwb.12621>
- 403 Dézerald, O., Srivastava, D.S., Céréghino, R., Carrias, J.F., Corbara, B., Farjalla, V.F., Leroy,
404 C., Marino, N.A.C., Piccoli, G.C.O., Richardson, B.A., Richardson, M.J., Romero, G.Q.,
405 González, A.L., 2018. Functional traits and environmental conditions predict community
406 isotopic niches and energy pathways across spatial scales. *Funct. Ecol.*
407 <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13142>
- 408 Díaz, A.M., Alonso, M.L.S., Gutiérrez, M.R.V.A., 2008. Biological traits of stream
409 macroinvertebrates from a semi-arid catchment: Patterns along complex environmental
410 gradients. *Freshw. Biol.* 53, 1–21. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01854.x>
- 411 Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., Vidal, N.,
412 Jeppesen, E., Liu, Z., Wang, B., 2017. Different responses of functional traits and
413 diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the
414 Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Sci. Total Environ.*
415 574, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>
- 416 Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H., Townsend, C.R., 2006. Comparison of
417 structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream

418 invertebrate communities. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 44-60.
 419 [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[44:COFAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[44:COFAFA]2.0.CO;2)
 420 Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., Ter Braak, C.J.F.,
 421 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to
 422 environmental variation. *Ecology*. 95, 14–21. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0196.1>
 423 Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for
 424 Ecologists. *J. Stat. Softw.* 22. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
 425 Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C.,
 426 Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006.
 427 Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol.*
 428 *Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
 429 Esteves, F.D.A. 2011. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p.
 430 Faulkner, S., 2004. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands.
 431 *Urban Ecosyst.* 7, 89–106. <https://doi.org/10.1023/B:UECO.0000036269.56249.66>
 432 Fennessy, S., Craft, C. 2011. Agricultural conservation practices increase wetland ecosystem
 433 services in the Glaciated Interior Plains. *Ecol Appl.* 21, S49-S64.
 434 <https://doi.org/10.1890/09-0269.1>
 435 Fernández, H.R.E. Domínguez, 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos
 436 Sudamericanos. Universidade de Tucumán, Tucumán, Argentina.
 437 Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B.,
 438 Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land
 439 use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12, 22–33.
 440 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
 441 García, L., Cross, W.F., Pardo, I., Richardson, J.S., 2017. Effects of landuse intensification on
 442 stream basal resources and invertebrate communities. *Freshw. Sci.* 36, 609–625.
 443 <https://doi.org/10.1086/693457>
 444 Gámez-Virúes, S., Perović, D.J., Gossner, M.M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H.,
 445 Scherber, C., 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic
 446 homogenization. *Nat. Commun.* 6, 8568. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
 447 Gleason, J.E., Rooney, R.C. 2017. Aquatic macroinvertebrates are poor indicators of
 448 agricultural activity in northern prairie pothole wetlands. *Ecol. Indic.* 81, 333-339.
 449 Gomes, W.I.A., Jovem-Azevêdo, D.S., Paiva, F.F., Milesi, S.V., Molozzi, J., 2018. Functional
 450 attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A
 451 biomonitoring approach. *Ecol. Indic.* 93, 404–410.
 452 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.006>
 453 Huryna, H., Brom, J., Pokorný, J., 2014. The importance of wetlands in the energy balance of
 454 an agricultural landscape. *Wetl. Ecol. Manag.* 22, 363–381.
 455 <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9334-2>
 456 Incagnone, G., Marrone, F., Barone, R., Robba, L., Naselli-Flores, L. 2015. How do freshwater
 457 organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization
 458 processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia*, 750, 103-123.
 459 <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2110-3>
 460 Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli,
 461 R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli,
 462 Y., Agostinho, A.A., 2013. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and
 463 classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat. Conserv.*
 464 *Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>
 465 Johnson, P.T., Hoverman, J.T., McKenzie, V.J., Blaustein, A.R., Richgels, K.L. 2013.
 466 Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand
 467 the local and landscape effects. *J. Appl. Ecol.* 50, 34-42. <https://doi->

468 org.ez40.periodicos.capes.gov.br/10.1111/1365-2664.12022

469 Killick, D.J.B. 1978. Notes on the vegetation of the Sani Pass area of the southern Drakensberg.

470 *Bothalia*, 12, 537-542.

471 Kuntz, K.L., Tyler, A.C., 2018. Bioturbating invertebrates enhance decomposition and nitrogen

472 cycling in urban stormwater ponds. *J. Urban Ecol.* 4, 1–10.

473 <https://doi.org/10.1093/jue/juy015>

474 Lee, S.Y., Dunn, R.J.K., Young, R.A., Connolly, R.M., Dale, P.E.R., Dehayr, R., Lemckert,

475 C.J., McKinnon, S., Powell, B., Teasdale, P.R., Welsh, D.T., 2006. Impact of urbanization

476 on coastal wetland structure and function. *Austral Ecol.* 31, 149–163.

