

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Biociências

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dissertação de Mestrado

Resposta dos macroinvertebrados bentônicos a variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade em riachos expostos a múltiplas perturbações no sul do Brasil

Leticia Rosa Frizzo

Porto Alegre, 2019

Resposta dos macroinvertebrados bentônicos a variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade em riachos expostos a múltiplas perturbações no sul do Brasil

Leticia Rosa Frizzo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora:

Prof.^a. Dr^a Catarina da Silva

Pedrozo

Comissão Examinadora

Prof.^a. Dr^a Simone Caterina Kapusta

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Prof. Dr^a Luciane Oliveira Crossetti

Porto Alegre, 2019

CIP - Catalogação na Publicação

Frizzo, Leticia Rosa
Resposta dos macroinvertebrados bentônicos a
variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e
pluviosidade em riachos expostos a múltiplas
perturbações no sul do Brasil / Leticia Rosa Frizzo.
-- 2019.
81 f.
Orientador: Catarina da Silva Pedrozo.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2019.

1. Macroinvertebrados Bentônicos. 2. Atributos. 3.
Variáveis Ambientais. 4. Uso do Solo. 5. Pluviosidade.
I. da Silva Pedrozo, Catarina, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos;

A CGTEE por fomentar os estudos realizados na bacia do Arroio Candiota;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PPG-Ecologia, UFRGS) por todo o apoio e suporte fornecido;

A professora, bióloga, mestre em Biociências (zoologia) e doutora em Ecologia e Recursos Naturais Catarina da Silva Pedrozo, pela orientação;

A professora, mestre e doutora em Ecologia Silvia Vendruscolo Milesi que aceitou me coorientar mesmo que informalmente;

A bióloga e mestre em Ecologia Suzana Maria Fagundes de Freitas por ter me acolhido na UFRGS e pelos anos de convivência e troca de conhecimento. Aprendi muito com você e certamente sou uma pessoa e profissional melhor graças aos seus ensinamentos. Além disso agradeço por compartilhar o material e os dados de macroinvertebrados bentônicos que permitiram a realização da presente dissertação;

Ao colega e amigo Lisandro Becker Garcia pelos conhecimentos compartilhados e pela amizade e parceria;

Ao professor, geógrafo, mestre em Ecologia e doutor em Agronegócios Heinrich Hasenack pelo fornecimento e auxílio com os dados de uso e cobertura do solo;

A técnica em Meio Ambiente Verinha (Vera Souza), que possui “olhos de lince”, pelo auxílio na triagem e separação dos organismos;

A todos que participaram do projeto de Monitoramento de Bioindicadores Ambientais Aquáticos e Terrestres na bacia do Arroio Candiota;

Aos funcionários do Centro de Ecologia, onde realizei o presente trabalho pelo café quentinho, água gelada e conversa acolhedora de todos os dias;

A Silvana Barzotto e a Paula Flores que sempre estão de prontidão na secretária do PPG e são muito solícitas na resolução de qualquer problema;

Aos professores do PPG-Ecologia pelas experiências e conhecimento compartilhado;

Aos colegas do PPG pelos conselhos, ombro amigo e parceria dentro e fora da sala de aula e dos laboratórios, em especial a toda a turma que entrou no PPG no ano de 2015. Cada um em suas diferenças foi muito especial para tornar estes dois anos mais leves;

A minha família que sempre me ensinou a respeitar as pessoas e a me respeitar e esteve do meu lado ao longo de toda a minha caminhada, me incentivando e tornando mais fácil a realização dos meus sonhos. Eu amo muito vocês!

Ao meu namorado Manuel, que esteve comigo ao longo de todas as noites mal dormidas, fazendo café, trazendo comida e fornecendo seu ombro para eventuais (e frequentes) choros. Além de auxiliar na formatação da dissertação enquanto eu surtava. Eu te amo, muito obrigada por estar incondicionalmente do meu lado me apoiando e por nunca dizer o que eu quero, mas sempre dizer o que eu preciso ouvir;

Ao meu avô, que partiu cedo demais, mas deixou lembranças muito boas, nas quais eu me apoio nas horas difíceis;

Aos amigos que deixei em Caxias do Sul em especial a Tatá e a Duda que me acompanharam durante a graduação e até hoje estão sempre dispostas a me encontrar quando vou para lá, para rir e chorar;

Aos amigos Joice, Bruno, Edna, Tai e Nicolas, pelas pizzas, risadas e tudo mais;

Aos amigos que fiz aqui em Porto Alegre: Fernando, Nathaly, Tiago, em especial a Isa, e o Bis que me acolheram na sua casa em um momento muito difícil para mim. Obrigada pela amizade;

Ao pessoal do vôlei, que seja pelas conversas antes ou mesmo pela partida de vôlei, brincadeiras e risadas, tornam as segundas feiras mais leves e divertidas;

A todos que passaram pela minha vida, aos que se foram e aos que ficaram. O que sou hoje é resultado de todas as experiências boas e ruins que me foram proporcionadas pelas pessoas que tive oportunidade de conhecer;

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O crescimento econômico e diversificação das atividades antrópicas levam a conversão de paisagens naturais em paisagem modificadas, causando inúmeras alterações físicas e químicas em riachos e conseqüentemente afetando a biota. Dentre os principais organismos utilizados na avaliação da integridade ambiental em riachos, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos. O presente estudo objetiva avaliar a resposta taxonômica e dos atributos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos às variáveis ambientais, ao uso e cobertura do solo e a pluviosidade em riachos sujeitos a múltiplas perturbações na bacia do Arroio Candiota, RS, Brasil. Foram coletados macroinvertebrados bentônicos e mensuradas variáveis ambientais, o percentual de usos e cobertura de solo e a pluviosidade em cinco estações amostrais em riachos localizados na bacia hidrográfica do Arroio Candiota durante três anos e meio. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos responde a alteração nas variáveis tanto temporal quanto espacialmente. Dos compartimentos avaliados, o percentual de usos e cobertura de solo é o maior responsável pela variação tanto taxonômica quanto nos atributos dos organismos. A maior parte das famílias de macroinvertebrados bentônicos apresenta associação positiva com o percentual de vegetação nativa e negativa com alguns usos antrópicos do solo, metais no sedimento e pluviosidade. A família nauididae apresenta associação positiva com áreas agrícolas. As associações entre os atributos dos organismos e as variáveis analisadas indica que os macroinvertebrados bentônicos respondem principalmente a alterações no meio físico nos locais avaliados. As alterações no meio físico estão associadas principalmente ao acúmulo de sedimentos e hidróxidos metálicos como consequência da alteração nos usos e cobertura do solo nas sub-bacias analisadas. Para mitigar as perturbações verificadas, sugere-se a recuperação da vegetação ciliar, bem como medidas para amenizar a drenagem acida de mina.

Palavras Chave: Macroinvertebrados Bentônicos, Atributos, Variáveis Ambientais, uso do solo, pluviosidade.

Abstract

Economic growth and diversification in anthropic activities lead to the conversion of natural landscapes into modified landscapes, causing numerous physical and chemical alterations in streams and thus, affecting the biota. Among the main organisms used in assessment of environmental integrity in streams, benthic macroinvertebrates stand out. This study aims to evaluate the benthic macroinvertebrates taxonomic and community traits response to environmental variables, land use and, land cover and rainfall in streams affected by multiple disturbances in Candiota stream basin, RS, Brazil. Benthic macroinvertebrates were collected and environmental variables, percentage of land use and cover, and rainfall were measured in five sampling stations in streams located in Candiota stream watershed for three and a half years. The benthic macroinvertebrate community responds to changes on analyzed variables both temporally and spatially. Of the evaluated compartments, the percentage of land use and cover is the major responsible for the variation in both taxonomic and organisms' traits. Most families of benthic macroinvertebrates are positively associated with the percentage of native vegetation and negatively with some anthropogenic land uses, sediment metals and rainfall. The Naididae family has a positive association with agricultural areas. The associations between organisms' traits and the variables analyzed indicate that benthic macroinvertebrates respond mainly to changes in the physical environment at the evaluated sites. Changes in the physical environment are mainly associated with the accumulation of sediments and metallic hydroxides because of the change in land use and cover in the analyzed sub-basins. To mitigate the disturbances, it is suggested the recovery of riparian vegetation, as well as measures to mitigate acid mine drainage.

Keywords: Benthic macroinvertebrates, Traits, Environment variables, Land use, Rainfall.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	11
Introdução Geral	12
Referências - Introdução geral	17
Capítulo 1	22
Introdução	23
Material e Métodos	26
Área de estudo.....	27
Coleta de dados.....	28
Análise de dados	29
Resultados	32
Variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade.....	32
Composição taxonômica e funcional dos macroinvertebrados bentônicos	36
Resposta dos atributos e taxonômica as variáveis.....	37
Discussão	41
Referências – Capítulo 1	46
Agradecimentos	61
Considerações finais	62
Anexos	63

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1. Localização das estações amostrais (E.A.) e usos do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil, modificado Farias et al. (2015).</i>	27
<i>Figura 2. Partição da variância dos modelos. Círculos representam partição da variância na composição taxonômica (A) e nos atributos (B) dos macroinvertebrados bentônicos pelos preditores de variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade separadamente. Áreas de sobreposição entre círculos representam a variância compartilhada entre preditores.</i>	36
<i>Figura 3. Análise de redundância das famílias de macroinvertebrados com as variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade. Em cinza as famílias de macroinvertebrados bentônicos: Aeg – Aeglidae; Aes.- Aeshnidae, Amp - Ampularidae; Anc - Ancylidae; Ath - Athericidae; Bae - Baetidae; Bel - Belostomatidae; Cae - Caenidae; Cala - Calamoceratidae; Calo - Calopterygidae; Cer - Ceratopogonidae; Cha - Chaoboridae; Chi - Chironomidae; Coc - Cochliopidae; Coe - Coenagrionidae; Cori - Corixidae; Cory - Corydalidae; Cul - Culicidae; Cyr - Cyrenidae; Dix - Dixidae; Dog - Dogielinotidae; Dol - Dolichopodidae; Dry - Dryopidae; Dug - Dugesiididae; Dyt - Dytiscidae; Ecn - Ecnomidae; Elm - Elmidae; Emp - Empididae; Enc - Enchytraeidae; Eph - Ephemeridae; Gel - Gelastocoridae; Ger - Gerridae; Glossi - Glossiphonidae; Glosso - Glossosomatidae; Gom - Gomphidae; Gri - Gripopterygidae; Gyr - Gyrinidae; Hal - Haliplidae; Heb - Hebriidae; Hel - Helicopsychidae; HyPh - Hydrophilidae; HyPs - Hydropsychidae; HyPt - Hydroptilidae; Hyr - Hyriidae; LeCe - Leptoceridae; LeHy - Leptohephyidae; LePh - Leptophlebiidae; Lib - Libellulidae; Lut - Lutrochidae; Lym - Lymnaeidae; Mes - Mesovelidae; Mus - Muscidae; Nai - Naididae; Nar - Narapididae; Nau - Naucoridae; Not - Notonectidae; Odo - Odontoceridae; Per - Perlidae; Phil - Philopotamidae; Phys - Physidae; Pla - Planorbidae; Ple - Pleidae; Polyc - Polycentropodidae; Polym - Polymitarciidae; Pse - Psephenidae; Psy - Psychodidae; Pti - Ptilodactylidae; Pyr - Pyralidae; Sci - Scirtidae; Sim - Simuliidae; Sph - Sphaeriidae; Str - Stratiomyidae; Syr - Syrphidae; Tab - Tabanidae; Tip - Tipulidae; Vel – Veliidae. Em preto as variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade: OxD – oxigênio dissolvido; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; Tem – temperatura; PbS – chumbo total no sedimento; CdS - cádmio total no sedimento; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; Sil – silte, VegNat - vegetação nativa; CamDeg – campo degradado; Agr – agricultura; Min – mineração e PIM – pluviosidade.</i>	38

Figura 4. Associações positivas (vermelho) e negativas (azul) entre os atributos dos macroinvertebrados: FFG – grupos alimentares funcionais; CG - coletores; Ft - filtradores; Pc - brocadores; Pr - predadores; Sc - raspadores; Sh - fragmentadores; RESP - respiração; Aérea – aérea; Branq - brânquial; Palas – através de palastrão; Tegu - tegumentar; REP - reprodução; Ov_Fix – oviposição fixa; Ov_Liv – oviposição livre; Ov_Terr – oviposição terrestre; Ovovi - Ovovivípara; Ass - assexuada; LOC – locomoção/hábito; Cava - cavador; Nada - nadador; Rasteja - rastejador; Temp_Fix – temporariamente fixo; SUBS – substrato preferencial; Areia - areia; Detrit_Org – detritos orgânicos; Roch_Pedr – rochoso/pedregoso; Silte - silte; Veg – substrato vegetal; e as variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade mensal. OxD – oxigênio dissolvido; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; Tem – temperatura; Nit – nitrogênio amoniacal; Cu – cobre dissolvido; PbS – chumbo total no sedimento; CdS - cádmio total no sedimento; CuS – cobre total no sedimento; NiS – níquel total no sedimento; Gra – grânulo; Sil – silte; VegNat - vegetação nativa; CamDeg – campo degradado; Agr – agricultura; Urb – área urbana; Min – mineração e PlM – pluviosidade..... 40

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1. Atributos dos macroinvertebrados bentônicos.....</i>	30
<i>Tabela 2. Valores máximos, mínimos, média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade levantadas nas estações amostrais estudadas.</i>	33
<i>Tabela 3. Porcentagem dos usos do solo em cada estação amostral (E.A.)</i>	35

Introdução Geral

Ecosistemas fluviais vêm sendo amplamente impactados direta ou indiretamente por atividades antrópicas, o que se deve principalmente à sua forte conexão com a paisagem em seu entorno (Fausch, Baxter & Murakami, 2010). A modificação do uso e cobertura do solo no entorno de riachos afeta os mesmos através de múltiplas perturbações (Castro, Dolédec & Callisto, 2018), ou seja, diversos fatores de perturbação de origem natural ou antrópica, atuando simultaneamente no mesmo local. Dentre as principais fontes de alteração no uso e cobertura do solo que podem impactar riachos podemos destacar: remoção da vegetação natural, silvicultura, urbanização, mineração e agricultura (Anderson & Poage, 2014; Chu *et al.* 2014; Johnson & Angeler, 2014; He *et al.* 2015; Parr *et al.* 2015; Wooster, Miller & DeBano, 2016), que afetam riachos indiretamente por meio do escoamento superficial (Gerhardt, Bisthoven & Soares, 2004; Kaushal & Belt 2012) ou por meio de despejos diretos, como por exemplo, esgoto tratado ou não tratado (Weyrauch *et al.* 2010). O aumento nos acumulados de chuva é outro fator que pode intensificar os efeitos da conversão de áreas naturais em outros usos, visto que aumenta o escoamento superficial e a erosão (Wantzen *et al.* 2008) e por consequência, aumenta a concentração de sólidos suspensos (Lewis *et al.* 2005).

A conversão do uso e cobertura do solo para sistemas agrícolas, pode causar aumento da entrada de sedimentos, nutrientes e pesticidas, alterações no fluxo dos riachos e degradação e homogeneização dos habitats (Chará-Serna *et al.* 2015). Semelhante a sistemas agrícolas, a produção de madeira (silvicultura) também resulta em um aumento no aporte de sedimentos finos (McCord, Grippo & Eagle, 2007) que com o tempo começam a formar depósitos que levam a perda de diversos potenciais micro-habitats para fauna. Onde ocorre exploração de minérios uma das principais perturbações nos riachos é a drenagem ácida da mina (DAM), que aumenta a acidez (muitas vezes pH 3) e as concentrações de metais dissolvidos (por exemplo, Al, Cu, Fe, Zn) e, em muitos casos, leva a formação de precipitados de hidróxidos metálicos que cobrem os substratos naturais (Hogsden & Harding, 2012). Juntamente com o estabelecimento de atividades, como a mineração e por exemplo, produção de energia através de minérios como o carvão, há um aumento na demanda de mão de obra o que faz com que áreas urbanas se estabeleçam, ou sejam ampliadas. Áreas urbanas podem exercer influência direta (pelo lançamento direto de efluentes, como esgoto, tratados ou não tratados) e/ou indireta em

riachos por meio do escoamento superficial (Weyrauch *et al.* 2010). As principais perturbações decorrentes de áreas urbanas são aumento dos processos erosivos e magnitude dos pulsos de inundação, aporte de nutrientes, poluição tóxica, temperatura, largura e profundidade do canal, correnteza e proporção de espécies tolerantes de organismos aquáticos (Walsh *et al.* 2005).

Mudanças no uso e cobertura do solo no entorno de riachos podem afetar e modificar teias tróficas inteiras associadas a eles. Diferentes fontes de modificações podem causar diferentes respostas das comunidades biológicas. De acordo com Hogsden & Harding (2012), em riachos afetados por DAM, por exemplo, ocorre diminuição na diversidade de algas e macroinvertebrados bentônicos e substituição de espécies sensíveis por espécies tolerantes a acidez. Por outro lado, a comunidade perifítica é mais afetada pela precipitação de hidróxidos de metal do que pela acidez em si. Além de alterações em nível taxonômico, as comunidades também respondem funcionalmente pelo aumento do número de predadores e diminuição de outros grupos (filtradores, fragmentadores e raspadores) (Hogsden & Harding, 2012). DAM também pode causar redução em grupos que respiram por brânquias, pois precipitados de hidróxidos de metal podem causar entupimento das estruturas respiratórias (Hogsden & Harding, 2012).

O aumento no aporte de nutrientes em ecossistemas fluviais, devido a conversão do uso e cobertura do solo em áreas agrícolas e urbanas pode levar a um incremento na produção de biomassa autotrófica e aumentar a riqueza de espécies (Wagenhoff *et al.* 2011). Por outro lado, pode resultar em eutrofização causando efeitos negativos indiretos e as vezes até efeitos tóxicos diretos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, particularmente em grupos mais sensíveis (por exemplo: ephemeroptera, plecoptera e trichoptera (Elbrecht *et al.* 2016)). Atividades agrícolas e o aumento de áreas urbanas incrementam o aporte de sedimentos em riachos levando a redução na penetração de luz e diminuindo a produtividade primária, levando a um decréscimo na qualidade nutricional do perifiton e prejudicando os organismos que dele se alimentam (principalmente raspadores) (Quinn *et al.* 1997). Pode também causar danos a partes do corpo dos organismos em situações extremas (por exemplo, abrasão), entupimento de estruturas respiratórias, soterramento e redução na disponibilidade de habitats que são preenchidos ou cobertos por sedimentos finos (Jones *et al.* 2012). Embora alguns organismos sejam prejudicados pelo aumento no aporte de sedimentos finos, o aumento na concentração de

partículas orgânicas associadas a esses sedimentos pode favorecer filtradores e organismos que se alimentam de depósitos (Jones *et al.* 2012).

Além da conversão da paisagem em atividades antrópicas, a remoção da vegetação natural no entorno dos riachos pode causar alterações nos corpos d'água, principalmente por mudanças na fonte primária de nutrientes. (Sweeney & Newbold, 2014). Em riachos sombreados com vegetação ripária preservada a fonte primária de nutrientes é basicamente alóctone proveniente da entrada de folhas, frutos e galhos nos corpos d'água (Bojsen & Barriga, 2002), podendo levar, por exemplo, a um aumento em organismos fragmentadores. Por outro lado, quando a vegetação ripária é removida, a entrada de matéria alóctone é drasticamente reduzida e a incidência de luz aumenta, causando um acréscimo na produtividade primária (fonte primária de nutrientes autóctone) e favorecendo grupos que se alimentam destes organismos (principalmente raspadores) (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2014).