477 <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01581.x>

478 Leslie, A.W., Lamp, W.O., 2017. Taxonomic and functional group composition of

479 macroinvertebrate assemblages in agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia* 787, 99–

480 110. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2947-8>

481 Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical ecology. *Developments in Environmental*

482 *Modelling*, second edition. Elsevier Science, Amsterdam.

483 Lu, K., Wu, H., Xue, Z., Lu, X., Batzer, D. P. 2019. Development of a multi-metric index based

484 on aquatic invertebrates to assess floodplain wetland condition. *Hydrobiologia*, 827, 141-

485 153. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3761-2>

486 Li, Z., Wang, J., Liu, Z., Meng, X., Heino, J., Jiang, X., Xiong, X., Jiang, X., Xie, Z., 2019.

487 Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate

488 communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot.

489 *Sci. Total Environ.* 655, 1288–1300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.222>

490 Luiza-Andrade, A., Montag, L.F.A., Juen, L., 2017. Functional diversity in studies of aquatic

491 macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111, 1643–1656.

492 <https://doi.org/10.1007/s11192-017-2315-0>

493 Mackintosh, T.J., Davis, J.A., Thompson, R.M., 2016. Impacts of multiple stressors on

494 ecosystem function: Leaf decomposition in constructed urban wetlands. *Environ. Pollut.*

495 208, 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.038>

496 McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and

497 animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

498 Maltchik, L., Stenert, C., Batzer, D.P., 2016. Can rice field management practices contribute to

499 the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. *Basic Appl.*

500 *Ecol.* 18, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.10.002>

501 Maluf, J.R.T., 2000. A new climatic classification for the State of Rio Grande do Sul, Brazil.

502 *Revista Brasileira de Agrometeorologia.* 8, 141–150.

503 <http://dx.doi.org/10.5902/198050981940>

504 Matei, A.P., Filippi, E.E. 2013. O bioma pampa e o desenvolvimento socioeconômico em Santa

505 Vitória do Palmar. *Ensaio FEE*, 34, 739-764.

506 Mereta, S.T., Boets, P., De Meester, L., Goethals, P.L.M., 2013. Development of a multimetric

507 index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in

508 Southwest Ethiopia. *Ecol. Indic.* 29, 510–521.

509 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.026>

510 Merritt, R.W., Cummins K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America.

511 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.

512 Meutter, F.V., Stoks, R., Meester, L., 2006. Lotic dispersal of lentic macroinvertebrates.

513 *Ecography.* 29, 223–230. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04483.x>

514 Milesi, S.V., Dolédec, S., Melo, A.S., 2016. Substrate heterogeneity influences the trait

515 composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshw. Sci.*

516 35, 1321–1329. <https://doi.org/10.1086/688706>

517 Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and
518 water. World Resources Institute. Washington.

519 Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Synthesis Report World Health.
520 <https://doi.org/10.1080/17518253.2011.584217>

521 Miserendino, M.L., Masi, C.I., 2010. The effects of land use on environmental features and
522 functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order
523 streams. *Ecol. Indic.* 10, 311–319. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>

524 Mitsch J.W., Gosselink. J. G. 2000. Wetlands, third edition. John Wiley & Sons, New York.

525 Montalto C. B., Marchese, M., 2005. Cyst formation in tubificidae (Naidinae) and
526 opisthocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in
527 fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands.* 25, 488–494.
528 <https://doi.org/10.1672/23>

529 Nahlik, A.M., Fennessy, M.S., 2016. Carbon storage in US wetlands. *Nat. Commun.* 7, 1–9.
530 <https://doi.org/10.1038/ncomms13835>

531 Nimer, E., 1979. Climatologia da região sul: Introdução à Climatologia Dinâmica - Subsídios
532 à Geografia Regional do Brasil. *Climatol. do Bras.* 3–65.

533 OECD, Organization for Economic Co-operation and Development. 1996. Guidelines for aid
534 agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and subtropical
535 wetlands.

536 Oksanen, J. F.G., Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R.G.O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos,
537 M. Henry, H. Stevens., H. Wagner, 2017. vegan: Community Ecology Package. R
538 package version 2.4-3. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (Accessed 5 February
539 2018).

540 Poff, N.L., 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding
541 and Prediction in Stream Ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 391–409.
542 <https://doi.org/10.2307/1468026>

543 R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation
544 for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>. (Accessed 5 July
545 2018).

546 RAMSAR., 2013. The RAMSAR Convention Manual , 6th edition. RAMSAR Conv. Man. a
547 Guid. to Conv. Wetl. 109. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-0551-7>

548 Sabesp. Norma Técnica Interna SABESP Revisão 1 – NTS 013. Sólido: Método de Ensaio.
549 São Paulo; 1999. <http://www2.sabesp.com.br/normas/nts/nts013.pdf> (Accessed 7
550 December 2018).

551 Schnadelbach, C.V., Picoli, L., 2007. O Pampa em Disputa: a biodiversidade ameaçada pela
552 expansão das monoculturas de árvores. *Porto Alegre Núcleo Amigos da Terra Bras.* 43,
553 2922–2909. <https://doi.org/10.1002/jps.21068>

554 Statzner, B., Bêche, L.A., 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple
555 stressors on running water ecosystems? *Freshw. Biol.* 55, 80–119.
556 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x>

557 Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. 2002. *Invertébrés d'Eau Douce*,
558 second edition. CNRS editions, Paris.

559 Tangen, B.A., Butler, M.G., Ell, M.J., 2003. Weak correspondence between macroinvertebrate
560 assemblages and land use in prairie pothole region wetlands, USA. *Wetlands.* 23, 104-
561 115. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0104:WCBMAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0104:WCBMAA]2.0.CO;2).

562 Thornhill, I.A., Biggs, J., Hill, M.J., Briers, R., Gledhill, D., Wood, P.J., Gee, J.H.R., Ledger,
563 M., Hassall, C., 2018. The functional response and resilience in small waterbodies along
564 land-use and environmental gradients. *Glob. Chang. Biol.* 24, 3079–3092.
565 <https://doi.org/10.1111/gcb.14149>

- 566 Tomanova, S., Moya, N., Oberdorff, T., 2008. Using macroinvertebrate biological traits for
567 assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Res. Appl.* 24, 1230–1239.
- 568 Tolonen, K.T., Cai, Y., Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Sutela, T., Heino, J., 2018. Environmental
569 filtering and spatial effects on metacommunity organisation differ among littoral
570 macroinvertebrate groups deconstructed by biological traits. *Aquat. Ecol.* 52, 119–131.
571 <https://doi.org/10.1007/s10452-018-9649-4>
- 572 Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., 2011. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São
573 Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros.
- 574 Tomazelli, L.J., Dillenburg, S.R., Villwock, J.A., 2000. Late Quaternary geological history of
575 Rio Grande do Sul coastal plain, southern Brazil. *Rev. Bras. Geociências* 30, 474–476.
576 <https://doi.org/10.13031/2013.5797>
- 577 Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H. 2000. Biological and ecological
578 traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups
579 with similar traits. *Freshw. Biol.* 43, 175–205. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>
- 581 Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in
582 natural waters. *Mar. Chem.* 10, 109–122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)
- 584 Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K.,
585 Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J.,
586 Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., 2010.
587 Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across
588 ecosystems and organisms. *Biodivers. Conserv.* 19, 2921–2947.
589 <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>
- 590 Vannote, R.L., Minshall, L.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river
591 continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137
- 592 Verberk, W.C.E.P., Siepel, H., Esselink, H., 2008. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshw. Biol.*
593 53, 1722–1738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>
- 594 Zedler, J.B., Kercher, S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and
595 restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74. <https://doi-org.ez40.periodicos.capes.gov.br/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- 597 Zilli, F.L., Montalto, L., Marchese, M.R., 2008. Benthic invertebrate assemblages and
598 functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica* 38,
599 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.01.001>

600 **6. Considerações finais e perspectivas**

601 Nossos resultados demonstraram uma relação significativa entre a composição
602 taxonômica da comunidade de invertebrados aquáticos e as condições ambientais das áreas
603 úmidas avaliadas. Por outro lado, verificamos que as atividades antrópicas, como a urbanização
604 e a agricultura, atuaram como filtros ambientais selecionando atributos funcionais específicos
605 que conferem aos organismos maior capacidade para lidar com condições adversas. Embora
606 não tenha sido possível verificar a presença de atributos singulares em cada área úmida
607 avaliada, verificamos que os atributos funcionais relacionados a forma de alimentação (e.g.
608 coletor e raspador), tamanho do corpo intermediário, respiração aérea, dispersão aquática e
609 estratégias de resistência foram bons indicadores, refletindo o potencial de resiliência e
610 resistência dos organismos às perturbações antrópicas, especialmente impactos urbanos e
611 agrícolas.

612 Os resultados aqui obtidos revelam o potencial promissor da utilização dos atributos
613 funcionais de invertebrados aquáticos na detecção dos efeitos das atividades antrópicas em
614 áreas úmidas neotropical. Considerando que os invertebrados de inúmeros processos ecológicos
615 importantes (e.g. ciclagem de nutrientes e fluxo de energia) a perda atributos específicos em
616 ambientes sob influência antrópica podem afetar negativamente o funcionamento desses
617 ecossistemas. Dessa forma, sugerimos que, os atributos funcionais de invertebrados sejam
618 incorporados em pesquisas futuras na elucidação dos efeitos das atividades antrópicas não
619 somente sobre a biodiversidade como também para o funcionamento do ecossistema.