A discussão sobre a importância da utilização de critérios integrados na avaliação de perturbações antrópicas em ecossistemas fluviais, além de medidas físicas e químicas, não é recente. De acordo com Buss, Baptista & Nessimian (2003) desde a década de 1970 tem-se discutido a respeito de métricas alternativas na identificação de respostas dos ecossistemas de água doce a perturbações. Desde então, inúmeras métricas e organismos vem sendo testados. Dentre os organismos mais utilizados para avaliar respostas a perturbações em ecossistemas fluviais, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos. Além de responderem a diferentes fontes e graus de perturbação tanto de origem natural quanto de origem antropogênica, macroinvertebrados bentônicos são ubíquos, possuem um grande número de espécies, não possuem grande motilidade, representando as condições do local de coleta (Buss Baptista & Nessimian, 2003), estes organismos são representados por diversos grupos (ninfas de insetos, moluscos, crustáceos, platelmintos, por exemplo) o que resulta em uma gama de atributos variados respondendo a perturbações no ambiente.

Dentre as principais abordagens utilizadas para avaliar respostas dos macroinvertebrados bentônicos, destacam-se a abordagem taxonômica (Wipfli, Hudson & Caouette, 1998; Hering *et al.* 2006) e a de atributos (Poff, 1997; Lamouroux, Dolédec & Gayraud, 2004; Bonada, Dolédec & Statzner, 2007) da biota. A abordagem taxonômica se baseia principalmente na sensibilidade que diferentes táxons possuem a alterações

ambientais provenientes de diferentes fontes (Gerhardt, Bisthoven & Soares, 2004, Hepp *et al.* 2010). Enquanto abordagens baseadas em atributos levam em consideração características da biota e como, por meio dessas características, os organismos interagem com o ambiente e respondem a alterações ambientais (Dolédec & Statzner, 2008; Lange, Townsend & Matthaei, 2014).

Segundo Menezes, Baird & Soares (2010) abordagens baseadas em atributos de macroinvertebrados bentônicos apresentam certas vantagens em relação a métricas exclusivamente taxonômicas que são normalmente utilizadas. Diferentemente de métricas taxonômicas, atributos permitem o estabelecimento de relações causais com estressores e integram flutuações naturais, não apresentam restrições regionais, facilitando generalizações para diferentes tipos de sistemas fluviais (Dolédec, Statzner & Bournard, 1999; Menezes, Baird & Soares, 2010). A estrutura da comunidade baseada em atributos é mais estável ao longo de gradientes ambientais, ao contrário da estrutura baseada somente na taxonomia, que pode variar significativamente com as diferenças geológicas e altitudinais (Bossche & Usseglio-Polatera, 2005; Menezes, Baird & Soares, 2010). Sendo assim, a avaliação de respostas da biota a alterações ambientais por meio de atributos pode vir a complementar a resposta taxonômica, mais comumente utilizada.

O bioma pampa vem sofrendo severas alterações no uso e cobertura do solo em decorrência principalmente de agricultura e silvicultura (Lupatini *et al.* 2013), estima-se que metade da vegetação natural foi removida e convertida em outros usos (Pillar *et al.* 2009). A bacia do Arroio Candiota está situada a sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, no bioma pampa e além de sofrer influência de atividades que afetam o bioma como um todo, como agricultura e silvicultura, uma das maiores minas de carvão a céu aberto do Brasil está situada na área de influência da bacia do Arroio Candiota. Devido a magnitude das alterações neste bioma, faz-se necessário o estudo de como a conversão no uso e cobertura do solo por diferentes atividades afeta os riachos nessa região.

A presente dissertação é composta por um capítulo, escrito no formato de artigo, que objetiva avaliar as respostas taxonômica e dos atributos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos a variáveis ambientais, aos usos e cobertura do solo e a pluviosidade em riachos sujeitos a múltiplas perturbações na bacia do Arroio Candiota. Os dados utilizados na presente dissertação integram o projeto de Monitoramento de Bioindicadores Ambientais Aquáticos e Terrestres na bacia do Arroio Candiota, realizado

pelo Centro de Ecologia na área de influência da usina termelétrica Presidente Médici (CGTEE) em Candiota, RS. Os dados de macroinvertebrados bentônicos são de propriedade e responsabilidade técnica de Suzana Maria Fagundes de Freitas que gentilmente os compartilhou para a realização da presente dissertação. Os dados de física e química da água são de responsabilidade técnica de Maria Teresa Monica Raya Rodriguez e os dados do sedimento são de responsabilidade técnica de Nelson Augusto Flores Machado e foram extraídos dos relatórios técnicos , produtos do projeto citado acima (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b).

Referências - Introdução geral

- Anderson P.D. & Poage N.J. (2014) The Density Management and Riparian Buffer Study: A large-scale silviculture experiment informing riparian management in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* **316**, 90–99.
- Bojsen B.H. & Barriga R. (2002) Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* **47**, 2246–2260.
- Bonada N., Dolédec S. & Statzne, B. (2007) Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* **13**, 1658–1671.
- Bossche J.V. & Usseglio-Polatera P. (2005) Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia* **551**, 253–271.
- Buss D.F., Baptista D.F. & Nessimian J.L. (2003) Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública* **19**, 465–473.
- Castro D.M.P., Dolédec S. & Callisto M. (2018) Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators* **84**, 573-582.
- Ceneviva-Bastos M. & Casatti L. (2014) Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. *Limnologia* **46**, 9–21.
- Chará-Serna A.M., Chará J., Giraldo L.P., Zúñiga M.C. & Allan D. (2015) Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia : a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshwater Science* **34**, 727–740.

- Chu L., Wang W., Zhu R., Yan Y., Chen Y. & Wang L. (2014) Variation in fish assemblages across impoundments of low-head dams in headwater streams of the Qingyi River, China: effects of abiotic factors and native invaders. *Environmental Biology of Fishes* **98**, 101–112.
- Dolédec S., Stazner B. & Bournard M. (1999) Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* **42**, 737-758.
- Dolédec S. & Stazner B. (2008) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* **53**, 617–634.
- Elbrecht V., Beermann A.J., Goessler G., Neumann J., Tollrian R., Wagner R., *et al.* (2016) Multiple-stressor effects on stream invertebrates: A mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology* **61**, 362–375.
- Fausch K.D., Baxter C. V. & Murakami M. (2010) Multiple stressors in north temperate streams: Lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater Biology* **55**, 120–134.
- FLE - Fundação Luiz Englert (2012a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.
- FLE - Fundação Luiz Englert (2012b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.
- FLE - Fundação Luiz Englert (2012c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2012d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório

parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2015a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2015b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

Gerhardt A., Bisthoven J. & Soares A.M.V.M. (2004) Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioral toxicity bioassay. *Environmental Pollution* **130**, 263-274.

He F., Jiang W., Tang T. & Cai Q. (2015) Assessing impact of acid mine drainage on benthic macroinvertebrates: can functional diversity metrics be used as indicators? *Journal of Freshwater Ecology*.

Hepp L.U., Milesi S.V., Biasi C. & Restello R.M. (2010) Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* **27**, 106–113.

Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz S. & Verdonschot P.F.M. (2006) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* **51**, 1757–1785.

Hogsden K.L. & Harding J.S. (2012) Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. *Freshwater Science* **31**, 108–

- Johnson R.K. & Angeler D.G. (2014) Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators* **45**, 386–393.
- Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L., Sear D.A., Naden P.S. & Armitage P.D. (2012) The Impact of Fine Sediment on Macroinvertebrates. *River Research and Applications* **28**, 1055–1071.
- Kaushal S.J. & Belt K.T. (2012) The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems* **15**, 409–435.
- Lamouroux N., Dolédec S. & Gayraud S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* **23**, 449–466.
- Lange K., Townsend C.R. & Matthaei C.D. (2014) Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology* **59**, 2431–2446.
- Lupatini M., Jacques R.J.S., Antonioli Z.I., Suleiman A.K.A., Fulthorpe R.R. & Roesch L.F.W. (2013) Land-use change and soil type are drivers of fungal and archaeal communities in the Pampa biome. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **29**, 223–233.
- McCord S.B., Grippo R.S. & Eagle D.M. (2007) Effects of silviculture using best management practices on stream macroinvertebrate communities in three ecoregions of Arkansas, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* **184**, 299–311.
- Menezes S., Baird D.J. & Soares A.M.V.M. (2010) Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* **47**, 711–719.
- Parr T.B., Cronan C.S., Ohno T., Findlay S.E.G., Smith S.M.C. & Simon K.S. (2015) Urbanization changes the composition and bioavailability of dissolved organic matter in headwater streams. *Limnology and Oceanography* **60**, 885–900.

- Pillar V.P., Müller S.C., Castilhos Z.M.S. & Jacques A.V.A. (Eds.) (2009) *Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Brasília, 403 p.
- Poff N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **16**, 391-409.
- Quinn J.M., Cooper A. B., Stroud M. J. & Burrell G. P. (1997) Shade effects on stream periphyton and invertebrates: an experiment in streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **31**, 665-683.
- Sweeney B.W. & Newbold J.D. (2014) Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* **50**, 560-584.
- Wagenhoff A., Townsend C.R., Phillips N. & Matthaei C.D. (2011) Subsidy-stress and multiple-stressor effects along gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients in a regional set of streams and rivers. *Freshwater Biology* **56**, 1916–1936.
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. & Morgan R.P. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 706–723.
- Weyrauch P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K. & Rouault P. (2010). Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water research* **44**, 4451-4462.
- Wipfli M.S., Hudson J. & Caouette J. (1998) Influence of salmon carcasses on stream productivity: response of biofilm and benthic macroinvertebrates in southeastern Alaska, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1503–1511.
- Wooster D., Miller S.W. & DeBano S.J. (2016) Impact of season-long water abstraction on invertebrate drift composition and concentration. *Hydrobiologia* **772**, 15–30.

Capítulo 1

Resposta dos macroinvertebrados bentônicos a variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade em riachos expostos a múltiplas perturbações no sul do Brasil

Leticia Rosa Frizzo¹

Introdução

Uma das principais ameaças aos recursos hídricos é a transformação antropogênica da paisagem. Riachos, que servem como sistema de drenagem para o ambiente terrestre, são particularmente vulneráveis a perturbações induzidas pela conversão da paisagem natural. (Johnson, Smith & McMichael, 2012). Devido ao crescimento e a diversificação das atividades econômicas, cada vez mais riachos são afetados por múltiplas perturbações decorrentes de atividades antrópicas como, por exemplo, agricultura, urbanização, desmatamento, exploração de minérios, industrialização e silvicultura (Anderson & Poage, 2014; Chu *et al.* 2014; Johnson & Angeler, 2014; He *et al.* 2015; Parr *et al.* 2015; Wooster, Miller & DeBano 2016). O conceito de múltiplas perturbações compreende diversas fontes de perturbação de origem natural ou antrópica, atuando simultaneamente no mesmo local e alterando variáveis ambientais do local em questão (Ormerod *et al.* 2010).

Perturbações provenientes de atividades antrópicas podem afetar direta ou indiretamente a qualidade da água e a morfologia dos canais além de modificar propriedades biológicas dos ecossistemas fluviais (Cooper, 1993). Uma das principais consequências das atividades antrópicas é a perda da heterogeneidade do habitat (causada principalmente pela erosão do solo e sedimentação) que constitui uma importante característica dos ecossistemas fluviais (Gostner *et al.* 2013). A conversão de paisagens naturais também impacta fortemente a qualidade da água (Malmqvist & Rundle, 2002) através do aumento no aporte de nutrientes e entrada de substâncias tóxicas em ambientes aquáticos (Rier & D.King, 1996; Stewart *et al.* 2001). Como consequência, espécies sensíveis a perturbações no ambiente são extintas localmente ou regionalmente,

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Biociências - **Curso de Pós-Graduação em Ecologia**
Av. Bento Gonçalves, 9500 - Prédio 43422 Sala 102 - Caixa Postal 15.007 CEP 91501-970 - Porto Alegre - RS
Fone: (051) 316.6771 Fax: (051) 316.6936 - <http://www.ecologia.ufrgs.br/ppgeco> - e-mail: cpg@ecologia.ufrgs.br; e-mail do autor: frizzo.leticia@hotmail.com. Artigo a ser submetido a *Freshwater Biology*

resultando em diminuição da biodiversidade e mudanças na composição da comunidade com predomínio de espécies menos sensíveis (Frady, Johnson & Li, 2007; Lefcort, Vancura & Lider, 2010; Bojková *et al.* 2012).

Como riachos e rios acumulam e absorvem o impacto da degradação terrestre ao longo de grandes escalas espaciais (Allan & Callisto, 2007), existe um interesse crescente em explorar o valor preditivo de indicadores biológicos na detecção de impactos da conversão do solo a longo e curto prazo em sistemas fluviais (Kasangaki, Chapman & Balirwa, 2008). Inúmeros estudos têm avaliado a resposta de comunidades biológicas em riachos decorrente de diferentes atividades antrópicas em diferentes escalas espaciais, tanto do ponto de vista taxonômico (Gerhardt, Bisthoven & Soares, 2004; Hepp *et al.* 2010), quanto por meio de atributos dos organismos (Dolédec & Statzner, 2008; Lange *et al.* 2014).

Atividades agrícolas representam uma das maiores fontes de entrada de sedimentos finos em riachos e rios (Wood & Armitage, 1997). Cargas elevadas de sedimento aumentam a turbidez da água, cobrem substrato firmes que são importantes para a comunidade perifítica e reduzem a heterogeneidade de habitat (Chará-Serna *et al.* 2015). Além disso, sedimentos finos podem causar obstrução de órgãos filtradores e respiratórios dos organismos, o que pode apresentar efeitos prejudiciais e declínio destes organismos (Elbrecht *et al.* 2016). Outra importante consequência decorrente de atividades agrícolas é o aumento no aporte de nutrientes nos córregos, que pode levar a um crescimento extensivo de algas com efeitos na comunidade de invertebrados aquáticos, como alteração na composição de táxons e redução no habitat disponível (Camargo & Alonso, 2006; Wagenhoff *et al.* 2011).

Semelhante a atividades agrícolas, a implementação da silvicultura pode afetar negativamente ecossistemas fluviais (McCord, Grippo & Eagle, 2007; Anderson & Poage, 2014), principalmente pelo aumento do escoamento superficial e carreamento de sedimentos finos para os riachos. Efeitos indiretos decorrentes da exploração de madeira podem resultar, por exemplo, em aumento da densidade e da biomassa total de macroinvertebrados bentônicos (Noel, Martin & Federer, 1986) assim como uma mudança na composição com aumento em coletores e raspadores e um decréscimo em fragmentadores (Stone & Wallace, 1998). Diferentemente de atividades agrícolas e de silvicultura, a urbanização pode afetar os riachos não somente de forma indireta (por meio

do escoamento superficial), mas também de forma direta (por meio de lançamentos diretos de efluentes tratados ou não tratados) (Hepp *et al.* 2010). Riachos em áreas urbanas são caracterizados por assembleias pobres em espécies, que consistem principalmente de táxons tolerantes a perturbações como diatomáceas, Oligochaeta (tipicamente tubificidae, lumbriculidae e naididae) e chironomidae (Walsh *et al.* 2005).

Onde ocorre exploração de minérios, uma das principais perturbações é a drenagem ácida de mina (DAM) que consiste no escoamento superficial de resíduos gerados pela atividade mineira. De acordo com Hogsden & Harding (2012) a DAM afeta os organismos aquáticos de duas formas distintas: através do aumento da acidez da água e por meio da formação de precipitados de metais. O aumento da acidez pode causar redução na diversidade e riqueza de algas e invertebrados aquáticos pela substituição de espécies sensíveis a acidez por algumas espécies tolerantes (DeNicola & Stapleton, 2002). Os precipitados de metais afetam negativamente a biomassa de perifiton, (Niyogi, Lewis Jr & McKnight, 2002) observaram um declínio na produtividade primária em locais com precipitação de ferro férrico e hidróxido de alumínio. A diversidade, riqueza e abundância de espécies de invertebrados aquáticos é menor em riachos que recebem DAM, pela perda de habitat e refúgio causada pelo acúmulo de hidróxidos metálicos e entupimento da superfície branquial (Soucek *et al.* 2000). O aumento nos acumulados de chuva pode intensificar os efeitos da conversão de áreas naturais em outros usos, visto que aumenta o escoamento superficial e a erosão (Wantzen *et al.* 2008) e por consequência, aumenta a concentração de sólidos suspensos (Lewis *et al.* 2005). Por outro lado, acumulados baixos de chuva podem favorecer a entrada de folhizo (Wantzen *et al.* 2008), favorecendo organismos fragmentadores.

Organismos integram condições ambientais por longos períodos, por isso indicadores biológicos fornecem importantes contribuições na detecção de mudanças de origem natural ou antropogênica em corpos d'água (Metcalf 1989). Sua utilização juntamente com variáveis físicas e químicas da água pode fornecer respostas mais robustas acerca de perturbações no ambiente. Dentre as principais abordagens utilizadas para detectar a resposta dos organismos a perturbações ambientais destacam-se as abordagens taxonômica (Wipfli, Hudson & Caouette, 1998; Hering *et al.* 2006) e a de atributos (Poff 1997; Lamouroux, Dolédec & Gayraud, 2004; Bonada, Dolédec & Stazner, 2007) da biota. A primeira se utiliza principalmente da sensibilidade que diferentes táxons possuem a alterações ambientais provenientes de diferentes fontes

(Gerhardt, Bisthoven & Soares, 2004; Hepp *et al.* 2010). Enquanto a segunda leva em consideração características da biota e como, por meio dessas características, os organismos interagem com o ambiente e respondem a alterações ambientais (Dolédec & Statzner, 2008; Lange *et al.* 2014).

O número de estudos que utilizam atributos dos organismos para avaliar alterações no ambiente tem aumentado nos últimos anos (Feio & Dolédec 2012), complementando estudos que contemplam respostas taxonômicas a tais alterações. Respostas de atributos apresentam maior estabilidade do que respostas taxonômicas em relação a gradientes ambientais (Bonada, Dolédec & Statzner, 2007). Além disso, diferentes grupos taxonômicos podem apresentar diferentes comportamentos em resposta a mudanças, mesmo pela mesma fonte de perturbação (Menezes *et al.* 2010), nesse sentido atributos variam menos uma vez que vários táxons podem apresentar um mesmo atributo. A utilização de atributos também possibilita generalizações para diferentes tipos de ecossistemas e permite a inferência de relações causais com estressores (Baird, Rubach & Van den Brink, 2008) oferecendo um mecanismo complementar aos descritores tradicionais baseados em taxonomia na detecção de alterações ambientais. Um atributo é definido como uma característica que reflete adaptações de uma espécie ao seu ambiente (Menezes *et al.* 2010). Dentre os organismos que habitam rios e riachos, macroinvertebrados bentônicos vem sendo amplamente utilizados na detecção de perturbações nestes ambientes. Estes organismos aquáticos são amplamente distribuído, altamente abundante e diverso, e responde a uma ampla gama de estressores (Buss, Baptista & Nessimian, 2003).