620 A escassez de informações sobre aspectos básicos da biologia e história de vida dos
621 invertebrados aquáticos neotropicais foi um fator limitante em nosso trabalho. Destacamos a
622 necessidade da realização de futuros trabalhos que visem preencher estas lacunas existentes
623 além disso, esperamos que a base de dados aqui fornecida auxilie em futuros estudo

7. Anexos

Anexos 1

Tabela A.1. Tabela dos atributos funcionais de invertebrados aquáticos amostrados nas áreas úmidas agrícolas, urbanas e naturais na Planície Costeira do extremo Sul do Brasil. As siglas das categorias funcionais estão disponíveis na Tabela 1.A.

Atributo funcional		Tamanho do corpo				Hábito alimentar				Reprodução									Modo de respiração					Estágio aquático				Forma de resistência				Forma do corpo				Dispersal mode			
Categoria do atributo código		BS1	BS2	BS3	BS4	FFG1	FFG2	FFG3	FFG4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5	EA1	EA2	EA3	EA4	FR1	FR2	FR3	FR4	FR5	BF1	BF2	BF3	BF4	MD1	MD2	
Hirudinea	Hir	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
Oligochaeta	Oli	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Acari	Aca	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	
Turbellaria	Tub	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	
Calanoida	Cal	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	
Cyclopoida	Cic	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	
<i>Chlamidoteca riograndensis</i>	Chalr	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Chlamidotecha iheringi</i>	Chli	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Chlamidotecha incisa</i>	Clami	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Chlamidotecha mangueirensis</i>	Cham	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Cyprinotus tripisinosus</i>	Cypt	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Stradesia bicuspis bicuspis</i>	Str	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
Ceratopogonidae	Cer	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Chironomus</i>	Chi	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	
<i>Dicrotendipes</i>	Dic	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
<i>Goeldichironomus</i>	Goe	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0		
<i>Nilothauma</i>	Nil	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0		
<i>Parachironomus</i>	Par	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
<i>Pseudochironomus</i>	Pse	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0		

<i>Rheotanytarsus</i>	Rhe	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Rienthia</i>	Rie	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Antillocladius</i>	Ant	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Corynoneura</i>	Cor	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Cricotopus</i>	Cri	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Gymnotriocnemus</i>	Gym	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Nanocladius</i>	Nan	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Orthocladius</i>	Ort	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Thienemannia</i>	Thie	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Orthocladinae	Orth	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Ablabesmyia</i>	Abl	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Labrundinea</i>	Lab	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Larsia</i>	Lar	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Monopelopia</i>	Mon	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Nilotanypus</i>	Nilo	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Parapentaneura</i>	Para	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Pentaneura</i>	Pen	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Tanypus</i>	Tany	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Zavreliomya</i>	Zavr	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Tanypodinae	Tan	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Culicidae	Cul	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Dolichopodidae	Dol	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Stratiomyidae	Stra	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Tabanidae	Tab	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Tipulidae	Tip	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Cloeodes</i>	Clo	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1
<i>Caenis</i>	Caen	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Amphiagrion</i>	Amph	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1

<i>Boyeria</i>	Boy	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1				
<i>Epipleoneura</i>	Epi	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1					
<i>Lestes</i>	Les	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
<i>Sigara</i>	Sig	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1									
<i>Mesovelia</i>	Mes	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Notonecta</i>	Not	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Dryops</i>	Dry_ad	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1							
<i>Brachyvatus_adult</i>	Bra_ad	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Canthydrus</i>	Can	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Celina</i>	Cel	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Dytiscus</i>	Dys	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Hydacticus</i>	Hyda	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Hydroporus</i>	Hydr	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Hydrovantus</i>	Hydro	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Laccodytes_adult</i>	Lacc_ad	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Laccophilus_adult</i>	Lac_ad	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1						
<i>Megadytes</i>	Meg	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Thermonectus</i>	The	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Heterelmis_adult</i>	Her_ad	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1					
<i>Stenelmis</i>	Ste	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1							
<i>Tyletelmis_adult</i>	Tyl_ad	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Berosus</i>	Ber	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1					
<i>Deralus</i>	Der	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Enocrus</i>	Eno	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1				
<i>Helochares_adult</i>	Hel_ad	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1					
<i>Hydrobius_adult</i>	Hyd	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1						
<i>Hydrophilus</i>	Hydrop	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1				
<i>Laccobius_adult</i>	Lac	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1					

<i>Paracymus</i>	Parac	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Tropisternus_adult</i>	Tro_ad	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
Scirtidae	Sci	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
Lepidopter	Lep	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Oxyethira</i>	Oxy	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Pisidium</i>	Pis	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>Aplexa</i>	Apl	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>Physa</i>	Phy	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0
<i>Lymnaea</i>	Lym	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
<i>Anisancylus</i>	Ani	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Ferrissia</i>	Fer	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0

Referências

- Berger, E., Haase, P., Schäfer, R. B., Sundermann, A., 2018. Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Sci Total Environ.* 619, 144-154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>.
- Butakka, C. M. M., Grzybkowska, M., Pinha, G. D., Takeda, A. M., 2014. Habitats and trophic relationships of Chironomidae insect larvae from the Sepotuba River basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology.* 74, 395-407. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.26612>.
- Chapman, L. J., Schneider, K. R., Apodaca, C., Chapman, C. A., 2004. Respiratory ecology of macroinvertebrates in a swamp-river system of East Africa. *Biotropica.* 572-585.
- Dalzochio, M. S., Périco, E., Renner, S., Sahlén, G., 2018. Effect of tree plantations on the functional composition of Odonata species in the highlands of southern Brazil. *Hydrobiologia.* 808, 283-300. <http://doi.org/10.1007/s10750-017-3431-9>.

- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., Wang, B., 2017. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Sci Total Environ.* 574, 288-299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>.
- Fernández, H. R., E. Domínguez., 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidade de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Gleason, J. E., Rooney, R. C., 2018. Pond permanence is a key determinant of aquatic macroinvertebrate community structure in wetlands. *Freshwater Biol.* 63, 264-277. <https://doi.org/10.1111/fwb.13057>.
- Hamada, N., Nessimian, J. L., Querino, R. B., 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2014.
- Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L., Dorvillé, L. F. M., 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz J Biol.* 63, 269-281. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842003000200012>.
- Machado, C. P., 2016. Uma breve discussão sobre estratégias e processos de dispersão em Ostracoda. *Revista Interdisciplinar de Ciência Aplicada.* 1, 44-48.
- Mellanby, H., 1975. Animal Life in Fresh Water. *Soil Science.* 48, 357.
- Merritt, R. W., & K. W. Cummins., 1996. An introduction to the aquatic insects of North America, third edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Nolte, U., 1993. Egg masses of Chironomidae (Diptera). A review including new observations and a preliminary key. *Entomologica scandinavica Supplement* . 43,1-75.
- Pereira, D., Arruda, J. O., Menegat, R., Porto, M. L., Schwarzbald, A., Hartz, S. M., 2011. Guildas tróficas, composição e distribuição de espécies de moluscos límnicos no gradiente fluvial de um riacho subtropical brasileiro. *Biotemas.* 24, 21-36. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2011v24n1p21>.

- Pilière, A. F. H., Verberk, W. C. E. P., Gräwe, M., Breure, A. M., Dyer, S. D., Posthuma, L., Schipper, A. M., 2016. On the importance of trait interrelationships for understanding environmental responses of stream macroinvertebrates. *Freshw Biol.* 61, 181-194. <https://doi.org/10.1111/fwb.12690>.
- Rodrigues, M. E., Roque, F. D. O., Guillermo-Ferreira, R., Saito, V. S., Samways, M. J., 2018. Egg-laying traits reflect shifts in dragonfly assemblages in response to different amount of tropical forest cover. *Insect Conserv Diver.* <https://doi.org/10.1111/icad.12319>.
- Saito, V. S., Siqueira, T., Fonseca-Gessner, A. A., 2015. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? *Hydrobiologia.* 745, 167-179. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2102-3>.
- Saulino et al., 2016. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3013-2>.
- Sawaya, M. C. B., 1973. Manutenção da barata d'água gigante (gen. *Lethocerus*) no laboratório. *Boletim de Zoologia e Biologia Marinha.* 30, 613-623. <https://doi.org/10.11606/issn.2526-3366.bzbm.1973.121364>.
- Schäfer, R. B., Kefford, B. J., Metzeling, L., Liess, M., Burgert, S., Marchant, R., ... Nuggeoda, D., 2011. A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia. *Sci Total Environ.* 409, 2055-2063. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.053>.
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D., 2015. www. freshwaterecology. info—An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences *Ecol. Indic.* 53, 271-282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Serra, S. R., Cobo, F., Graca, M. A., Doledec, S., Feio, M. J., 2016. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecol. Indic.* 61, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>,
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2002. *Invertébrés d'Eau Douce*, segunda ed. CNRS editions, Paris.
- Tomanova, S., Usseglio-Polatera, P., 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundam. Appl. Limnol.* 170: 243–255.

<https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0170-0243>.

- Vilela, D. S., Ferreira, R. G., Del-Claro, K., 2016. The Odonata community of a Brazilian vereda: seasonal patterns, species diversity and rarity in a palm swamp environment. *Bioscience Journal*. 32, 486-495. <http://dx.doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-30491>.
- Wellborn, Gary A.; Capps, Erika. 2013. Establishment of a new population by a single gravid colonist: implications for *Hyalella* biogeography and speciation. *Evol Ecol*, 27, 101-111. <https://doi.org/10.1007/s10682-012-9579-x>.
- Westveer, J. J., van der Geest, H. G., van Loon, E. E., Verdonschot, P. F., 2018. Connectivity and seasonality cause rapid taxonomic and functional trait succession within an invertebrate community after stream restoration. *PloS one* 13, e0197182. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197182>.
- Zilli, F. L., Montalto, L., Marchese, M. R., 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*. 38, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.01.001>.