O presente estudo avaliou a resposta taxonômica e dos atributos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos a variáveis ambientais e aos usos e cobertura do solo em riachos sujeitos a múltiplas perturbações na bacia do Arroio Candiota, RS, Brasil. Por usos e cobertura do solo consideramos o percentual de diferentes usos do solo nas sub-bacias de cada estação amostral e por variáveis ambientais parâmetros físicos e químicos mensurados nas estações amostrais (riachos). A pluviosidade é o acúmulo de chuva dos 30 dias anteriores a coleta. Por perturbações foram consideradas variações nas variáveis ambientais e no uso e cobertura do solo e na pluviosidade.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em cinco estações amostrais na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, situada no bioma Pampa, no município de Candiota a sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 31°53'48,13"S; 53°54'54"W e 31°19'1,19"S; 53°29'1,69"W (figura 1). De acordo com a classificação climática de Köppen (Peel, Finlayson & McMahon, 2007 & Alvareres *et al.* 2014), o clima da região é do tipo Cfa (temperado, sem estações secas e com verão quente).

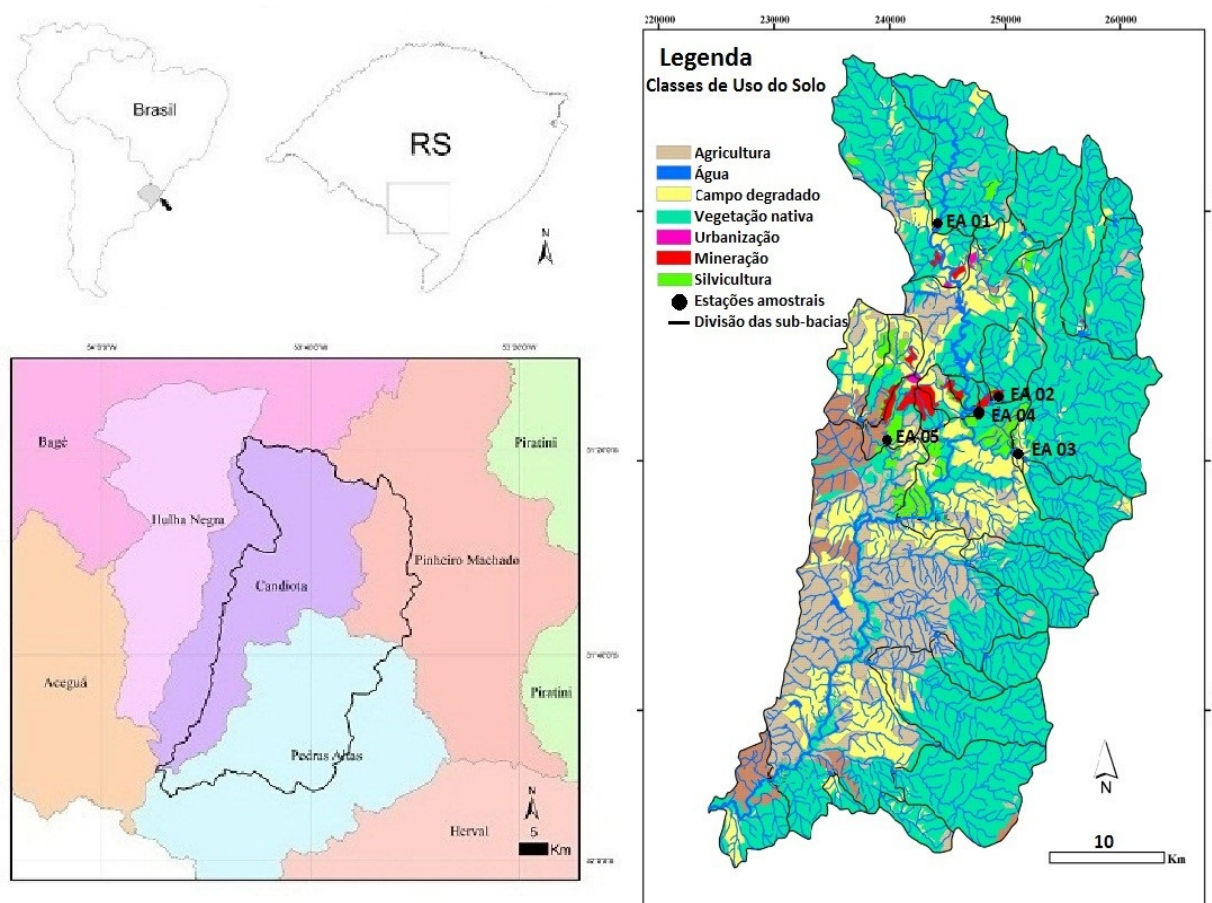


Figura 1. Localização das estações amostrais (E.A.) e usos do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil, modificado Farias *et al.* (2015).

As estações amostrais 01 e 05 estão situadas em riachos de quarta ordem, as demais, em riachos de quinta ordem. Cada uma das estações amostrais se encontra dentro de sub-bacias distintas, nas quais foi avaliada o percentual de usos e cobertura do solo, utilizando dados para o ano de 2015. Os dados de porcentagem de uso e cobertura do solo em cada sub-bacia foram fornecidos pela equipe do LabGeo-UFRGS. Os principais usos do solo na bacia do Arroio Candiota são: água, vegetação nativa, agricultura, campo degradado, área urbana, mineração e silvicultura. Água compreende açudes, barragens, lagos e

lagunas. Vegetação nativa é composta por campo escudo, campo nativo, mata nativa, afloramentos, campo nativo seco rupestre e campo nativo úmido. A classe de agricultura compreende agricultura de sequeiro e irrigada. Campo degradado é formado por campo antrópico e associações de mata nativa e campo. Área urbana compreende cidades, vilas etc. Mineração representa a exploração de minérios, principalmente carvão e calcário e a silvicultura é formada principalmente por cultivos de pinus e eucalipto cortados ou não. Para mais detalhes acerca das classes de uso de solo, consultar Hasenack e Cordeiro (2006).

Coleta de dados

As amostragens das variáveis ambientais e dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas sazonalmente ao longo de três anos e meio (janeiro de 2012 a abril de 2015). Em cada uma das cinco estações amostrais (E.A.) foram mensuradas variáveis físicas e químicas da coluna d'água (na superfície) e do sedimento. Algumas variáveis foram medidas diretamente nos locais e outras foram obtidas por meio de análise laboratorial, onde as amostras de água e de sedimento foram coletadas e mantidas refrigeradas para posteriormente serem encaminhadas para o laboratório para análise, conforme relatórios técnicos (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b). Os dados de pluviosidade (acumulado de chuva nos 30 dias que antecedem a data da coleta) foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a cidade de Bagé que é a cidade mais próxima de Candiota onde há dados meteorológicos disponíveis.

A amostragem de macroinvertebrados bentônicos foi realizada em três réplicas, com amostrador do tipo Surber (área: 0,1004 m², malha: 250 µm) em áreas de corredeira e um amostrador do tipo corer (diâmetro: 12 cm) em áreas de deposição. Após coletados, os macroinvertebrados bentônicos foram fixados em formol 10% e posteriormente as amostras foram lavadas sob malha de 250 µm, conservadas em álcool, triadas e identificadas ao nível de família. Após a identificação dos organismos, foi realizada uma pesquisa bibliográfica para levantamento dos atributos de cada uma das famílias amostradas (Wallace & Anderson, 1995; Noro & Buckup, 2002; Bis & Usseglio-Polatera, 2004; Poff *et al.* 2006; Tomanova *et al.* 2007; Tomanova, Moya & Oberdorff, 2008; Barnes *et al.* 2008; Sokol, 2009; de Siqueira Bueno, Shimizu & da Rocha, 2010; Burela

& Martín, 2011; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014; Hayes *et al.*, 2015; Olden & Lytle, 2015; Schriever *et al.* 2015; Xu *et al.* 2016). Foram utilizados cinco grupos de atributos (tabela 1, anexo 3). Sempre que possível, foi utilizada bibliografia referente a regiões mais próximas da localização geográfica do estudo. Quando não foi possível encontrar dados acerca dos atributos de alguma família em trabalhos específicos acerca de atributos, foi feita uma busca em artigos sobre a biologia destas famílias para obtenção de informações sobre os atributos.

Análise de dados

Foi realizada uma análise de Kruskal-Wallis para verificar diferenças nas variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade entre as estações amostrais (variação espacial) e entre as campanhas amostrais (variação temporal). Antes da realização das análises que seguem foi realizada transformação logarítmica das variáveis físicas, químicas, de uso e cobertura de solo, pluviosidade e da abundância de organismos, pois os dados apresentam unidade de medida diferentes e grande variação nos valores absolutos destas variáveis. Para selecionar as variáveis ambientais e usos e cobertura do solo que melhor explicaram os dados de composição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos e de atributos, foi realizada uma análise de redundância (RDA) seguida um *stepwise* de modelos utilizando a função *ordistep*. As variáveis selecionadas para o modelo foram utilizadas para análises posteriores. No presente trabalho, abundância de organismos das famílias de macroinvertebrados bentônicos compreende o número total de indivíduos de cada família em cada um dos eventos de amostragem, e a abundância de atributos a abundância total de organismos que apresentam dado atributo em cada um dos eventos de amostragem.

Para estimar a porcentagem de explicação da variação na composição e abundância de famílias e atributos em função das variáveis selecionadas nos locais amostrados foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (P-RDA). Para a P-RDA, as variáveis foram particionadas em três componentes: variáveis ambientais, que compreendem todas as variáveis levantadas na coluna d'água e no sedimento das estações amostrais; usos e cobertura do solo nas sub-bacias onde cada uma das estações

Tabela 1. Atributos dos macroinvertebrados bentônicos.

Grupo de atributos	Atributo	Sigla
Grupos alimentares funcionais (FFG)	Coletor	CG
	Filtrador	Ft
	Brocador	Pc
	Fragmentador	Sh
	Raspador	Sc
	Predador	Pr
Respiração (RES)	Aérea	Aérea
	Tegumento	Tegu
	Branquial	Branq
	Palastrão	Palas
Reprodução (REP)	Oviposição fixa	Ov_Fix
	Oviposição livre	Ov_Liv
	Oviposição terrestres	Ov_Terr
	Assexuada	Ass
	Ovovivíparo	OvVi
Locomoção e hábito (LOC)	Rastejador	Rasteja
	Nadador	Nada
	Cavador	Cava
	Temporariamente fixo	Temp_Fix
Substrato preferencial (SUBS)	Areia	Areia
	Silte	Silte
	Vegetação	Veg
	Detritos orgânicos	Detrit_Org
	Rchoso e pedregoso	Roch_Pedr

amostrais se encontram; e pluviosidade que é o volume de chuva em mm acumulado 30 dias antes da data de cada evento de amostragem. A partir dos resultados da P-RDA foram confeccionados Diagramas de Venn para ilustrar a porcentagem de explicação da variação na composição e abundância de famílias e atributos representada por cada componente e compartilhada entre componentes.

Associações entre as variáveis ambientais, os usos e cobertura do solo e a pluviosidade com as famílias de macroinvertebrados bentônicos foram verificadas por meio de uma análise de redundância (RDA) utilizando as variáveis selecionadas a priori. Para verificar associações entre as variáveis e os atributos, foi utilizada uma análise de RLQ associada a uma análise de *fourth corner* conforme proposto por Dray *et al.* (2014). Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2017) nos pacotes “mvShapiroTest” (Gonzalez-estrada & Villasenor-Alva, 2013), “PMCMR” (Pohlert, 2014), “stats” (R Core Team, 2017), “ade4” (Dray, Dufour & Chessel, 2007), “FD” (Laliberté, Legendre & Bill Shipley, 2014) e “vegan”(Oksanen et al. 2017).

Resultados

Variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade

Foram analisadas 37 variáveis ambientais, seis classes de uso e cobertura do solo e a pluviosidade (tabela 2, anexo 1) nas cinco estações amostrais. Das variáveis ambientais, 15 diferem significativamente no espaço (entre as estações amostrais), são elas: condutividade (Kruskal Wallis = 47,71, $p = 1,1e^{-09}$), fosforo total (Kruskal Wallis = 29,49, $p = 6,2e^{-06}$), nitrato (Kruskal Wallis = 21,13, $p = 3e^{-04}$), nitrogênio amoniacal (Kruskal Wallis = 18,3, $p = 0,001$), pH (Kruskal Wallis = 37,32, $p = 1,5e^{-07}$), sólidos dissolvidos (Kruskal Wallis = 34,27, $p = 6,5e^{-07}$), alumínio dissolvido (Kruskal Wallis = 17,52, $p = 1,5e^{-03}$), ferro dissolvido (Kruskal Wallis = 14,48, $p = 0,006$), manganês total (Kruskal Wallis = 39,45, $p = 5,6e^{-08}$), níquel total (Kruskal Wallis = 56,47, $p = 1,6e^{-11}$), zinco total (Kruskal Wallis = 11,89, $p = 0,02$), arsênio no sedimento (Kruskal Wallis = 9,77, $p = 0,04$), ferro no sedimento (Kruskal Wallis = 17,61, $p = 0,001$), manganês no sedimento (Kruskal Wallis = 18,32, $p = 0,001$), zinco no sedimento (Kruskal Wallis = 17,94, $p = 0,001$). Quanto a variação temporal, 16 variáveis diferem significativamente entre as campanhas amostrais, são elas: demanda bioquímica de oxigênio (Kruskal Wallis = 68,08, $p = 1,8e^{-09}$), oxigênio dissolvido (Kruskal Wallis = 46,80, $p = 1,04e^{-05}$), temperatura (Kruskal Wallis = 60,88, $p = 3,6e^{-08}$), óleos e graxas (Kruskal Wallis = 48,37, $p = 5,6e^{-06}$), turbidez (Kruskal Wallis = 36,32, $p = 5e^{-04}$), concentrações de nitrato (Kruskal Wallis = 33,32, $p = 0,002$), nitrogênio amoniacal (Kruskal Wallis = 37,03, $p = 4e^{-04}$), sulfetos (Kruskal Wallis = 43,59, $p = 3,6e^{-05}$), alumínio (Kruskal Wallis = 51,32, $p = 1,76e^{-06}$), arsênio (Kruskal Wallis = 24,05, $p = 0,03$), chumbo (Kruskal Wallis = 50,35, $p = 2,6e^{-06}$), cobre (Kruskal Wallis = 22,46, $p = 0,04$), mercúrio (Kruskal Wallis = 45,53, $p = 1,7e^{-05}$), e níquel (Kruskal Wallis = 57,34, $p = 1,56e^{-07}$) totais no sedimento e percentual de argila (Kruskal Wallis = 35,37, $p = 7e^{-04}$). A pluviosidade acumulada do mês também diferiu entre as campanhas amostrais (Kruskal Wallis = 69, $p = 1,2e^{-09}$).

Tabela 2. Valores máximos, mínimos, média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade levantados nas estações amostrais (valores brutos das variáveis ambientais extraídos dos relatórios técnicos (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b)).

	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão	Coeficiente de variação
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	35	1423	174.86	252.44	1.44
DBO5 (mgO_2/L)	2	13	3.81	3.55	0.93
Fenóis (mg/L)	0.003	0.019	0.003	0.002	0.59
Fosforo total (mg/L)	0.01	0.73	0.08	0.12	1.54
Nitrato (mg/L)	0.09	0.4	0.16	0.09	0.56
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.1	3.1	0.48	0.69	1.44
Óleos e graxas (mg/L)	0.1	5.7	1.54	1.12	0.73
Oxigênio dissolvido (mg/L)	1.1	10.5	7.36	2.02	0.27
pH	3.5	9.2	6.70	1.06	0.16
Sólidos dissolvidos (mg/L)	10	608	96.99	88.43	0.91
Sulfeto (mg/L)	0.002	0.055	0.01	0.01	1.73
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	8	32	18.25	5.06	0.28
Turbidez (NTU)	0.6	598	25.74	70.53	2.74
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.05	6.53	0.47	0.93	1.98
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.02	0.01	0.001	0.12
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.002	0.001	0.0001	0.12
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.03	0.01	0.002	0.23
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.007	0.01	0.0002	0.05
Ferro dissolvido (mg/L)	0.09	5.79	0.63	0.75	1.18
Manganês total (mg/L)	0.05	2.83	0.35	0.61	1.74
Níquel total (mg/L)	0.01	0.11	0.02	0.02	1.07
Zinco total (mg/L)	0.05	0.88	0.07	0.10	1.52
Alumínio total sedimento (mg/l)	0.59	8.41	2.45	1.85	0.76
Arsênio total sedimento (mg/l)	4.9	16.8	8.50	1.73	0.20
Cadmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.1	0.08	0.002	0.03
Chumbo total sedimento (mg/l)	0.1	27.8	11.53	6.51	0.56
Cobre total sedimento (mg/l)	2.4	29.3	9.17	3.80	0.41
Cromo total sedimento (mg/l)	3	77.3	12.93	10.29	0.80

Tabela 2 (continuação). Valores máximos, mínimos, média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade levantados nas estações amostrais (valores brutos das variáveis ambientais extraídos dos relatórios técnicos (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b)).

	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão	Coeficiente de variação
Ferro total sedimento (mg/l)	0.25	4.23	1.46	0.98	0.67
Manganês total sedimento (mg/l)	47.2	1571	332.13	320.21	0.96
Mercurio total sedimento (mg/l)	0.15	0.39	0.16	0.03	0.20
Níquel total sedimento (mg/l)	2	57.6	19.62	9.91	0.51
Zinco total sedimento (mg/l)	8	237.3	32.59	43.14	1.32
Areia (%)	25.3	99	78.26	17.59	0.22
Silte (%)	0.1	50.2	7.16	11.17	1.56
Argila (%)	0	100	5.75	13.29	2.31
Matéria Orgânica (%)	0	8.5	1.71	1.92	1.12
Agricultura (%)	1.67	9.88	7.56	3.16	0.42
Campo Degradado (%)	5.26	36.90	15.47	11.60	0.75
Urbanização (%)	0.00	0.53	0.32	0.21	0.67
Mineração (%)	0.00	6.32	1.77	2.37	1.34
Silvicultura (%)	0.88	14.46	4.22	5.18	1.23
Vegetação nativa (%)	14.56	91.97	66.42	27.53	0.41
Pluviosidade mensal (mm)	35.3	293.2	146.5	83.29	0.56

Todas as categorias de uso e cobertura de solo diferem no espaço (entre estações amostrais) (Kruskal Wallis = 69, $p = 1,69e^{-14}$). A porcentagem de vegetação nativa predomina (> 50%) nas sub-bacias das estações amostrais 01 e 03, enquanto nas sub-bacia da E.A. 02 o predomínio é de vegetação nativa juntamente com agricultura, na E.A. 04 o predomínio é de campo degradado juntamente com agricultura e na E.A. 05 agricultura predomina (tabela 3). Todas as sub-bacias possuem uma porcentagem dos usos antrópicos de solo listados, exceto a da EA 01, onde não ocorre área urbana e mineração e a da EA 03 onde não ocorre mineração.

As variáveis que melhor explicam a variação taxonômica dos macroinvertebrados bentônicos são demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ($F = 2,00$, $p = 0,02$), oxigênio

dissolvido (OD) ($F = 1,9, p = 0,025$), temperatura da água ($F = 7,00, p = 0,005$), nitrogênio amoniacal ($F = 1,74, p = 0,03$), percentual de silte ($F = 2,39, p = 0,01$), cádmio ($F = 1,85, p = 0,04$) e chumbo ($F = 2,59, p = 0,01$) totais no sedimento, percentuais de vegetação nativa ($F = 4,59, p = 0,005$), agricultura ($F = 6,53, p = 0,005$), campo degradado ($F = 7,13, p = 0,005$) e mineração ($F = 17,62, p = 0,005$) e pluviosidade ($F = 6,55, p = 0,005$). A variação nos atributos é melhor explicada pelas variáveis ambientais temperatura da água ($F = 10,51, p = 0,005$), percentual de silte ($F = 3,74, p = 0,02$) e grânulo ($F = 2,75, p = 0,015$), cobre dissolvido ($F = 2,73, p = 0,02$), cádmio ($F = 2,54, p = 0,03$), níquel ($F = 2,85, p = 0,04$) e chumbo ($F = 2,89, p = 0,03$) totais no sedimento, percentuais de área urbana ($F = 4,04, p = 0,005$), agricultura ($F = 7,38, p = 0,005$), campo degradado ($F = 5,07, p = 0,01$) e mineração ($F = 38,06, p = 0,005$) e pluviosidade ($F = 10,29, p = 0,005$).