Anexo 2

Tabela A.2. Valores médios das variáveis ambientais mensurados nas áreas úmidas nas áreas sob influência da agricultura (A), urbanização (U) e preservadas (P). Tem= Temperatura; pH; Con= Condutividade; Tur= Turbidez OD= Oxigênio dissolvido; Pro= Profundidade; FT= Fósforo total; ST= Sólidos totais; SF= sólido fixos e CV= Cobertura vegetal.

Site	Temp (°C)	pH	Con ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Tur (UNT)	OD (mg L^{-1})	Prof (cm)	FT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	ST (mg L^{-1})	SF (mg L^{-1})	CV (%)
A1	18,24	6,43	0,03	444,6	8,86	17,33	168,68	154	51,67	4
A2	18,24	5,73	0,06	495,33	5,74	10	276,29	199,33	124	4
A3	18,23	5,47	0,03	324,33	7,85	25,67	455,76	176,33	74,67	4
A4	19,99	6,2	0,04	196,33	7,46	27,33	132,37	156,67	114	4
A5	19,86	6,19	0,03	476,67	9,21	29,67	83,56	138	61	4
A6	22	6,51	0,05	291,67	6,96	5	220,18	604,33	457,33	4
A7	20,16	6,91	0,04	88	8,14	16	184,06	215,33	147,33	4
A8	21,17	6,67	0,16	315,67	1,53	10	146,78	382	384,67	4
A9	23,92	7,62	0,09	85,7	11,79	42,33	107,58	147,33	108,67	3
A10	19,91	6,41	0,16	46,33	4,61	28,33	1977,58	316,33	260,67	4

P1	18,03	6,66	0,12	199,17	9,65	34	44,56	157	124	3
P2	20,21	6,14	0,13	212	5,96	42,33	72,61	200,33	128	3
P3	22,68	6,28	0,17	31,9	4,5	18,33	73,76	282	230,67	3
P4	24,32	6,46	0,1	42,47	6,25	27,67	61,66	182,67	110,67	1
P5	25,9	6,36	0,1	17,68	8,99	35,67	51,09	165,67	98	4
P6	23,92	6,41	0,09	239,7	8,43	10	346,23	217	65	4
P7	22,2	6,61	0,13	94,83	10,07	27,33	70,11	193	16,67	4
P8	21,68	6,26	0,11	103,63	9,26	29	88,56	194,67	95,33	4
P9	22,38	6,61	0,23	100,4	7,53	28	149,66	278	190	4
P10	21,3	6,75	0,11	65,53	7,9	29,67	170,99	179	152,33	4
U1	20,21	6,99	0,17	305,67	5,4	15,67	126,99	174,67	94	4
U2	21,28	6,96	0,16	213,67	4,95	14,33	74,15	191,67	150,33	4
U3	21,85	6,54	0,08	174,83	5,22	11,83	48,01	233	80,33	4
U4	25,19	6,88	0,07	51,17	8,69	27	57,43	228,67	108,33	4
U5	16,56	6,96	0,44	186,17	1,03	16,33	1819,45	523,33	336,67	4

U6	19,28	6,86	0,07	105	4,93	15	113,54	232	118,67	4
U7	19,29	6,86	0,13	31,6	7,05	18,33	170,41	179,33	101,67	4
U8	22,69	7,11	0,19	424,33	4,19	5	671,73	263	149,67	4
U9	24,61	7,19	0,19	41,67	9,71	12,67	274,74	221,33	201,33	4
U10	25,4	7,54	0,07	421	8,76	17,67	52,05	112,67	64	3

Anexo 3

Tabela A.3. Composição taxonômica da comunidade de invertebrados aquáticos amostrados nas áreas úmidas agrícolas (A), urbana (U) e preservadas (P) na Planície Costeira do Extremo Sul do Brasil.