Tabela 3. Porcentagem dos usos do solo em cada estação amostral (E.A.).

	Vegetação nativa (%)	Agricultura (%)	Campo degradado (%)	Área urbana (%)	Mineração (%)	Silvicultura (%)
E.A. 01	48,9	23,2	11,3	0,00	0,00	16,7
E.A. 02	35,5	30,4	16,1	1,2	0,6	15,8
E.A. 03	59,3	9,2	13	0,2	0,00	18,1
E.A. 04	5,5	20	35,6	5,2	15,3	18,3
E.A. 05	4	51,4	4,2	0,5	10,6	29,3

Das 16 variáveis selecionadas como as que melhor explicam a variação na abundância taxonômica e de atributos de macroinvertebrados bentônicos, quatro não diferem significativamente no espaço e/ou no tempo, cinco diferem significativamente somente no espaço (entre estações amostrais), seis diferem somente temporalmente (entre campanhas amostrais) e uma difere tanto espacial, quanto temporalmente. Aproximadamente 11% da variação taxonômica é explicada pelas variáveis ambientais selecionadas (coluna da água e sedimento), 37% pelo uso e cobertura do solo, 3% pela

pluviosidade, 3% pelas variáveis ambientais e pluviosidade juntas e 1% pelas variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e a pluviosidade juntas (figura 2A). Quanto aos atributos, aproximadamente 17% da variação é explicada pelas variáveis ambientais, 40% pelo uso e cobertura do solo, 4% por ambos e 7% pela pluviosidade (figura 2B)

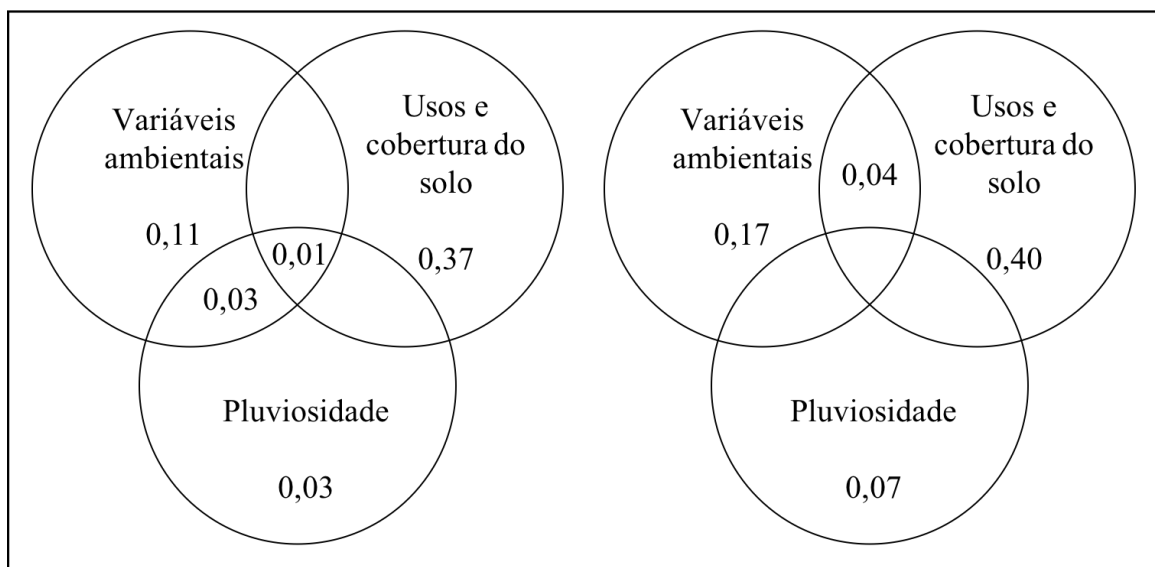


Figura 2. Partição da variância dos modelos. Círculos representam partição da variância na composição taxonômica (A) e nos atributos (B) dos macroinvertebrados bentônicos pelos preditores de variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade separadamente (áreas de sobreposição entre círculos representam a variância compartilhada entre preditores).

Composição taxonômica e funcional dos macroinvertebrados bentônicos

Foram amostrados aproximadamente 89.800 organismos distribuídos em 77 famílias (anexo 2). A maior riqueza de famílias foi registrada em E.A. 02 (64), seguido por E.A. 03 (61), E.A. 01 (57), E.A. 04 (54) e por fim, E.A. 05 apresenta a menor riqueza (36 famílias). a família mais abundante nos locais amostrado é chironomidae, representando mais de 50% dos organismos em E.A. 04 e 05, aproximadamente 37 % nas E.A. 01 e 03 e 27% em E.A. 02. Juntamente com chironomidae, as famílias chocliopidae (13,8%), leptohyphidae (22,2%) e simuliidae (21,9%) representam cerca de 50% dos indivíduos amostrados em E.A. 01, 02 e 03 respectivamente. Em E.A. 05 a família naididae também é representativa (29% dos indivíduos amostrados) constituindo juntamente com chironomidae 84% da abundância. Das demais famílias amostradas, nenhuma apresenta representatividade superior a 10% dos organismos em cada estação amostral.

Todos os atributos foram registrados ao menos uma vez em todas as estações amostrais. Os atributos mais frequentes nas famílias coletadas são organismos coletores (> 56% nas E.As. 1, 2 e 3, > 70% nas E.As. 4 e 5), com respiração tegumentar (> 51%, nas E.As. 1, 2 e 3, e > 80% nas E.As. 4 e 5), oviposição fixa (>75%), organismos rastejadores (> 62%) e organismos que tem preferência por ambientes com sedimentos finos (silte) (> 33% nas E.As. 1, 2 e 3, e > 65% nas E.As. 4 e 5).

Resposta dos atributos e taxonômica as variáveis

A análise de redundância das famílias de macroinvertebrados bentônicos com as variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade mostra o aumento da abundância de algumas famílias com o aumento do percentual de vegetação nativa e da temperatura da água (figura 3). O contrário (associação negativa) é observado em relação ao percentual de alguns usos antrópicos do solo e de silte, pluviosidade, concentração cádmio e chumbo no sedimento e oxigênio dissolvido. Dentre as famílias que apresentam maior abundância em locais com maior percentual de vegetação nativa se encontram chironomidae, que é a família mais abundante nos locais amostrados. Além disso, muitas das famílias cuja abundância é maior em locais com maior percentual de vegetação nativa são das ordens ephemeroptera, plecoptera e trichoptera (EPT), conhecidas por apresentar táxons sensíveis a perturbações ambientais. Por outro lado, a abundância de indivíduos da família naididae, conhecida pela alta tolerância e perturbações ambientais, é maior em ambientes onde o percentual de agricultura é maior.

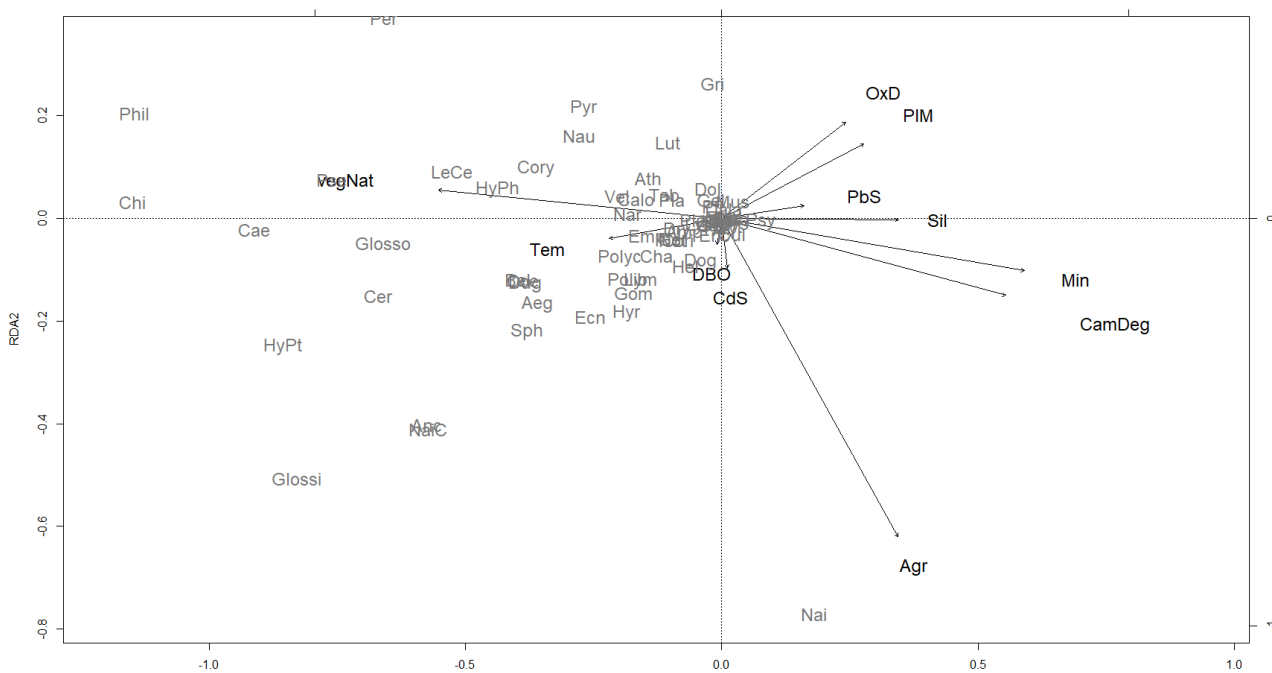


Figura 3. Análise de redundância das famílias de macroinvertebrados com as variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade. Em cinza as famílias de macroinvertebrados bentônicos: Aeg – Aeglidae; Aes.- Aeshnidae, Amp - Ampularidae; Anc - Ancyliidae; Ath - Athericidae; Bae - Baetidae; Bel - Belostomatidae; Cae - Caenidae; Cala - Calamoceratidae; Calo - Calopterygidae; Cer - Ceratopogonidae; Cha - Chaoboridae; Chi - Chironomidae; Coc - Cochliopidae; Coe - Coenagrionidae; Cori - Corixidae; Cory - Corydalidae; Cul - Culicidae; Cyr - Cyrenidae; Dix - Dixidae; Dog - Dogielinotidae; Dol - Dolichopodidae; Dry - Dryopidae; Dug - Dugesiiidae; Dyt - Dytiscidae; Ecn - Ecnomidae; Elm - Elmidae; Emp - Empididae; Enc - Enchytraeidae; Eph - Ephemeridae; Gel - Gelastocoridae; Ger - Gerridae; Glossi - Glossiphonidae; Glosso - Glossosomatidae; Gom - Gomphidae; Gri - Gripopterygidae; Gyr - Gyrinidae; Hal - Haliplidae; Heb - Hebriidae; Hel - Helicopsychidae; HyPh - Hydrophilidae; HyPs - Hydropsychidae; HyPt - Hydroptilidae; Hyr - Hyriidae; LeCe - Leptoceridae; LeHy - Leptohiphidae; LePh - Leptophlebiidae; Lib - Libellulidae; Lut - Lutrochidae; Lym - Lymnaeidae; Mes - Mesovelidae; Mus - Muscidae; Nai - Naididae; Nar - Narapidae; Nau - Naucoridae; Not - Notonectidae; Odo - Odontoceridae; Per - Perlidae; Phil - Philopotamidae; Phys - Physidae; Pla - Planorbidae; Ple - Pleidae; Polyc - Polycentropodidae; Polym - Polymitarcyidae; Pse - Psephenidae; Psy - Psychodidae; Pti - Ptilodactylidae; Pyr - Pyralidae; Sci - Scirtidae; Sim - Simuliidae; Sph - Sphaeriidae; Str - Stratiomyidae; Syr - Syrphidae; Tab - Tabanidae; Tip - Tipulidae; Vel – Veliidae. Em preto as variáveis ambientais, uso e cobertura do solo e pluviosidade: OxD – oxigênio dissolvido; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; Tem – temperatura; PbS – chumbo total no sedimento; Cds - cadmio total no sedimento; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; Sil – silte, VegNat - vegetação nativa; CamDeg – campo degradado; Agr – agricultura; Min – mineração e PIM – pluviosidade.

A análise de RLQ revela relações significativas entre a abundância das famílias e as variáveis ambientais, de uso e cobertura de solo e pluviosidade selecionadas (modelo 2, $P = 0,001$) bem como entre a abundância das famílias e os atributos (modelo 4, $P = 0,023$). A análise de *fourth corner* mostrou associações estatisticamente significativas ($P < 0,05$) entre alguns atributos e variáveis ambientais, do uso e cobertura do solo e pluviosidade (figura 4), a seguir destacamos algumas destas relações. Quanto aos grupos

alimentares funcionais, organismos coletores apresentam associação positiva com os percentuais de silte, campo degradado, área urbana, mineração e pluviosidade e negativas com vegetação nativa. Organismos filtradores apresentam associação negativa com percentual de silte e organismos fragmentadores com o percentual de agricultura. Quanto as formas de respiração, organismos com respiração aérea apresentam associação positiva com nitrogênio amoniacal e temperatura, organismos com respiração branquial apresentam associação positiva com o percentual de vegetação nativa e negativa com os demais usos e cobertura do solo analisados. Organismos que respiram através do tegumento apresentam associações positivas com níquel no sedimento, percentuais de campo degradado e mineração e negativa com os percentuais de vegetação nativa. No que tange a reprodução, organismos com oviposição livre apresentam associação positiva com nitrogênio amoniacal e negativa com chumbo, a última variável apresenta associação negativa com oviposição terrestre e organismo ovovivíparos apresentam associação positiva com o percentual de agricultura. Organismos cavadores apresentam associação positiva com silte, agricultura, campo degradado, mineração e pluviosidade e negativa com vegetação nativa. Organismos temporariamente fixos apresentam associação negativa com percentual de silte e agricultura. Quanto ao substrato preferencial, organismos que preferem detritos orgânicos apresentam associação positiva com pluviosidade, organismos que preferem ambientes rochosos e pedregosos se mostram associados positivamente com granulo. Organismos com preferência por substratos finos (silte) apresentam associação positiva com percentual de silte, campo degradado e mineração e negativa com percentual de vegetação nativa.

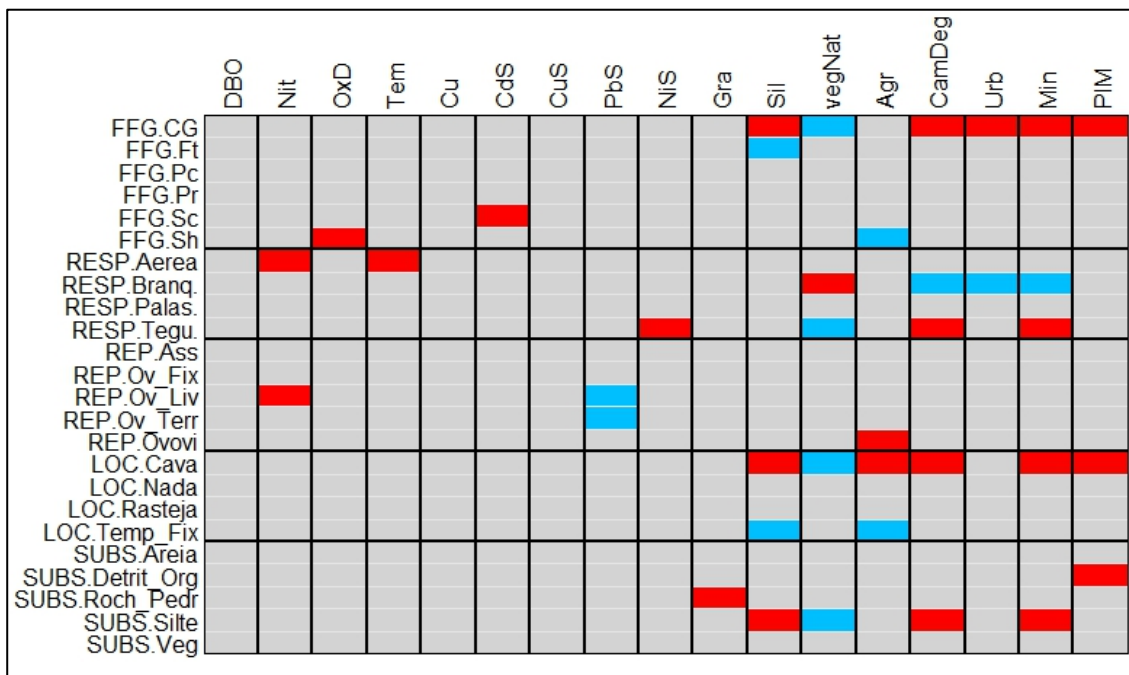


Figura 4. Associações positivas (vermelho) e negativas (azul) entre os atributos dos macroinvertebrados: FFG – grupos alimentares funcionais; CG - coletores; Ft - filtradores; Pc - brocadores; Pr - predadores; Sc - raspadores; Sh - fragmentadores; RESP - respiração; Aérea – aérea; Branq - brânquial; Palas – através de palastrão; Tegu - tegumentar; REP - reprodução; Ov_Fix – oviposição fixa; Ov_Liv – oviposição livre; Ov_Terr – oviposição terrestre; Ovovi - Ovovivípara; Ass - assexuada; LOC – locomoção/hábito; Cava - cavador; Nada - nadador; Rasteja - rastejador; Temp_Fix – temporariamente fixo; SUBS – substrato preferencial; Areia - areia; Detrit_Org – detritos orgânicos; Roch_Pedr – rochoso/pedregoso; Silte - silte; Veg – substrato vegetal; e as variáveis ambientais, usos e cobertura do solo e pluviosidade mensal. OxD – oxigênio dissolvido; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; Tem – temperatura; Nit – nitrogênio amoniacal; Cu – cobre dissolvido; PbS – chumbo total no sedimento; CdS - cadmio total no sedimento; CuS – cobre total no sedimento; NiS – níquel total no sedimento; Gra – grânulo; Sil – silte; VegNat - vegetação nativa; CamDeg – campo degradado; Agr – agricultura; Urb – área urbana; Min – mineração e PIM – pluviosidade.

Discussão

As variáveis que apresentam diferenças significativas no espaço (entre estações amostrais) apresentam valores mais elevados nas E.As. 4 e 5, onde o maior percentual de usos e cobertura do solo não é constituído por vegetação nativa. Nestes locais os valores de alguns nutrientes, condutividade, sólidos dissolvidos, alguns metais na coluna d'água e no sedimento são mais elevados e o pH é menor. Estudos acerca da influência do uso e cobertura do solo em riachos encontraram associações positivas entre o aumento na concentração de nutrientes com áreas agrícolas, pastagens, áreas urbanas, silvicultura e desmatamento (Zaimes & Schultz, 2002; Silva *et al.* 2007; Cak *et al.* 2015; Silva *et al.* 2015; Tromboni & Doods 2017), principalmente em decorrência do escoamento superficial (Abdulkareem *et al.* 2018). O aumento na condutividade elétrica pode estar associado a praticamente todos os usos antrópicos do solo, uma vez que compreende a concentração total de íons na água e apresenta valores superiores com o aumento na concentração de poluentes (Prathumratana, Sthiannopkao & Kim, 2008). Aumento nos valores de condutividade podem estar ligados ao aumento de áreas agrícolas, urbanização (Zampella *et al.* 2007) e mineração (Mwedzi, Bere, & Mangadze, 2016). Efluentes de atividades industriais em áreas urbanas, atividades agrícolas (pelo uso de fertilizantes (Smith & Owens, 2014), erosão do solo e escoamento superficial (Collins & Jenkins, 1996) e mineração (Cherry *et al.* 2001), principalmente de carvão, devido a drenagem ácida de mina e oxidação da pirita, gerando ácido sulfúrico e óxidos de ferro (Bernhardt & Palmer, 2011) contribuem para o aumento de metais em riachos. Além do aumento nas concentrações de metais, a mineração também pode levar a acidificação das águas (Liao *et al.* 2017). Sólidos dissolvidos podem estar ligados a outras variáveis como a concentração de metais e nutrientes, sendo assim, apresentam valores superiores em áreas agrícolas, urbanas (Zampella *et al.* 2007) e de mineração (Mwedzi, Bere, & Mangadze, 2016) e inferiores em áreas de vegetação nativa.

As diferenças dos usos e cobertura do solo entre as estações amostrais é esperada uma vez que os valores utilizados para cada estação amostral é o mesmo ao longo do tempo. Optou-se por utilizar os mesmos valores de usos e cobertura de solo ao longo do tempo, pois dados da variação nos usos e cobertura de solo para cada ano, por exemplo, não possuem resolução para mostrar alguns usos que consideramos importantes, como a mineração. Da mesma forma que os usos e cobertura do solo, a pluviosidade não difere

no espaço uma vez que as estações amostrais são relativamente próximas e não dispomos de dados meteorológicos para cada local. Quanto as variáveis que diferem significativamente no tempo, não foi possível perceber um padrão na variação, ou seja, elas não variam em relação as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera), nem em relação a pluviosidade (eventos de coleta mais ou menos chuvosos). Aparentemente os valores das variáveis diferiram pontualmente (em um ou alguns eventos de coleta específico).

A maioria das variáveis selecionadas como as que melhor explicam a variação taxonômica e de atributos dos macroinvertebrados bentônicos apresentam diferenças significativas no espaço (entre as estações amostrais) ou no tempo (entre as campanhas amostrais). Estudos tem mostrado que macroinvertebrados bentônicos são capazes de responder a perturbações tanto no espaço (Bere, Dalub & Mwedzi, 2016; Pallottini *et al.* 2016, Sharifinia *et al.* 2016) quanto ao longo do tempo (Chiu, Hunt & Resh, 2016; Baker & Greenfield, 2019; Camargo, 2019) corroborando os resultados encontrados no presente estudo. O percentual de explicação da variância na composição taxonômica e abundância dos macroinvertebrados bentônicos pelas variáveis selecionadas é de 55%, superior ao encontrado em outros estudos como os de Burdon, Mcintosh & Harding (2013), Rezende (2014) e Heino *et al.* (2007) onde os percentuais de explicação encontrados foram 26,6%, 19% e 31 a 47,6%, respectivamente. Quanto ao percentual da variância nos atributos, 68% foi explicada pelas variáveis selecionadas. Estudos como o de Heino *et al.* (2007), encontraram um percentual de explicação menor para os atributos (de 37,5 a 11,8%) enquanto outros, como por exemplo Colzani *et al.* (2013), encontraram um percentual de explicação da variância maior (81%). Diferentemente dos estudos citados anteriormente no presente estudo os usos e cobertura do solo foi o compartimento com maior percentual de explicação da variância taxonômica e de atributos.

A associação positiva da maioria das famílias de macroinvertebrados bentônicos com o percentual de vegetação nativa e negativa com a concentração de alguns metais, percentual de agricultura, campo degradado e mineração e pluviosidade corroboram resultados encontrados em outros estudos. A contaminação por metais pesados, aumento no aporte de sedimentos finos, diminuição nas áreas de vegetação nativa e aumento das áreas agrícolas, mineiras, e a pluviosidade elevada (pulsos de inundação) podem levar a redução na riqueza e abundância de macroinvertebrados e redução de táxons sensíveis como EPT. (Hickey & Clements, 1998; Beasley & Kneale, 2002; Genito, Gburek &

Sharpley, 2002; Collier K.J. & Quinn, 2003; Robinson, Uehlinger & Monaghan 2003; Smolders *et al.* 2003; MacCausland & McTammany, 2007; Wright & Burgin, 2009; Mwedzi, Bere & Mangadze, 2016; Gerth, Li & Giannico, 2017; Doretto *et al.* 2018; Burdon *et al.* 2019; Gieswein, Hering & Lorenz 2019;). Ao passo que táxons mais sensíveis são prejudicados com perturbações de origem antrópica, alguns táxons mais tolerantes apresentam vantagens e aumentam em abundância Burdon *et al.* (2019) e Gerth, Li & Giannico (2017) verificaram aumento na abundância de táxons tolerantes como chironomidae syrphidae e oligochaeta em relação ao aumento em áreas agrícolas. No presente estudo também foi verificado um aumento na abundância de oligochaeta (família naididae) com o aumento no percentual de áreas agrícolas. Embora a família chironomidae seja amplamente conhecida por sua tolerância a perturbações, ela é constituída por diversas subfamílias, tribos e gêneros que apresentam diferentes graus de sensibilidade a perturbações (Marques, Barbosa & Callisto, 1998). A família chironomidae apresentou associação negativa com aumento nas concentrações de metais, percentual de usos antrópicos do solo, sedimentos finos e pluviosidade. A identificação mais acurada destes organismos em estudos futuros (ao nível de gênero, por exemplo) pode auxiliar no entendimento de como os diferentes grupos dentro desta família respondem a perturbações fornecendo respostas mais precisas.

Embora as famílias de macroinvertebrados bentônicos tenham respondido a variáveis selecionadas, o uso somente da taxonomia não nos permite inferir que mecanismos levam a tais respostas. Da mesma forma que a abordagem taxonômica, os atributos dos macroinvertebrados bentônicos também respondem as variáveis analisada complementando a resposta taxonômica e indicando os possíveis mecanismos que levam a tais respostas. Organismos coletores apresentam associação negativa com o percentual de vegetação nativa e positiva com alguns usos antrópicos do solo (agricultura, campo degradado, urbanização e mineração), com o percentual de sedimentos finos (silte) e com a pluviosidade. Em paisagens modificadas o percentual de organismos coletores excede o observado em paisagens naturais que apresentam um percentual maior de organismos fragmentadores e filtradores devido entrada de matéria orgânica particulada grossa, proveniente principalmente da vegetação ripária (Compín & Céréghino, 2007). O aumento das áreas agrícolas e urbanas, pode causar erosão e entrada de sedimentos finos e matéria orgânica em riachos favorecendo organismos que se alimentam de depósitos (como os coletores) (Compín & Céréghino, 2007; Vandewalle *et al.* 2010) e em

associação com o aumento na pluviosidade, essas entradas podem ser ainda maiores. Da mesma forma que o aumento de áreas urbanas e agrícolas, a mineração também resulta em aumento na proporção de organismos coletores e redução principalmente de filtradores fragmentadores e raspadores (Simmons, Lawrence & Jones 2005). Em locais onde ocorre atividade de mineração e por consequência drenagem acida de mina, o principal mecanismo ao aumento nos coletores e redução em outros grupos é a formação de precipitados de hidróxidos metálicos (como ferro, zinco, níquel) que ocorre em pH superior a 3,5 (Niyogi, Lewis Jr & McKnight, 2002; Hogsden & Harding, 2011). Diferentemente dos organismos coletores, os filtradores apresentam associação negativa com percentual de sedimentos finos (silte) enquanto organismos fragmentadores apresentam associação positiva com oxigênio dissolvido e negativa com o percentual de áreas agrícolas. A entrada de sedimentos finos pode ser particularmente prejudicial para organismos filtradores principalmente pela redução da circulação de água e homogeneização do habitat, que dificulta a colonização pelos organismos (Fenoglio *et al.* 2007).

Quanto as formas de respiração, organismos com respiração tegumentar apresentam associação negativa com o percentual de vegetação nativa e positiva com campo degradado, mineração e níquel no sedimento. Além disso, organismos que respiram por brânquias apresentam associação positiva com vegetação nativa e negativa com campo degradado, urbanização e mineração. A formação de hidróxidos de metais, proveniente principalmente da mineração, pode levar ao entupimento de estruturas respiratórias como brânquias (Soucek *et al.* 2000) reduzindo a quantidade de organismos com respiração branquial. O aumento de sedimentos finos decorrentes, por exemplo, de agricultura, desmatamento e silvicultura também podem levar a obstrução de estruturas respiratórias (Elbrecht *et al.* 2016). Os organismos com respiração aérea apresentam associação positiva com temperatura e nitrogênio amoniacal. Tais associações podem resultar da liberação de esgoto urbano e consequente aumento nas concentrações de nutrientes que favorecem a respiração aérea pelo decréscimo na concentração de oxigênio (Statzner *et al.* 2001) principalmente onde as temperaturas são mais elevadas.

Outro grupo de atributos avaliado foi a forma de reprodução onde são observadas associações positivas entre organismos com reprodução ovovivípara e o percentual de agricultura e organismos com oviposição livre e concentrações de nitrogênio amoniacal e negativas entre organismos com oviposição fixa e concentrações de chumbo no

sedimento. Estudos tem demonstrados que ovovivipariedade pode funcionar como uma forma de proteção dos ovos, sendo frequentemente observada em ambientes que sofrem algum tipo de perturbação (Bjelke, 2005; Verberk, Siepel & Esselink, 2008). Por outro lado, organismos com oviposição fixa podem diminuir com o aumento de perturbações como entrada de esgotos (Statzner *et al.* 2001)

Em riachos em áreas com atividade agrícola e mineração o percentual de cavadores tende a ser maior, principalmente pelo acúmulo de sedimentos que favorecem estes organismos em detrimento de organismos com outros hábitos (Davis *et al.* 2003; Braccia & Voshell, 2007; Welsh & Loughman, 2015). Nos riachos estudados, organismos com hábito cavador apresentam associação negativa com o percentual de vegetação nativa e positiva com percentual de silte agricultura, campo degradado e mineração. Organismos temporariamente fixos apresentam associação negativa com agricultura. Quanto ao substrato preferencial, os organismos apresentaram um padrão similar ao observados para as formas de locomoção/hábito. Organismos que tem preferência por ambientes com substratos de granulometria menor (silte) apresentaram associação positiva com silte, campo degradado e mineração e negativa com vegetação nativa. Enquanto o aumento no percentual de campo degradado favorece organismos que tem preferência por substratos finos principalmente pelo aumento na entrada de sedimentos nos riachos, em ambientes onde há mineração, estes organismos são favorecidos pelos acúmulos de hidróxidos metálicos (Cadmus *et al.* 2016). Organismos que tem preferência por ambientes rochosos e pedregosos apresentaram associação positiva com granulo, o que é esperado uma vez que granulo foi a categoria de maior granulometria observada nos locais avaliados. A associação entre organismos que preferem detritos orgânicos com a pluviosidade pode estar relacionada com a maior entrada deste material quando ocorrem maiores volumes de chuva (Wantzen *et al.* 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos se mostraram eficientes em responder a perturbações tanto no espaço quanto ao longo do tempo, nas variáveis ambientais, nos usos e cobertura do solo e na pluviosidade nos locais avaliados. Estes organismos se mostram particularmente eficientes na resposta a modificações nos usos e cobertura do solo. O número de variáveis avaliadas e a quantidade de usos dentro da bacia hidrográfica pode dificultar a detecção do efeito de cada variável ambiental isoladamente (Ex: ferro, sólidos dissolvidos, porcentagem de silte no sedimento). A avaliação de efeitos sinérgicos entre as variáveis *in situ* é também muito complexa. Sendo assim, o uso e cobertura do

solo reflete tal complexidade respondendo a maior parte da variação na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Pelas associações das variáveis analisadas com os atributos dos organismos podemos inferir que eles estão respondendo principalmente a mudanças no meio físico. Tais mudanças são decorrentes principalmente da entrada de sedimentos finos e acúmulo de hidróxidos metálicos consequentes da conversão de áreas naturais, em áreas de campo degradado, agrícolas, urbanas e mineração. Sendo assim, na área de estudo, a reconstituição da vegetação riparia e redução na drenagem ácida de mina constituem medidas de manejo cabíveis para mitigar os efeitos da conversão nos usos e cobertura do solo de áreas naturais para atividades antrópicas e as alterações nas variáveis ambientais decorrentes dessa conversão.

Referências – Capítulo 1

Abdulkareem, J.H., Sulaiman W.N.A., Pradhan B., Jamil N.R. (2018) Long-Term Hydrologic Impact Assessment of Non-point Source Pollution Measured Through Land Use/Land Cover (LULC) Changes in a Tropical Complex Catchment. *Earth*

Systems and Environment.

- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Segunda edição. Springer, Netherlands, Dordrecht.
- Allan J.D. (2004) Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**, 257–84
- Alvares C.A., Stape J.L., Sentelhas P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek G. (2014) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, 711–728.
- Anderson P.D. & Poage N.J. (2014). The Density Management and Riparian Buffer Study: A large-scale silviculture experiment informing riparian management in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* **316**, 90–99.
- Baird D.J. Rubach M.N. & Van den Brink P.J. (2008) Trait-Based Ecological Risk Assessment (TERA): The New Frontier? *Integrated Environmental Assessment and Management*. **4**, 2–3
- Baker N.J. & Greenfield R. (2019) Shift happens: Changes to the diversity of riverine aquatic macroinvertebrate communities in response to sewage effluent runoff. *Ecological Indicators* **102**, 813–821.
- Barnes M.A., Fordham R.K., Burks R.L. & Hand J.J. (2008) Fecundity of the exotic applesnail, *Pomacea insularum*. *Journal of the North American Benthological Society* **27**, 738–745.
- Beasley G. & Kneale P. (2002) Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography* **26**, 236–270.
- Bere T., Dalub T. & Mwedzi T. (2016) Detecting the impact of heavy metal contaminated sediment on benthic macroinvertebrate communities in tropical streams. *Science of the Total Environment* **572**, 147–156.
- Bernhardt E.S. & Palmer M.A. (2011) The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1223**, 39–57.

- Bis B. & Usseglio-Polatera P. (2004) *Standardisation of River Classification (STAR)*. Disponível em: < http://www.eu-star.at/pdf/Deliverable_N2.pdf>.
- Bjelke U. (2005) Processing of leaf matter by lake-dwelling shredders at low oxygen concentrations. *Hydrobiologia* **539**, 93–98.
- Bojková J., Komprdová K., Soldán T. & Zahrádková S. (2012) Species loss of stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic during the 20th century. *Freshwater Biology* **57**, 2550–2567.
- Bonada N., Dolédec S. & Stanzner B. (2007) Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* **13**, 1658–1671.
- Braccia A. & Voshell Jr. J.R. (2007) Benthic Macroinvertebrate Responses to Increasing Levels of Cattle Grazing in Blue Ridge Mountain Streams, Virginia, USA. *Environmental Monitoring and Assessment* **131**, 185–200.
- Burdon F.J., McIntosh A. R. & Harding J.S. (2013) Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* **23**, 1036–1047.
- Burdon F.J., Munz N.A., Reyes M., Focks A., Joss A., Räsänen K., Altermatt F., Eggen R.I.L. & Stamm C. (2019) Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. *Science of the Total Environment* **659**, 1256–1265.
- Burela S. & Martín P.R. (2011) Evolutionary and functional significance of lengthy copulations in a promiscuous apple snail, *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae). *Journal of Molluscan Studies* **77**, 54–64.
- Buss D.F., Baptista D.F. & Nessimian J.L. (2003) Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública* **19**, 465–473.
- Cadmus P., Clements W.H., Williamson J.L., Ranville J.F., Meyer J.S., & Ginés M.J.G. (2016) The Use of Field and Mesocosm Experiments to Quantify Effects of Physical

and Chemical Stressors in Mining-Contaminated Streams. *Environmental Science & Technology* **50**, 7825–7833.

Cak A.D., Moran E.F., Figueiredo R.O., Lu D., Li G. & Hetrick S. (2015) Urbanization and small household agricultural land use choices in the Brazilian Amazon and the role for the water chemistry of small streams. *Journal of Land Use Science*.

Camargo J.A. (2019) Positive responses of benthic macroinvertebrates to spatial and temporal reductions in water pollution downstream from a troutfarm outlet. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. **420**.

Camargo J.A. & Alonso Á. (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* **32**, 831–849.

Chará-Serna A.M., Chará, J., Giraldo L.P., Zúñiga M.C. & Allan D. (2015) Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshwater Science* **34**, 727–740.

Cherry D.S., Currie R.J., Soucek D.J., Latimer H.A. & Trent G.C. (2001) An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. *Environmental Pollution* **111**, 377-388.

Chiu M.C., Hunt L. & Resh V.H. (2016) Response of macroinvertebrate communities to temporal dynamics of pesticide mixtures: A case study from the Sacramento Riverwatershed, California. *Environmental Pollution* **219**, 89-98.

Chu L., Wang W., Zhu R., Yan Y., Chen Y. & Wang L. (2014) Variation in fish assemblages across impoundments of low-head dams in headwater streams of the Qingyi River, China: effects of abiotic factors and native invaders. *Environmental Biology of Fishes* **98**, 101–112.

Collins R. & Jenkins A. (1996) The impact of agricultural land use on stream chemistry in the Middle Hills of the Himalayas, Nepal. *Journal of Hydrology* **185**, 71-86.

Collier K.J. & Quinn J.M. (2003) Land-use influences macroinvertebrate community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology* **48**, 1462–1481.

- Colzani E., Siqueira T., Suriano M.T. & Roque F.O. (2013) Responses of Aquatic Insect Functional Diversity to Landscape Changes in Atlantic Forest. *Biotropica* **45**, 343–350.
- Compin A. & Céréghino R. (2007) Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology* **22**, 1215–1225.
- Cooper C.M. (1993) Biological Effects of Agriculturally Derived Surface Water Pollutants on Aquatic Systems—A Review. *Journal of Environment Quality* **22**, 402.
- Davis S., Golladay S.W., Vellidis G. & Pringle C.M. (2003) Macroinvertebrate Biomonitoring in Intermittent Coastal Plain Streams Impacted by Animal Agriculture. *Journal of Environmental Quality* **32**, 1036–1043.
- DeNicola D.M., & Stapleton M.G. (2002) Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Environmental Pollution* **119**, 303–315.
- Dolédec S. & Statzner B. (2008) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: An assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* **53**, 617–634.
- Doretto A., Piano E., Bona F. & Fenoglio S. (2018) How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators* **84**, 60–69.
- Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine S., *et al.* (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* **95**, 14–21.
- Dray S, Dufour A, Chessel D (2007). “The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods. R News **7**, 47-52. Disponivel em <URL: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>
- .Elbrecht V., Beermann A.J., Goessler G., Neumann J., Tollrian R., Wagner R., *et al.* (2016) Multiple-stressor effects on stream invertebrates: A mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology* **61**,

362–375.