		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	U1	U2	U3	U4	U5	U6	U7	U8	U9	U10
FILO ANNELIDA	Hirudinea	8	29	21	16	2	6	8	6			11	5							3	1	5	1	2	7	54	9		4	10	
	Oligochaeta	8		1	1			1								2	1														27
FILO CHELICERIFORMES	Acari		3					1																							1
FILO PLATYHELMINTHES	Turbellaria		3					1									1	1													
FILO NEMATA	Nematoda	6			1			3								1					7	93	3								
FILO ARTHROPODA	Calanoida							1																							
	Cyclopoida							7																							
SUBFILO CRUSTACEA	Amphipoda		90		19		51		28		60	17	19		8	2	3	23	24	12	126	121		28		94	163	7	11		
	<i>Hyaella</i>	3	34		9		9	130	14		24	12	12		1	2	1		10	6	17	51		6		54	3	6	8		
	<i>Chlamidoteca riograndensis</i>					1		9																		3					7
	<i>Chlamidoteca iheringi</i>					1		3			1												14		2	13				1	
	<i>Chlamidoteca incisa</i>		1																												
	Cyprididae																														
	<i>Chlamidoteca manguerensis</i>				1	1		10			2	2		2	17				27	1	1	2			1		1		2	7	
	<i>Cyprinotus tripspinosus</i>																					1									
	<i>Stradedesia bicuspis bicuspis</i>				1			40																	1		1				18
	Darwinulidae																														
	<i>Darwinula</i>							1																							
SUBFILO HEXAPODA	Ceratopogonidae			1		2									4				1		1	7	13	30		10	4		3	2	
	Ceratopogonidae sp2				1																					1					
ORDEM DIPTERA	Chironominae																														
	<i>Aedokritus</i>																														12

	<i>Chironomus</i>	1		1					1	1	3	1	21	3	1		1		
	<i>Dicrotendipes</i>						1						4						
	<i>Goeldichironomus</i>																1		
	<i>Nilothauma</i>											1							
	<i>Parachironomus</i>	4						1		1			4				54		
	<i>Pseudochironomus</i>									1	4		7		2				
	<i>Reotanytarsus</i>									1									
	<i>Rienthia</i>					2			3	5	10		1		9	7	1	1	
	<i>Antillocladius</i>											1							
	<i>Corynoneura</i>					12	1				2			1		3			
	<i>Cricotopus</i>													1					
	<i>Gymnotriocnemus</i>											1							
Orthocladinae	<i>Nanocladis</i>					1							3						
	<i>Orthocladus</i>	34		2	1			6	4		1								
	<i>Thienemannia</i>		1					1											
	Orthocladinae													9					
	<i>Ablabesmyia</i>			2		2		1				5			5	1	1	4	
	<i>Labrudinea</i>			2	13							2							
	<i>Larsia</i>					2						1						1	
	<i>Monopelopia</i>					1		1				1							
	<i>Nilotanypus</i>		1		18					1		6	1		2	1		1	
Tanypodinae	<i>Parapentaneura</i>		9		3														
	<i>Pentaneura</i>		2										7						
	<i>Tanypus</i>												1					1	
	<i>Zavreliomya</i>			3															
	Diptera_pupa		2						1	1		1	1	1	1	2		1	5
	Tanypodinae		7	2	1	6		1	1			2	1		2				
Culicidae	Culicidae											1							
Dolichopodidae	Dolichopodidae																1	2	
Stratiomyidae	Stratiomyidae												1				1		
Tabanidae	Tabanidae					1						3							
	Chironomidae_pupa									1									
Tipulidae	Tipulidae		1		1						2		2						

ORDEM EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	4							4		5	2	11		1		3														
		Baetidae								8	7	1	1	2	6	5	9	4	4	18												
	Caenidae	<i>Caenis</i>															10	2	12	1												
ORDEM ODONATA	Leptoplhebiidae	<i>Askola</i>			2	1																										
		Ephemeroptera	3	2	1																1											
	Aeshinidae	<i>Castoraeshna</i>																			1											
		<i>Triacanthagyna</i>																2		1		2										
		<i>Amphiagrion</i>					3																									
	Coenagrionidae	<i>Boyeria</i>																			1											
		<i>Epipleoneura</i>																			2		1									
	Familia Lestidae	<i>Lestes</i>			3																											
	Libellulidae	<i>Erythemis</i>																					1									
		<i>Erythrodiplax</i>				4	2	3					1									2		1								
		<i>Idioneura sp1</i>																				3	2		1							
	Protoneuridae	<i>Idioneura sp2</i>																				2	1									
		<i>Peresticta</i>																					4									
		Odonata																							2							
		<i>Belastoma sp1</i>			1			4																	2	7						
	Belastomatidae	<i>Belastoma sp2</i>																														
	<i>Lethocerus</i>																															
ORDEM HEMIPTERA	Cicadellidae	Cicadellidae	3				2					1	16																			
		<i>Glaenocorixae</i>						20																								
	Corixidae	<i>Heterocorixa</i>			3		11	2																		2						
		<i>Sigara</i>																									9					
		Corixida	1				31	17		2	2																2					
	Hebridae	<i>Hebrus</i>				1																										
	Mesovelidae	<i>Mesovelia</i>							2																							
		<i>Notonecta</i>			1			3	4																		5	26	6	3		
	Notonectidae	<i>Monogobia</i>																														
		Notonectidae	1																													
	Pleidea	<i>Paraplea</i>			1	1		4	3	1																						
	Hemiptera	Hemiptera					16	1		1	4																					
	Curculionidae	Curculionidae sp1	2	1		3	6	2	1		3																					
		Curculionidae sp2																														