Farias R.N. de, Pedrozo C. da S., Machado N.A.F. & Rodriguez M.T.R. (2015) Análise morfométrica e de usos do solo da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil. *Pesquisas em Geociências* **42**, 159–172.

Fradley C., Johnson S. & Li J. (2007) Stream macroinvertebrate community responses as legacies of forest harvest at the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Forest Science* **53**, 281–293.

Feio M.J. & Doledec S. (2012) Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators*, **15**, 236–247.

FLE - Fundação Luiz Englert (2012a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2012b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2012c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2012d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeltricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório

parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2013d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014c) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Primeiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

FLE - Fundação Luiz Englert (2014d) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Segundo relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em
<<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termelétricas/UTE%20Candiota/>>.

- FLE - Fundação Luiz Englert (2015a) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Terceiro relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.
- FLE - Fundação Luiz Englert (2015b) *Usina termelétrica Presidente Médici, município de Candiota/RS – Monitoramento de bioindicadores ambientais*. Quarto relatório parcial trimestral. Porto Alegre. Disponível em <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Termeletricas/UTE%20Candiota/>>.
- Genito G., Gburek W.J. & Sharpley A.N. (2002) Response of Stream Macroinvertebrates to Agricultural Land Cover in a Small Watershed. *Journal of Freshwater Ecology* **17**, 109-119.
- Gerhardt A., Bisthoven J. & Soares A.M.V.M. (2004) Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution* **130**, 263-274.
- Gerth W.J., Li J. & Giannico G.R. (2017) Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **236**, 154–165.
- Gieswein A., Hering D. & Lorenz A.W. (2019) Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment* **652**, 1290–1301.
- Gonzalez-estrada E. & Villasenor-Alva J.A. (2013) mvShapiroTest: Generalized Shapiro-Wilk test for multivariate normality. R package version 1.0. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=mvShapiroTest>>
- Gostner W., Alp M., Schleiss A.J. & Robinson C.T. (2013) The hydro-morphological index of diversity: A tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. *Hydrobiologia* **712**, 43–60.
- Hasenack, H. & Cordeiro, J.L.P.(org.). (2006) *Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa*. Porto Alegre. UFRGS Centro de Ecologia. 30 p.

- Hayes K.A., Burks R.L., Castro-Vazquez A., Darby P.C., Heras H., Martín P.R., *et al.* (2015) Insights from an integrated view of the biology of apple snails (caenogastropoda: Ampullariidae). *Malacologia* **58**, 245-302
- He F., Jiang W., Tang T. & Cai Q. (2015) Assessing impact of acid mine drainage on benthic macroinvertebrates: can functional diversity metrics be used as indicators? *Journal of Freshwater Ecology* **50**, 1–12.
- Heino J., Mykka H., Kotanen J. & Muotka T. (2007) Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* **30**, 217-230.
- Hepp L.U., Milesi S.V., Biasi C. & Restello R.M. (2010) Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* **27**, 106–113.
- Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz S. & Verdonshot P.F.M. (2006) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* **51**, 1757–1785.
- Hickey C.W. & Clements W.H. (1998) Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**, 2338–2346.
- Hogsden K.L. & Harding J.S. (2012) Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. *Freshwater Science* **31**, 108–120.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>.
- Johnson R.C., Smith D.P. & McMichael C.E. (2012) Scale Dependence in Relating Land Use/Cover to Stream Macroinvertebrate Communities in the Central Appalachian Mountains, USA. *GIScience & Remote Sensing* **49**, 53–70.
- Johnson R.K. & Angeler D.G. (2014) Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological*

Indicators **45**, 386–393.

Kasangaki A., Chapman L.J. & Balirwa J. (2008) Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology* **53**, 681–697.

Laliberté E., Legendre P. & Bill Shipley (2014) FD: measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package. R Project for Statistical Computing, Vienna Austria. disponível em <<http://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html>>

Lamouroux N., Dolédec S. & Gayraud S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* **23**, 449–466.

Lange K., Townsend C.R. & Matthaei C.D. (2014) Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology* **59**, 2431–2446.

Lefcort H., Vancura J. & Lider E.L. (2010) 75 Years After Mining Ends Stream Insect Diversity Is Still By Heavy Metals. *Ecotoxicology* **19**, 1416–1425.

Lewis T., Braun C., Hardy D.R., Francus P., & Bradley R.S. (2005) An Extreme Sediment Transfer Event in a Canadian High Arctic Stream. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **37**, 477–482

Liao J., Chen J., Ru X., Chen J., Wu H. & Wei C. (2017) Heavy metals in river surface sediments affected with multiple pollution sources, South China: distribution, enrichment and source apportionment. *Journal of Geochemical Exploration*.

MacCausland A. & McTammany M.E. (2007) The impact of episodic coal mine drainage pollution on benthic macroinvertebrates in streams in the Anthracite region of Pennsylvania. *Environmental Pollution* **149**, 216–226.

Malmqvist B. & Rundle S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* **29**, 134–153.

Marques, M.M.G.S.M., Barbosa, F.A.R. & Callisto, M. (1998) Distribution and abundance

- of chironomidae (diptera, insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **59**, 553-561.
- Metcalf, J. (1989) Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**, 101-139.
- McCord S.B., Grippo R.S. & Eagle D.M. (2007) Effects of Silviculture Using Best Management Practices on Stream Macroinvertebrate Communities in Three Ecoregions of Arkansas, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* **184**, 299–311.
- Menezes S., Baird D.J. & Soares A.M.V.M. (2010) Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* **47**, 711–719.
- Mwedzi T., Bere T. & Mangadze T. (2016) Macroinvertebrate assemblages in agricultural, mining, and urban tropical streams: implications for conservation and management. *Environmental Science and Pollution Research* **23**, 11181–11192
- Niyogi D.K., Lewis Jr W.M. & McKnight D.M. (2002) Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass, and Function of Primary Producers in Mountain Streams. *Ecosystems* **5**, 554–567.
- Noel D.S., Martin C.W. & Federer C.A. (1986) Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management* **10**, 661–670.
- Noro C.K. & Buckup L. (2002) Biologia Reprodutiva e Ecologia de *Aegla leptodactyla* Buckup & Rossi (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Revista Brasileira de Zoologia* **19**, 1063–1074.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R. B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2017). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-5. Disponivel em <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- Olden J.D. & Lytle D.A. (2015) *Hydroecology of Intermittent and Ephemeral Streams: Will Landscape Connectivity Sustain Aquatic Organisms in a Changing Climate?*

Disponível em: <<http://oai.dtic.mil/oai/oai?verb=getRecord&metadataPrefix=html&identifier=ADA628544>>

- Ormerod S. J., Dobson M., Hildrew A. G. & Townsend C. R. (2010) Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* **55**, 1–4.
- Pallottini M., Cappelletti D., Fabrizi A., Gaino E., Goretti E., Selvaggi R. & Céréghino R. (2016) Macroinvertebrate functional trait responses to chemical pollution in agricultural–industrial landscapes. *River Research and Applications*.
- Prathumratana L., Sthiannopkao S. & Kim K.W. (2008). The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environ. Int.* **34**, 860–866.
- Parr T.B., Cronan C.S., Ohno T., Findlay S.E.G., Smith S.M.C. & Simon K.S. (2015) Urbanization changes the composition and bioavailability of dissolved organic matter in headwater streams. *Limnology and Oceanography* **60**, 885–900.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T. a. (2007) Updated World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**, 1633–1644.
- Poff N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **16**, 391-409.
- Poff N.L., Olden J.D., Vieira N.K.M., Finn D.S., Simmons M.P. & Kondratieff B.C. (2006) Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* **25**, 730–755.
- Pohlert T. (2014) The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). *R package*, 27.
- R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em <<https://www.R-project.org/>>.
- Ramírez A. & Gutiérrez-Fonseca P.E. (2014) Functional feeding groups of aquatic insect

- families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de biologia tropical* **62 Suppl 2**, 155–67.
- Rezende R.S., Santos A.M., Henke-Oliveira C. & Gonçalves Jr J.F. (2014) Effects of spatial and environmental factors on a benthic macroinvertebrate community. *Zoologia* **31**, 426–434.
- Rier S.T. & D.King (1996) Effects of inorganic sedimentation and riparian clearing on benthic community metabolism in and agriculturally- disturbed stream. *Hydrobiologia* **339**, 111–121.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.B. & Host G.E. (1997) Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* **37**, 219–230.
- Robinson C.T., Uehlinger U. & Monaghan M.T.(2003) Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences* **65**, 210–222.
- Schriever T. a, Bogan M.T., Boersma K.S., Cañedo-argüelles M., Jaeger K.L., Olden J.D., *et al.* (2015) Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. *Freshwater Science* **34**, 399–409.
- Sharifinia M., Mahmoudifard A., Namin J.I., Ramezanpour Z. & Yap C.K. (2016) Pollution evaluation in the Shahrood River: Do physico-chemical and macroinvertebrate-based indices indicate same responses to anthropogenic activities? *Chemosphere* **159**, 584–594.
- Simmons J.A., Lawrence E.R. & Jones T.G. (2005) Treated and Untreated Acid Mine Drainage Effects on Stream Periphyton Biomass, Leaf Decomposition, and Macroinvertebrate Diversity. *Journal of Freshwater Ecology* **20**, 413–424.
- Smith T.B. & Owens P.N. (2014) Individual and cumulative effects of agriculture, forestry and metal mining activities on the metal and phosphorus content of fluvial fine-grained sediment; Quesnel River Basin, British Columbia, Canada. *Science of the Total Environment* **496**, 435–442.
- de Siqueira Bueno S.L., Shimizu R.M. & da Rocha S.S. (2010) Reproductive Biology in

Females of *Aegla strinatii* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology* **30**, 589–596.

Smolders A. J. P., Lock R. A. C., Van der Velde G., Hoyos R.I.M., & Roelofs J. G. M. (2003) Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **44**, 314–323.

Silva D.M.L., Ometto J.P.H.B., Lobo G.A., Lima W.P., Scaranello M.A., Mazzi E. & Rocha H.R. (2007) Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? *Scientia Agricola* **64**, 317-324.

Silva D.M.L., Souza M.F.L., Silva F.S., Paula F.C.F., Moraes M.E.B. & Strenzel G.M.R. (2015) Land use effects on nutrient concentration in a small watershed in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* **19**, 102-111.

Sokol E.R. (2009) *Community ecology of aquatic insects in forested headwater streams in the southern Appalachians*. Virginia Polytechnic Institute. Disponível em: <https://theses.lib.vt.edu/theses/available/etd-09262009-191937/unrestricted/Sokol_ER_D_2009.pdf>

Soucek D.J., Cherry D.S., Currie R.J., Latimer H. a. & Trent G.C. (2000) Laboratory to field validation in an integrative assessment of an acid mine drainage-impacted watershed. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**, 1036–1043.

Statzner B., Bis B., Dolédec S. & Usseglio-Polatera P. (2001) Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* **2**, 73–85.

Fenoglio T.B.S., Malacarne G., Pessino M. & Sgariboldi F. (2007) Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica* **37**, 186–192.

Stewart J.S., Wang L., Lyons J., Horwath J. a. & Bannerman R. (2001) Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **37**, 1475–1487.

- Stone M.K. & Wallace J.B. (1998) Long-term recovery of a mountain stream from clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* **39**, 151–169.
- Tomanova S., Moya N. & Oberdorff T. (2008) Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications* **24**, 1230–1239.
- Tomanova S., Tedesco P. a., Campero M., Van Damme P. a., Moya N. & Oberdorff T. (2007) Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **170**, 233–241.
- Tromboni F. & Dodds W. K. (2017) Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and
- Vandewalle M., Bello F., Berg M.P., Bolger T., Dolédec S., Dubs F., Feld C.K., Harrington R., Harrison P.A., Lavorel S., Silva P.M., Moretti M., Niemela J., Santos P., Sattler T., Sousa J.P., Sykes M.T. Vanbergen A.J. & Woodcock B.A. (2010) Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* **19**, 2921–2947.
- Verberk W.C.E.P., Sipel H., & Esselink H. (2008) Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology* **53**, 1722–1738.
- Wagenhoff A., Townsend C.R., Phillips N. & Matthaei C.D. (2011) Subsidy-stress and multiple-stressor effects along gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients in a regional set of streams and rivers. *Freshwater Biology* **56**, 1916–1936.
- Wallace J.B. & Anderson N.H. (1995) Habitat, Life History, and Behavioral Adaptations of Aquatic Insects. In: *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3rd edn. (Eds R.W. Merrit & K.W. Cummins), p. 862.
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. & Morgan R.P. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 706–723.
- Wantzen K.M., Yule C.M., Tockner K. & Junk W.J. (2008) Riparian wetlands of tropical

- streams. In: *Tropical Stream Ecology*. (Ed. Dudgeon D.), pp. 199-217. Academic Press.
- Welsh S.A. & Loughman Z.J. (2015) Physical habitat and water quality correlates of crayfish distributions in a mined watershed. *Hydrobiologia* **745**, 85–96.
- Wipfli M.S., Hudson J. & Caouette J. (1998) Influence of salmon carcasses on stream productivity: response of biofilm and benthic macroinvertebrates in southeastern Alaska, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1503–1511.
- Wood P.J. & Armitage P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* **21**, 203–217.
- Wooster D., Miller S.W. & DeBano S.J. (2016) Impact of season-long water abstraction on invertebrate drift composition and concentration. *Hydrobiologia* **772**, 15–30.
- Wright I.A. & Burgin S. (2009) Comparison of Sewage and Coal-Mine Wastes on Stream Macroinvertebrates Within an Otherwise Clean Upland Catchment, Southeastern Australia. *Water Air Soil Pollution* **204**, 227–241
- Xu M., Mu X., Dick J.T.A., Fang M., Gu D., Luo D., *et al.* (2016) Comparative functional responses predict the invasiveness and ecological impacts of alien herbivorous snails. *PLoS ONE* **11**.
- Zaimes G.N. & Schultz R.C. (2002) *Phosphorus in Agricultural Watersheds A Literature Review by Department of Forestry*. Iowa State University, Ames, Iowa. 104 p.
- Zampella R.A., Procopio N.A., Lathrop R.G. & Dow C.L. (2007) Relationship of land-use/land-cover patterns and surface-water quality in the Mullica river basin. *Journal of the American Water Resources Association* **43**, 594-604.

Agradecimentos

A CGTEE por fomentar a pesquisa na área da bacia hidrográfica do arroio Candiota e aos servidores do Centro de Ecologia e profissionais que viabilizaram a obtenção e parte do processamento dos dados utilizados no presente artigo. O presente trabalho foi

realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Considerações finais

Os macroinvertebrados bentônicos respondem à perturbações, tanto no espaço quanto ao longo do tempo, nas variáveis ambientais, nos usos e cobertura do solo e na pluviosidade nos locais avaliados. Estes organismos se mostram particularmente eficientes na resposta a modificações nos usos e cobertura do solo. O número de variáveis avaliadas e a quantidade de usos dentro da bacia hidrográfica pode dificultar a detecção do efeito de cada variável ambiental isoladamente (Ex: ferro, sólidos dissolvidos, porcentagem de silte no sedimento). A avaliação de efeitos sinérgicos entre as variáveis *in situ* é também muito complexa. Sendo assim, o uso e cobertura do solo reflete tal complexidade respondendo a maior parte da variação na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Pelas associações das variáveis analisadas com os atributos dos organismos podemos inferir que eles estão respondendo principalmente a mudanças no meio físico. Tais mudanças são decorrentes principalmente da entrada de sedimentos finos e acúmulo de hidróxidos metálicos consequentes da conversão de áreas naturais, em áreas de campo degradado, agrícolas, urbanas e mineração. Sendo assim, na área de estudo, a reconstituição da vegetação riparia e redução na drenagem ácida de mina constituem medidas de manejo cabíveis para mitigar os efeitos da conversão nos usos e cobertura do solo de áreas naturais para atividades antrópicas e as alterações nas variáveis ambientais decorrentes dessa conversão.

Anexos

Anexo 1-Variáveis ambientais

Variáveis Ambientais	Abril/2015					Janeiro/2015					Outubro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Condutividade (µS/cm)	68.2	94.7	129	245	916	57.8	56.4	69.4	163	771	60	46	74	68	287
DBO5 (mgO2/L)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Fenóis (mg/L)	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Fosforo total (mg/L)	0.08	0.01	0.06	0.07	0.18	0.05	0.05	0.08	0.15	0.09	0.04	0.04	0.04	0.1	0.02
Nitrato (mg/L)	0.09	0.09	0.16	0.15	0.15	0.14	0.09	0.09	0.09	0.2	0.1	0.11	0.13	0.17	0.22
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1.3	0.4	0.3	0.3	2.2	0.2	1	0.5	0.6	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4
Óleos e graxas (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7.6	7.6	8.1	10.5	8.3	6.7	8.3	7.9	7.3	9.3	7.4	7	7	8	8
pH	6.8	6.9	7.2	7.2	3.7	6.5	6.7	7.8	6.9	3.5	6.6	7	7.1	7	4.6
Sólidos dissolvidos (mg/L)	54	68	58	92	159	49	62	54	117	150	10	32	54	50	180
Sulfeto (mg/L)	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.007	0.004	0.041	0.02	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Temperatura (°C)	15	17	19	15	21	21	22	22	22	22	16	16	16	17	21
Turbidez (NTU)	11.3	8	14.1	8.7	4.6	18.1	18.1	47.4	51.3	23.3	19.6	16.4	18.1	15.9	2.3
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.14	3.06	0.05	0.12	0.22	0.09	6.53	0.14	0.09	0.09	0.08	1.05
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Ferro dissolvido (mg/L)	0.73	0.32	0.43	0.3	2.38	0.85	0.86	0.48	0.61	5.79	0.58	0.46	0.48	0.41	0.96
Manganês total (mg/L)	0.08	0.19	0.07	0.15	2.3	0.2	0.24	0.07	0.17	2.46	0.07	0.05	0.05	0.06	0.82
Níquel total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.01	0.11	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
Zinco total (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.06	0.08	0.05	0.05	0.05	0.05	0.16	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Alumínio total sedimento (mg/l)	1.5458	1.6336	2.7826	1.2931	1.5243	1.4114	1.0493	1.1443	1.4339	0.7973	0.9576	1.0441	1.4403	0.9201	1.4595
Arsênio total sedimento (mg/l)	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8.3	9.9	8.8	12.3
Cádmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Chumbo total sedimento (mg/l)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	11.4	10	7.2	8	9.6
Cobre total sedimento (mg/l)	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9.3	8	8	4.2
Cromo total sedimento (mg/l)	8	8.6	16.4	8	8.8	14.1	9.3	8	9.1	8	8	13.8	8	8.7	8
Ferro total sedimento (mg/l)	0.7728	0.6065	2.1504	1.1248	1.5906	1.9524	0.5778	0.787	1.949	0.3981	0.8611	1.776	1.1295	1.4622	1.3086
Manganês total sedimento (mg/l)	375	252	774	116	61.3	56.6	114	227	436	208	456	936	452	299	104
Mercúrio total sedimento (mg/l)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
Níquel total sedimento (mg/l)	14.6	16.3	16.7	17.4	16.5	16.4	15.2	13.2	19	15.8	33.6	34.2	26.3	31.3	34.2
Zinco total sedimento (mg/l)	10.5	15.8	28	27.1	12.8	21.8	13.3	15.9	40.5	9.1	21	32.6	25.78	26.3	9.9
Areia (%)	85.6	95.5	73.5	91.8	88.1	57.2	62.3	96.3	96.8	57.9	76.5	75.6	75.8	66.1	98.9
Silte (%)	2.4	1.7	6.2	1.4	1.3	1.1	1.1	1.9	0.6	15.5	13	20.6	10.5	0.9	0.2
Argila (%)	1.2	0.8	5.2	0.4	1.4	1.9	0.5	1.3	0	26	13.4	2.7	9.8	0	0
Matéria Orgânica (%)	1.18	0.87	1.76	0.22	1.4	2.6	0.4	1.2	0.7	0.3	1.9	2.1	0.5	0.5	0.5

Valores das variáveis ambientais extraídos dos relatórios técnicos (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b).