ORDEM
COLEOPTERA

Dryopidae	<i>Dryops</i>		1						1												
	<i>Dryopis</i> sp2								1												
	<i>Brachyvatus</i>		1																		
	<i>Canthydrus</i>											2									
	<i>Celina</i>							3				3			10						
	<i>Dytiscus</i>													1							
	<i>Hydacticus</i>									1											
	<i>Hydroporus</i>												2								
	Dysticidae	<i>Hydrovantus</i>											4		1	3	1	7			
		<i>Laccodytes</i>		3														1			
<i>Laccophilus</i>				1	7	17									1		1				
<i>Megadytes</i> sp1								1					1			1	2				
<i>Megadytes</i> sp2													1								
Pupa Dysticidae										10											
<i>Thermonectus</i>				3																	
<i>Heterelmis</i>				1																	
Elmidae		<i>Stenelmis</i>	1																		
		<i>Tyletelmis</i>														1					
Gyrinidae	<i>Gyretes</i>														2						
	<i>Berosus</i>												1			2					
	<i>Deralus</i>																5				
	<i>Enocrus</i>														2						
	<i>Helochares</i>														1						
	<i>Hydrobius</i>		1																		
Hydrophilidae	<i>Hidrobilus</i>			1																	
	<i>Laccobius</i>		2	1																	
	<i>Paracymus</i>					2															
	<i>Tropisternus</i>		4			1		1	14		1	4	2	4		1		4	1	15	
	<i>Tropisternus</i>			1		5														1	
	<i>Hydrocanthus</i>															1		1		1	
	<i>Hydrophilus</i>		1	1						2				2							
	<i>Hydrocanthus</i>																				
	Noteridae	<i>Siolius</i>																			
		<i>Suphis</i>																	2		1

ORDEM
LEPIDOPTERA
ORDEM
TRICHOPTERA
FILO MOLLUSCA

	<i>Suphisellus sp1</i>			2			3		5									4							
	<i>Suphisellus sp2</i>																	2							
Scirtidae	Scirtidae	7			1								1	5					1						
Ordem Lepidoptera	Lepidoptera		10		1		1		1		2						1								
Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i>	2			1		7		12		1			1		6	2	8	1	3					
Corbiculidae	<i>Pisidium</i>																		1	1					
Physidae	<i>Aplexa</i>				3		6				1						3			1					
	<i>Physa</i>								1																
	<i>Antillorbis sp1</i>			2	8	2			6		2	1	6	1		5									
	<i>Antillorbis sp2</i>										7														
Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>					1	2	3	15		3			5	4		9		13	1	7				
	<i>Drepanotrema sp1</i>	1	12				1	2			6	1	10		22	3	1	72	15	13	13	1	3	5	249
	<i>Drepanotrema sp2</i>										4	5	2		11									4	2
	<i>Drepanotrema sp3</i>																							25	
Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>			1																					
Ampullaridae	<i>Pomacea</i>				1																			1	1
Ancylidae	<i>Anisancylus</i>																	1							
	<i>Ferrissia</i>							1	1																

Tabela A.4. Resultados das Análises de Variância Anova (*One-way*) e Kruskal-Wallis quanto à diferença entre as áreas agrícolas, urbanas e naturais para cada categoria de característica. Os valores de p resultante da análise de ANOVA são expressos com *.

Traço	Categoria de traço	p-valor
Tamanho do corpo	<0,25	0,443
	0,25-0,5	0,006
	0,50-1,0	0,009
	>1,0	0,919
Hábitos alimentares	Coletor	0,045
	Fragmentador	0,003
	Raspador	0,014
	Predador	0,461
Reprodução	Ovoviviparidade	0,269
	Ovos isolados, livres	0,103
	Ovos isolados, cimentados	0,119
	Massas de ovos, cimentadas ou fixas	0,007
	Massas de ovos, livres	0,649
	Massas de ovos, na vegetação	0,842
	Massas de ovos, fixas	0,712
	Reprodução assexuada	0,328
Modo de respiração	Tegumento	0,018
	Brânquias	0,012
	Plastrão/ Espiráculo	0,821
	Estigmas	0,217
	Vesículas hidrostáticas	0,097
Estágio aquático	Ovo	0,012
	Larva	0,018
	Ninfa	0,979
	Adulto	0,217
Forma de resistência	Ovos, estoblastos	0,044
	<i>Cocoon</i>	0,047
	Casulo	0,026*
	Diapausa ou dormência	0,322
	Nenhuma	0,054
Forma do corpo	Cilíndrico	0,034
	Achatado	0,423
	Concha	0,127
	Hidrodinâmico	0,138

Modo de dispersão	Aquática	0,061*
	Aérea	0,263*