Anexo 1-Variáveis ambientais (continuação)

Variáveis Ambientais	Agosto/2014					Abril/2014					Janeiro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Condutividade (µS/cm)	38	65	58	204	233	50	51	89	90	99	45.6	66.4	70.5	265	432
DBO5 (mgO2/L)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Fenóis (mg/L)	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Fosforo total (mg/L)	0.04	0.32	0.08	0.21	0.02	0.03	0.02	0.04	0.2	0.02	0.02	0.08	0.03	0.73	0.01
Nitrato (mg/L)	0.18	0.2	0.31	0.3	0.39	0.09	0.09	0.09	0.09	0.15	0.09	0.09	0.09	0.09	0.38
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.5	0.9	2.7	1.2	2.8	2
Óleos e graxas (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9.2	8.7	9.8	10.1	9.8	7.8	8.5	7.8	9.2	9	5.2	8	6.6	7.4	7.4
pH	6.8	7	6.8	6.9	5.1	6.8	7.2	7.1	7.4	4.8	6.6	7	7	6.2	7.4
Sólidos dissolvidos (mg/L)	50	54	48	36	48	112	100	109	125	148	39	61	68	71	405
Sulfeto (mg/L)	0.002	0.002	0.003	0.004	0.002	0.003	0.005	0.007	0.004	0.004	0.004	0.01	0.003	0.006	0.005
Temperatura (°C)	9	12	12	14	14	18	19	19	20	19	32	29.1	27	27.1	30.2
Turbidez (NTU)	14.3	25.7	20.7	17.1	2.2	12.6	17.1	15.6	19.8	10.5	10.9	7.2	16.2	598	11
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.05	0.08	0.09	0.16	1.4	0.05	0.14	0.14	0.12	1.39	0.09	0.1	0.08	0.06	0.45
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Ferro dissolvido (mg/L)	0.55	0.29	0.28	0.27	2.68	0.72	0.49	0.47	0.54	0.52	1.38	0.32	0.33	0.33	0.09
Manganês total (mg/L)	0.09	0.06	0.05	0.24	0.81	0.11	0.14	0.05	0.17	1.06	0.13	0.5	0.5	0.5	1.23
Níquel total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
Zinco total (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.11	0.05
Alumínio total sedimento (mg/l)	2.38	1.9	2.55	1.9	1.73	3.0735	2.7845	6.3279	2.2763	1.3476	3.1151	3.576	5.999	3.2042	6.442
Arsênio total sedimento (mg/l)	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Cádmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Chumbo total sedimento (mg/l)	11	15.3	27.8	12	14.3	7.4	6.1	12.9	7.1	3.6	13.2	13.8	13.5	8.8	11
Cobre total sedimento (mg/l)	8	8	8	8	8	8	8	8	8.4	8	8	9.4	8	8	8
Cromo total sedimento (mg/l)	8	11	18	18	17	8	8	3	15	8	8.3	8	8	8	8
Ferro total sedimento (mg/l)	0.76	1.29	1.9	2.69	3.26	0.4727	0.5925	0.7874	1.933	0.9448	1.005	0.7744	0.2518	1.6041	0.5669
Manganês total sedimento (mg/l)	70	160	363	324	95	86.3	216	196	346	47.2	137	234	160	350	375
Mercúrio total sedimento (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.15	0.17	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
Níquel total sedimento (mg/l)	17.2	20	18.9	22.9	3.8	18.4	17.4	16.7	20	15.3	3.7	5	3.8	7.6	5.8
Zinco total sedimento (mg/l)	19	31	35	57	23	8.1	13.8	14.7	34.7	11.2	8	14.9	8	47.5	18.6
Areia (%)	99	74	51.9	75.7	90.9	95.7	67.2	63.7	96	72.01	95.2	91.8	90.5	93.7	86.9
Silte (%)	0.3	0.5	25.4	0.6	5.8	2.6	17.8	3.5	2.6	17.4	1.6	1.8	0.3	1.4	0.5
Argila (%)	5	2.72	17.8	0.3	1.7	1.3	15	2	100	10.4	1.5	0.4	0	0.2	0
Matéria Orgânica (%)	2	2.8	0.5	1.2	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0.6	0.6	0.5	0.5	3.2	0.5

Anexo 1-Variáveis ambientais (continuação)

Variáveis Ambientais	Outubro/2013					Julho/2013					Abril/2013				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Condutividade (µS/cm)	35	58	54	235	253	37	57	55	77	207	60	65	109	270	913
DBO5 (mgO2/L)	2	2	2	2	2	10	10	12	9	12	9	10	10	10	9
Fenóis (mg/L)	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.005	0.003	0.003	0.003
Fosforo total (mg/L)	0.03	0.03	0.02	0.28	0.02	0.06	0.03	0.05	0.07	0.02	0.04	0.02	0.03	0.67	0.01
Nitrato (mg/L)	0.09	0.09	0.09	0.18	0.31	0.09	0.09	0.09	0.09	0.13	0.09	0.09	0.09	0.09	0.26
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	3.1
Óleos e graxas (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	4	2	1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9.6	9.2	9.8	9.7	9.4	7	7.9	8	8.2	7.2	6.4	7.9	7.5	7.6	8.6
pH	6.8	6.9	7.8	7.8	5.4	6.5	7.2	7.2	7.5	6.1	6.8	7.3	6.9	8	3.9
Sólidos dissolvidos (mg/L)	35	70	32	166	173	30	40	36	60	135	57	69	190	154	276
Sulfeto (mg/L)	0.002	0.051	0.051	0.026	0.055	0.003	0.006	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.023	0.002
Temperatura (°C)	12	15	14	17	16	8	10.5	8	12	12	19	21	21	24	20
Turbidez (NTU)	41.3	20.9	25.4	20.1	26.1	20.5	1	32.4	15.1	16	17.6	4.3	3.6	25	3.7
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.23	0.38	0.51	0.35	0.35	0.34	0.14	0.51	0.15	0.06	0.14	0.07	0.05	0.29	2.24
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.007	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Ferro dissolvido (mg/L)	0.55	0.47	0.38	0.2	0.3	0.52	0.35	0.47	0.31	0.61	0.49	0.19	0.26	0.12	0.58
Manganês total (mg/L)	0.08	0.06	0.05	0.2	0.82	0.05	0.05	0.05	0.06	0.66	0.13	0.05	0.05	0.08	2.6
Níquel total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06
Zinco total (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.09	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.88	0.05
Alumínio total sedimento (mg/l)	1.5	1.1	1.74	1.55	0.72	3.0295	2.5105	2.5554	5.7439	3.6691	2.1303	0.631	0.6289	0.5912	0.6973
Arsênio total sedimento (mg/l)	8	8	8	10.9	9.7	8	8	8	8	4.9	8.1	8	8	8	16.8
Cádmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Chumbo total sedimento (mg/l)	10.7	11.5	19.2	13.2	7.3	20.3	19.4	26.6	15	20.1	21.7	13.5	16.8	13.9	16.4
Cobre total sedimento (mg/l)	8	8	8	3.8	2.4	9.2	8	8	18	13	14.7	8	8	8	16.9
Cromo total sedimento (mg/l)	8	8.6	8	14.4	8.7	13.7	11.8	9	30	24	27.5	10.8	8	8	18
Ferro total sedimento (mg/l)	0.51	0.87	0.58	1.93	1.39	1.8316	1.3806	1.2107	2.6673	2.6692	2.4542	1.0472	0.6799	0.7858	3.8048
Manganês total sedimento (mg/l)	194.7	174.3	187.5	337.3	49.7	1571	345	471	1061	896	934.4	192.9	125.1	299.9	92.7
Mercúrio total sedimento (mg/l)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
Níquel total sedimento (mg/l)	2	4	2	7.9	2	15.3	15	9	19	18	24.2	22.9	19.3	20.9	20.4
Zinco total sedimento (mg/l)	8.3	14.9	8.8	69.3	21	35.6	21	24	237	76	139.9	19.9	10.8	13.9	22.2
Areia (%)	79.2	79.5	95.8	77.5	81.23	65.6	53.3	67.3	68	40.8	95.6	93.2	88	81.6	90.4
Silte (%)	8.3	0.9	4	0.9	0.8	5.1	0.5	11.1	21.3	35.1	2.2	1.1	1.4	4.4	1.8
Argila (%)	10.4	0	0	0	0	7.3	0.5	9.9	9.8	24	0	0	0	1.6	0
Matéria Orgânica (%)	2.8	0	2	3	2.1	8	1	3.4	8.3	2.7	0.9	0.7	0.3	0.5	1.1

Anexo 1-Variáveis ambientais (continuação)

Variáveis Ambientais	Janeiro/2013					Outubro/2012					Julho/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Condutividade (µS/cm)	37	58	70	99	230	40	48	66	83	256	38	60	54	75	135
DBO5 (mgO2/L)	9	11	11	12	13	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Fenóis (mg/L)	0.003	0.019	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Fosforo total (mg/L)	0.04	0.02	0.05	0.04	0.02	0.05	0.05	0.04	0.19	0.01	0.18	0.03	0.06	0.06	0.07
Nitrato (mg/L)	0.09	0.09	0.09	0.09	0.22	0.16	0.26	0.22	0.29	0.32	0.36	0.18	0.35	0.19	0.4
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
Óleos e graxas (mg/L)	0.1	1.1	1	1	1.7	2.5	4.6	4.3	4.1	5.7	1	3	1	1	1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6.7	7.2	7.3	7.6	8.8	7.6	8	7.7	7.8	7.8	7	6.4	6	7.3	8.4
pH	5.6	7	7	6.9	4.9	6.5	9.2	7.5	7.7	4.9	6.5	7.4	7	7.4	6.2
Sólidos dissolvidos (mg/L)	36	59	103	99	154	59	77	82	86	194	33	76	89	53	117
Sulfeto (mg/L)	0.006	0.003	0.014	0.008	0.007	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Temperatura (°C)	21	23	21	25	20	16.5	16.8	18.8	18.5	17	13	13	12	12	12
Turbidez (NTU)	25.3	8.3	40.8	10.2	14.3	19.5	26.2	18.5	29.1	7.6	45.7	23.3	45.2	24.8	58
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.24	0.11	0.23	0.2	0.6	0.18	0.24	0.42	0.37	1.04	0.63	0.12	0.42	0.22	0.51
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Ferro dissolvido (mg/L)	0.77	0.69	0.61	0.69	0.19	0.79	0.62	0.59	0.54	0.36	0.55	0.32	0.35	0.52	0.57
Manganês total (mg/L)	0.16	0.11	0.08	0.1	0.74	0.08	0.05	0.05	0.05	0.89	0.18	0.05	0.05	0.08	0.38
Níquel total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Zinco total (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Alumínio total sedimento (mg/l)	2.1303	0.631	0.6289	0.5912	0.6973	6.2881	6.0393	8.4112	5.1292	3.5071	1.3485	4.68	1.6268	6.7177	2.7458
Arsênio total sedimento (mg/l)	8.1	8	8	8	16.8	8	8	8	8	10	8	8	8	8	10.3
Cádmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Chumbo total sedimento (mg/l)	21.7	13.5	16.8	13.9	16.4	12.8	11.6	13.1	11.8	8.8	7.8	14.3	13	9.1	18.2
Cobre total sedimento (mg/l)	14.7	8	8	8	16.9	8	8	8	8	8	8	29.3	8	14	14.6
Cromo total sedimento (mg/l)	27.5	10.8	8	8	18	8	11.9	8	19.7	8.5	8	77.3	8	31.8	31.7
Ferro total sedimento (mg/l)	2.4542	1.0472	0.6799	0.7858	3.8048	0.4881	1.1863	0.693	2.3383	1.7177	0.8323	4.0591	0.6099	4.2399	3.2026
Manganês total sedimento (mg/l)	934.4	192.9	125.1	299.9	92.7	126.4	413.4	377.5	464	59.7	388.4	1512.2	199	761.9	97.1
Mercúrio total sedimento (mg/l)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.2
Níquel total sedimento (mg/l)	24.2	22.9	19.3	20.9	20.4	24.9	27.9	24.6	28.9	26.7	8.8	57.6	26.7	30.6	19.4
Zinco total sedimento (mg/l)	139.9	19.9	10.8	13.9	22.2	11.4	28.4	14.6	40.5	15.2	14	67.4	11.9	59.9	33.3
Areia (%)	94.3	51.6	67.5	67.7	92.2	71.1	96.6	97.8	76.9	96.9	71.2	25.3	56.2	83.2	33.8
Silte (%)	1.5	0.5	3.1	14.9	3.3	1.8	2.4	0.4	0.7	1	10.3	49.2	18.25	8.1	36.9
Argila (%)	2.1	0.8	3.2	7.3	3.9	2	0.6	0	0.1	0.5	18.5	13.6	12.5	1.9	29.3
Matéria Orgânica (%)	0.7	0.5	0.5	1.4	4.4	1.6	3.8	1.9	1.6	1.7	3	1	0.5	1.9	8.3

Valores das variáveis ambientais extraídos dos relatórios técnicos (FLE, 2012a; FLE, 2012b; FLE, 2012c; FLE, 2012d; FLE, 2013a; FLE, 2013b; FLE, 2013c; FLE, 2013d; FLE, 2014a; FLE, 2014b; FLE, 2014c; FLE, 2014d; FLE, 2015a; FLE, 2015b).

Anexo 1-Variáveis ambientais (continuação)

Variáveis Ambientais	Abril/2012					Janeiro/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Condutividade (µS/cm)	69.4	74.5	117	187	1005	127	101	146	194	1423
DBO5 (mgO2/L)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Fenóis (mg/L)	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Fosforo total (mg/L)	0.02	0.03	0.03	0.18	0.01	0.03	0.02	0.02	0.12	0.01
Nitrato (mg/L)	0.17	0.21	0.14	0.09	0.31	0.17	0.09	0.09	0.09	0.3
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.2	1.2	0.1	0.1	0.1	0.1	1.8
Óleos e graxas (mg/L)	3	4	2	1	1	1.7	1.1	1.8	2	4.1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4.9	4.4	4.8	7.2	7	1.3	1.6	1.5	1.1	2.4
pH	7.2	7.3	7.5	7.4	4	7.2	7.2	7.2	7.5	6.9
Sólidos dissolvidos (mg/L)	58	63	72	115	608	10	55	70	108	127
Sulfeto (mg/L)	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002
Temperatura (°C)	19	20	19	19	18	18	22	24	24	22
Turbidez (NTU)	6.6	10.4	7.4	9.8	1.1	3.75	9.05	1.29	6.24	0.6
Alumínio dissolvido (mg/L)	0.17	0.37	0.17	0.31	2.24	0.09	0.13	0.05	1.75	0.05
Arsênio total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cádmio total (mg/L)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Chumbo total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre dissolvido (mg/L)	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Ferro dissolvido (mg/L)	0.53	0.6	0.43	0.48	0.67	0.77	0.53	0.15	0.88	0.21
Manganês total (mg/L)	0.11	0.05	0.05	0.07	2.83	0.22	0.05	0.12	0.05	0.28
Níquel total (mg/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05
Zinco total (mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Alumínio total sedimento (mg/l)	1.0689	0.8006	1.2087	1.9846	0.9073	2.6	2.93	6.25	2.03	2.71
Arsênio total sedimento (mg/l)	8	8	8	8	12	8	8	8	8	8
Cádmio total sedimento (mg/l)	0.08	0.08	0.08	0.1	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Chumbo total sedimento (mg/l)	13.5	10.2	14.4	23.4	13.2	11.8	10.9	16.7	8.7	10.7
Cobre total sedimento (mg/l)	8	8	8	18.8	8	8	8	8	8	8
Cromo total sedimento (mg/l)	8	8	8	32.1	11.4	8.8	12.3	8	8	8
Ferro total sedimento (mg/l)	0.6915	0.8675	0.442	3.4795	2.4032	0.95	0.96	0.59	1.18	1.75
Manganês total sedimento (mg/l)	137	100	146	604	61	385.7	126.6	209.9	426.9	48.2
Mercúrio total sedimento (mg/l)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.39	0.15
Níquel total sedimento (mg/l)	22	23	20.5	18.8	21.7	28.8	34.5	29.8	37	34.2
Zinco total sedimento (mg/l)	11.4	16.4	9.1	237.3	16.7	19.2	21.7	11.4	42.6	14.9
Areia (%)	90.8	97	94.9	46.9	44.7	84.5	63.6	91.3	86	97
Silte (%)	1.3	0.6	0.1	50.2	28.8	2.9	1	0.8	1.2	2.4
Argila (%)	1.7	0.5	0	1.7	15.5	0	0	0	0	0.5
Matéria Orgânica (%)	0.5	0.6	0.6	8.5	1.4	2.02	0.35	0.1152	0.5769	4.1577

Anexo 2-Abundância de famílias

Famílias	Abril/2015					Janeiro/2015					Outubro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Aeglidae	21	0	4	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ampularidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylidae	11	3	13	2	0	0	2	15	8	0	7	3	1	5	0
Athericidae	0	36	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0
Baetidae	65	36	63	15	0	11	302	218	99	2	76	15	370	2	0
Belostomatidae	0	30	0	0	0	2	1	6	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	22	30	3	5	0	9	13	37	1	0	1	11	6	0	0
Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	4	5	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0
Ceratopogonidae	15	5	8	0	3	34	7	23	3	4	12	6	25	1	0
Chaoboridae	0	625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	898	656	1115	569	98	548	611	1124	129	211	305	351	355	160	0
Cochliopidae	219	34	33	152	0	8	8	18	1	0	233	5	1	0	0
Coenagrionidae	5	12	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixidae	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	16	11	0	0	0	5	3	3	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	36	0	0	0	0	0
Cyrenidae	15	9	12	7	0	4	9	0	0	0	25	2	0	1	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dogielinotidae	0	0	1	0	0	2	0	5	1	0	47	0	0	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	1	1	0	0
Dryopidae	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesidae	1	9	7	0	0	0	3	0	1	0	5	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Ecnomidae	37	173	2	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Elmidae	356	173	638	59	9	85	33	472	17	0	17	4	228	0	0
Empididae	0	0	1	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0
Enchytraeidae	0	11	5	2	0	0	49	7	1	8	19	81	12	5	0
Ephemeridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gerridae	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonidae	25	51	4	20	5	1	65	9	6	0	6	1	0	0	0
Glossosomatidae	14	13	9	0	0	11	59	121	5	0	2	0	3	0	0
Gomphidae	3	3	3	2	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Gripopterygidae	9	1	1	1	0	0	0	0	0	0	8	0	20	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Abril/2015					Janeiro/2015					Outubro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Hebriidae	0	0	0	0	6	1	2	3	4	6	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	2	155	5	2	0	1	0	9	4	0	0	0	1	0	0
Hydropsychidae	60	171	75	5	2	38	57	429	33	2	45	0	12	0	0
Hydroptilidae	14	22	14	207	0	6	17	27	237	4	9	3	4	1	0
Hyrriidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Leptoceridae	7	317	3	0	0	2	7	48	0	0	1	0	0	0	0
Leptohyphidae	131	326	213	13	0	39	336	591	25	0	15	8	111	1	0
Leptophlebiidae	44	14	89	3	0	71	11	163	1	0	183	4	23	0	0
Libellulidae	3	3	1	4	0	1	2	1	1	1	0	0	0	0	0
Lutrochidae	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0
Naididae (c/ capilar)	7	95	8	8	8	19	11	105	37	16	6	1	18	2	0
Naididae	16	60	18	29	24	57	6	18	31	23	122	50	20	6	5
Narapidae	0	1	0	0	0	2	1	15	1	0	1	0	1	0	0
Naucoridae	2	0	1	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	3	207	123	0	0	0	0	22	2	0	0	0	3	0	0
Perlidae	2	65	135	0	0	0	12	91	4	0	0	0	6	0	0
Philopotamidae	8	32	257	5	0	0	50	216	11	0	0	0	0	0	0
Physidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	0	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2	0	0
Pleidae	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	1	9	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polymitarcyidae	0	6	0	1	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Psephenidae	0	3	1	3	0	0	18	13	0	0	0	0	1	0	0
Psychodidae	0	0	3	1	0	0	0	0	2	22	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Pyalidae	0	0	0	0	0	0	7	36	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	9	1	9	1	0	0	81	51	5	0	15	0	844	4	0
Sphaeriidae	1	1	17	10	0	1	6	0	0	0	6	0	1	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Tipulidae	4	0	13	0	2	7	1	45	8	3	2	1	25	0	0
Veliidae	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Agosto/2014					Abril/2014					Janeiro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Aeglidae	4	0	3	0	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampularidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Ancylidae	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0	14	6	0	6	0
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	22	3	23	4	1	34	5	291	1	0	24	40	170	1	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0
Caenidae	0	1	6	0	0	1	0	2	0	0	9	45	16	0	0
Calamoceratidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	25	6	1	0	1	12	7	4	18	0	112	20	10	12	2
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	227	47	16	20	6	199	45	309	133	10	794	693	1777	167	29
Cochliopidae	95	6	1	0	0	463	2	1	2	0	297	29	2	0	0
Coenagrionidae	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	2	6	4	0	0
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0
Corydalidae	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	1	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	22	1	3	0
Cyrenidae	32	38	0	0	0	194	30	0	0	0	28	170	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Dogielinotidae	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	2	0	1
Dolichopodidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	6	0	0
Dytiscidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Ecnomidae	5	0	0	0	0	8	0	0	0	0	14	0	0	0	0
Elmidae	13	24	4	40	1	28	1	120	6	1	187	88	238	3	7
Empididae	0	1	0	7	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	0
Enchytraeidae	4	18	7	3	1	2	7	2	1	2	0	9	0	3	1
Ephemeraeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Glossiphonidae	0	1	0	0	0	6	1	0	0	0	24	20	3	0	0
Glossosomatidae	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	30	13	2	0	0
Gomphidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	1	0	0	0
Gripopterygidae	4	1	7	45	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Agosto/2014					Abril/2014					Janeiro/2014				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Hebriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	30	6	5	1
Hydropsychidae	14	0	0	0	0	9	17	25	0	0	104	54	16	0	1
Hydroptilidae	11	0	0	0	0	20	0	0	0	0	106	3	1	0	0
Hyrriidae	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0	2	3	0	0	0
Leptoceridae	1	1	1	0	0	1	0	7	0	0	0	3	8	0	0
Leptohyphidae	8	16	4	1	0	6	4	23	0	0	111	201	233	1	2
Leptophlebiidae	6	0	3	0	0	5	0	4	0	0	96	12	151	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0
Lutrochidae	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0
Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae (c/ capilar)	0	0	0	0	0	0	22	0	0	4	5	19	10	5	3
Naididae	0	7	2	45	25	16	9	3	10	28	61	44	0	3	2
Narapidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0
Odontoceridae	0	0	0	0	0	8	0	6	0	0	0	0	43	0	0
Perlidae	0	1	2	0	0	2	0	3	0	0	1	6	24	0	2
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	16	0	0
Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	0	0	1	0	0	0	2	0	2	0	0	2	0	1	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	5	0	0
Polymitarcyidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	10	6	0	0	0
Psephenidae	0	6	0	1	0	0	3	5	1	0	1	52	5	0	4
Psychodidae	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyalidae	0	8	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	11	0	6	2	0	6	0	1215	1	0	2	2	290	0	0
Sphaeriidae	0	3	0	1	0	8	1	2	1	0	9	8	0	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	1	0	2	0	1	1	0	3	0	2	0	0
Tipulidae	1	0	1	0	0	1	0	16	0	0	13	2	51	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Outubro/2013					Julho/2013					Abril/2013				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Aeglidae	15	2	1	0	0	15	1	0	0	0	7	0	2	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampularidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Ancylidae	36	7	0	6	0	54	8	0	0	0	37	7	3	125	0
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Baetidae	281	10	139	0	3	43	8	91	0	0	36	258	195	7	0
Belostomatidae	0	8	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	0
Caenidae	9	28	5	1	0	13	11	10	0	0	1	11	3	0	0
Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Ceratopogonidae	24	31	7	4	0	17	3	25	0	2	13	14	42	10	9
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	580	485	293	602	85	509	70	368	10	11	729	956	1774	2937	83
Cochliopidae	96	5	0	6	0	285	17	1	0	0	356	46	0	38	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	13	4	0	0
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	4	13	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cyrenidae	243	48	0	0	0	169	201	0	0	0	323	291	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dogielinotidae	83	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ecnomidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	38	22	83	26	4	52	8	95	2	0	62	118	597	124	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	3
Enchytraeidae	5	14	3	3	4	0	27	3	27	1	1	5	0	0	0
Ephemeraeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonidae	2	1	0	0	0	4	0	0	0	0	53	6	10	9	0
Glossosomatidae	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	18	1	0
Gomphidae	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1
Gripopterygidae	3	1	22	3	0	12	0	10	0	0	0	0	0	3	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Outubro/2013					Julho/2013					Abril/2013				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Hebriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
Hydrophilidae	1	0	0	0	0	0	4	7	0	0	0	7	0	1	0
Hydropsychidae	5	11	0	0	0	13	10	0	0	0	16	67	148	0	0
Hydroptilidae	3	5	7	2	0	5	0	2	0	0	47	6	18	7	0
Hyrriidae	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	3	0	6	3	2
Leptohyphidae	24	186	123	0	0	5	47	36	2	0	65	2010	387	2	0
Leptophlebiidae	0	21	9	0	0	0	63	1	0	0	12	119	60	1	0
Libellulidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lutrochidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Naididae (c/ capilar)	6	3	0	0	2	34	8	0	2	3	33	15	0	37	1
Naididae	101	7	0	34	194	51	13	5	21	49	50	30	2	149	10
Narapidae	5	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naucoridae	0	2	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	12	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	0	8	0	0	0	0	14	0	0	0	0	33	0	0
Perlidae	1	19	8	0	0	1	2	12	0	0	12	42	46	0	0
Philopotamidae	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	17	139	180	1	0
Physidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Planorbidae	0	0	1	0	0	3	2	1	0	0	0	0	0	1	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	0	0
Polymitarcyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Psephenidae	0	4	1	0	0	0	6	4	0	0	5	30	7	1	0
Psychodidae	0	0	0	10	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyalidae	0	2	0	1	0	0	5	10	0	0	0	1	14	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	20	20	217	2	0	36	0	37	0	0	6	55	17	3	0
Sphaeriidae	16	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	7	1	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	23	7	0	1	1	7	0	0	0	1	14	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	8	88	4	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Janeiro/2013					Outubro/2012					Julho/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Aeglidae	7	0	4	0	0	11	9	3	0	0	7	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampularidae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Ancylidae	5	1	3	0	0	2	4	0	0	0	4	0	0	0	0
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	21	29	17	8	0	207	66	497	114	0	2	2	0	0	0
Belostomatidae	0	6	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	8	7	2	0	1	2	10	7	6	0	2	2	1	0	0
Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	6	18	5	1	1	21	24	24	2	2	8	0	0	0	5
Chaoboridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Chironomidae	79	42	229	46	518	451	515	1825	292	19	63	1	9	0	21
Cochliopidae	148	9	3	2	0	44	81	1	24	0	23	0	1	0	1
Coenagrionidae	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0	0
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
Cyrenidae	97	48	0	0	0	43	85	0	2	0	9	0	1	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dogielinotidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesidae	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	204	4	156	3	5	34	72	173	15	0	19	2	1	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Enchytraeidae	60	41	62	29	0	0	7	1	1	1	2	77	1	28	17
Ephemeraeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonidae	0	2	1	1	0	2	4	0	1	0	7	0	0	0	0
Glossosomatidae	8	2	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Gripopterygidae	0	0	0	0	0	2	0	16	3	0	0	0	0	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Janeiro/2013					Outubro/2012					Julho/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Hebriidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	4	1	6	1	1	0	2	1	1	0	0	1	0	3	0
Hydropsychidae	182	23	63	1	0	8	17	13	5	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	23	12	62	6	1	4	1	23	11	0	0	2	0	0	0
Hyrriidae	2	1	8	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Leptohyphidae	28	98	235	3	1	19	130	149	15	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	39	16	38	0	0	1	17	3	15	0	3	2	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lutrochidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae (c/ capilar)	23	68	24	68	8	0	14	28	7	2	6	0	1	1	4
Naididae	117	35	6	15	30	13	2	0	64	380	0	3	0	1	4
Narapidae	3	8	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Naucoridae	2	0	3	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	0	6	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	2	0
Perlidae	1	0	7	0	0	0	8	0	3	0	23	98	10	37	35
Philopotamidae	0	6	23	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Planorbidae	5	0	1	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polymitarcyidae	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Psephenidae	0	30	22	0	0	0	10	1	1	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	2	0	6	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrilidae	2	0	13	2	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	2	0	13	0	0	43	2	3302	12	0	0	0	0	0	0
Sphaeriidae	0	0	2	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	4	23	2	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Abril/2012					Janeiro/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Aeglidae	44	0	2	0	0	3	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampularidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Ancylidae	15	0	0	0	0	4	17	16	4	0
Athericidae	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	96	185	850	27	2	4	171	44	0	1
Belostomatidae	2	18	0	0	0	0	53	1	0	0
Caenidae	21	50	18	2	0	14	51	10	0	1
Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	1	9	0	0	0	2	1	0	0
Ceratopogonidae	50	10	6	4	5	5	3	37	74	26
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	583	1268	1493	46	294	667	1243	1565	377	222
Cochliopidae	171	24	8	293	0	21	391	19	126	0
Coenagrionidae	5	24	2	0	0	0	0	1	0	1
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	3	0	0	0	0	2	1	1	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyrenidae	16	329	0	0	0	4	813	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dogielinotidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0
Dugesidae	7	41	0	0	0	0	12	2	1	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Ecnomidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	315	105	78	21	1	71	148	103	121	2
Empididae	0	0	0	0	0	3	10	0	3	0
Enchytraeidae	0	14	0	0	0	0	21	0	1	0
Ephemeridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonidae	33	68	1	0	0	8	53	2	47	0
Glossosomatidae	0	0	0	7	0	3	19	6	1	0
Gomphidae	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Gripopterygidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0
Halplidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Anexo 2-Abundância de famílias (continuação)

Famílias	Abril/2012					Janeiro/2012				
	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5	E.A.1	E.A.2	E.A.3	E.A.4	E.A.5
Hebriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	13	2	1	0	0	9	2	11	1
Hydropsychidae	5	24	53	1	0	9	167	108	3	0
Hydroptilidae	5	5	3	264	0	10	67	16	24	0
Hyriidae	2	1	0	18	0	0	6	0	0	0
Leptoceridae	3	1	0	0	0	1	6	2	0	0
Leptohyphidae	127	978	162	18	0	13	1301	132	3	0
Leptophlebiidae	5	103	133	2	0	7	59	24	0	0
Libellulidae	0	4	0	1	0	0	11	0	0	2
Lutrochidae	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae (c/ capilar)	98	30	28	32	56	131	124	56	118	45
Naididae	93	8	3	39	55	120	14	0	461	65
Narapidae	0	1	0	0	0	0	3	10	0	0
Naucoriidae	0	4	1	0	0	1	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0
Perlidae	3	5	9	0	0	3	25	17	0	0
Philopotamidae	4	428	47	0	0	3	972	32	8	0
Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	0	0	1	4	0	0	0	0	1	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	1	1	2	0	40
Polymitarcyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psephenidae	6	70	6	6	0	0	213	91	49	0
Psychodidae	0	0	2	18	0	0	6	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrilidae	0	8	0	0	0	0	6	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Simuliidae	123	39	1333	0	0	0	49	0	0	0
Sphaeriidae	9	1	0	0	0	2	3	0	9	0
Stratiomyidae	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	1	0	2	0	0	1	0	4	2	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	8	2	0	1

Anexo 3-Atributos das famílias

Famílias	Atributos				
	Grupos alimentares Funcionais (FFG)	Respiração (RESP)	Reprodução (REP)	Locomoção e Hábito (LOC)	Substrato Preferencial (SUBS)
Aeglidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Aeshnidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Ampularidae	Raspador	Aérea	Ovipoção Terrestre	Rasteja	Vegetação
Ancylidae	Raspador	Tegumento	Ovipoção fixa	Nada	Detritos Orgânicos
Athericidae	Predador	Branquial	Ovipoção Terrestre	Rasteja	Rochoso pedregoso
Baetidae	Coletor	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Belostomatidae	Predador	Palastrão	Ovipoção fixa	Rasteja	Vegetação
Caenidae	Coletor	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Silte
Calamoceratidae	Fragmentador	Branquial	Ovipoção livre	Rasteja	Rochoso pedregoso
Calopterygidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Vegetação
Ceratopogonidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Areia
Chaoboridae	Predador	Tegumento	Ovipoção livre	Nada	Silte
Chironomidae	Coletor	Tegumento	Ovipoção fixa	Rasteja	Silte
Cochliopidae	Raspador	Branquial	Ovovivíparo	Rasteja	Rochoso pedregoso
Coenagrionidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Rasteja	Vegetação
Corixidae	Brocador	Aérea	Ovipoção fixa	Nada	Vegetação
Corydalidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Temporariamente Fixo	Rochoso pedregoso
Culicidae	Coletor	Aérea	Ovipoção livre	Nada	Detritos Orgânicos
Cyrenidae	Filtrador	Branquial	Ovovivíparo	Cava	Areia
Dixidae	Coletor	Aérea	Ovipoção fixa	Nada	Rochoso pedregoso
Dogielinotidae	Fragmentador	Branquial	Ovovivíparo	Rasteja	Rochoso pedregoso
Dolichopodidae	Predador	Aérea	Ovipoção livre	Rasteja	Silte
Dryopidae	Fragmentador	Palastrão	Ovipoção Terrestre	Rasteja	Rochoso pedregoso
Dugesiiidae	Predador	Tegumento	Ovipoção fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Dytiscidae	Predador	Aérea	Ovipoção fixa	Rasteja	Vegetação
Ecnomidae	Filtrador	Tegumento	Ovipoção fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Elmidae	Raspador	Palastrão	Ovipoção fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Empididae	Predador	Tegumento	Ovipoção Terrestre	Rasteja	Rochoso pedregoso
Enchytraeidae	Coletor	Tegumento	Ovipoção fixa	Cava	Detritos Orgânicos
Ephemeraidae	Coletor	Branquial	Ovipoção fixa	Cava	Areia
Gelastocoridae	Predador	Palastrão	Ovipoção livre	Rasteja	Areia
Gerridae	Predador	Aérea	Ovipoção Terrestre	Nada	Vegetação
Glossiphonidae	Brocador	Tegumento	Ovovivíparo	Rasteja	Vegetação
Glossosomatidae	Raspador	Tegumento	Ovipoção fixa	Temporariamente Fixo	Rochoso pedregoso
Gomphidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Cava	Silte
Gripopterygidae	Fragmentador	Tegumento	Ovipoção fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Gyrinidae	Predador	Branquial	Ovipoção fixa	Nada	Vegetação
Haliplidae	Fragmentador	Aérea	Ovipoção fixa	Nada	Silte

Anexo 3-Atributos das famílias (continuação)

Famílias	Atributos				
	Grupos alimentares Funcionais (FFG)	Respiração (RESP)	Reprodução (REP)	Locomoção e Hábito (LOC)	Substrato Preferencial (SUBS)
Hebriidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Vegetação
Helicopsychidae	Raspador	Tegumento	Oviposição fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Hydrophilidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Hydropsychidae	Filtrador	Branquial	Oviposição fixa	Temporariamente Fixo	Rochoso pedregoso
Hydroptilidae	Brocador	Tegumento	Oviposição fixa	Rasteja	Vegetação
Hyriidae	Filtrador	Branquial	Ovovíviparo	Cava	Silte
Leptoceridae	Fragmentador	Branquial	Oviposição fixa	Rasteja	Areia
Leptohyphidae	Coletor	Branquial	Oviposição fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Leptophlebiidae	Coletor	Branquial	Oviposição fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Libellulidae	Predador	Branquial	Oviposição livre	Rasteja	Vegetação
Lutrochidae	Fragmentador	Palastrão	Oviposição fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Lymnaeidae	Raspador	Tegumento	Oviposição fixa	Rasteja	Vegetação
Mesovelidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Vegetação
Muscidae	Predador	Aérea	Oviposição Terrestre	Rasteja	Detritos Orgânicos
Naididae (c/ capilar)	Coletor	Tegumento	Assexuada	Cava	Areia
Naididae	Coletor	Tegumento	Oviposição fixa	Cava	Silte
Narapidae	Coletor	Tegumento	Assexuada	Cava	Areia
Naucoridae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Vegetação
Notonectidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Vegetação
Odontoceridae	Fragmentador	Branquial	Oviposição Terrestre	Rasteja	Silte
Perlidae	Predador	Branquial	Oviposição fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Philopotamidae	Filtrador	Tegumento	Oviposição fixa	Temporariamente Fixo	Rochoso pedregoso
Physidae	Raspador	Tegumento	Oviposição fixa	Rasteja	Vegetação
Planorbidae	Raspador	Tegumento	Oviposição fixa	Rasteja	Vegetação
Pleidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Vegetação
Polycentropodidae	Filtrador	Tegumento	Oviposição fixa	Temporariamente Fixo	Rochoso pedregoso
Polymitarcyidae	Filtrador	Branquial	Oviposição livre	Cava	Areia
Psephenidae	Raspador	Branquial	Oviposição fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Psychodidae	Coletor	Aérea	Oviposição fixa	Rasteja	Rochoso pedregoso
Ptilodactylidae	Fragmentador	Palastrão	Oviposição fixa	Rasteja	Detritos Orgânicos
Pyralidae	Fragmentador	Branquial	Oviposição fixa	Temporariamente Fixo	Vegetação
Scirtidae	Raspador	Branquial	Oviposição Terrestre	Rasteja	Rochoso pedregoso
Simuliidae	Filtrador	Tegumento	Oviposição fixa	Temporariamente Fixo	Vegetação
Sphaeriidae	Filtrador	Branquial	Assexuada	Cava	Areia
Stratiomyidae	Coletor	Aérea	Oviposição livre	Rasteja	Vegetação
Syrphidae	Coletor	Aérea	Oviposição Terrestre	Cava	Detritos Orgânicos
Tabanidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Cava	Detritos Orgânicos
Tipulidae	Coletor	Aérea	Oviposição livre	Cava	Detritos Orgânicos
Veliidae	Predador	Aérea	Oviposição fixa	Nada	Rochoso pedregoso

