

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**EFEITOS DA PERDA DE CONECTIVIDADE DO COMPONENTE ARBÓREO
RIPÁRIO NA DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS**

Luiz Carlos Catein Filho
Orientador: Adriano Sanches Melo

Goiânia - GO
2017

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS
DE TESES E
DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: **Dissertação** **Tese**

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

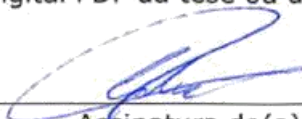
Nome completo do autor: Luiz Carlos Catein Filho

Título do trabalho: **EFEITOS DA PERDA DE CONECTIVIDADE DO COMPONENTE ARBÓ-
REO RIPÁRIO NA DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS**

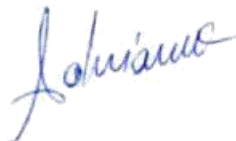
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 19 / 06 / 17

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente
- Submissão de artigo em revista científica
- Publicação como capítulo de livro
- Publicação da dissertação/tese em livro

²A assinatura deve ser escaneada.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**EFEITOS DA PERDA DE CONECTIVIDADE DO COMPONENTE ARBÓREO
RIPÁRIO NA DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Goiás como parte das exigências
Do Programa de Pós-Graduação em Ecologia
e Evolução para obtenção do título de Mestre

Luiz Carlos Catein Filho

Orientador: Dr. Adriano Sanches Melo

Goiânia
Maio de 2017

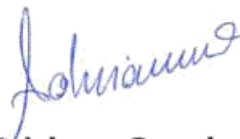


**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS - UFG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO - PPGEE**

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE Nº 152

Aos vinte e nove dias do mês de maio do ano de dois mil e dezessete (29/05/2017), às quatorze horas (14h), no auditório do ICB V - Campus Samambaia - UFG, reuniram-se os componentes da banca examinadora: **Prof. Dr. Adriano Sanches Melo - ICB/UFG; Profa. Dra. Priscilla Carvalho - ICB/UFG; Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa - UEG/Anápolis;** para, em sessão pública presidida pelo primeiro examinador citado, procederem à avaliação da defesa de dissertação intitulada: **"Efeitos da perda de conectividade do componente arbóreo ripário na diversidade de insetos aquáticos em riachos"**, em nível de mestrado, área de concentração em Ecologia e Evolução, de autoria de **Luiz Carlos Catein Filho**, discente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pelo presidente, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida à(o) autor(a) da dissertação que, em cerca de 40 minutos, procedeu à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu à(o) examinada(o), tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da dissertação. Tendo-se em vista o que consta na Resolução nº 1127 de dezembro de 2012 do Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura (CEPEC), que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, a dissertação foi APROVADA, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega da versão definitiva da dissertação na secretaria do programa, com as devidas correções sugeridas pela banca examinadora, no prazo de trinta dias a contar da data da defesa. Cumpridas as formalidades de pauta, às 17 h e 05 min., encerrou-se a sessão de defesa e, para constar,

eu, Suely Ana Ribeiro, secretária executiva da Universidade Federal de Goiás - UFG, lavrei a presente ata que, após lida e aprovada, será assinada pelos membros da banca examinadora em três vias de igual teor.



Prof. Prof. Dr. Adriano Sanches Melo
ICB/UFG
Presidente da Banca



Dra. Priscila Carvalho
ICB-UFG



Dr. Fabrício Teresa
UEG-GO

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Catein Filho, Luiz Carlos
[manuscrito] / Luiz Carlos Catein Filho. - 2017. CCXXV, 225 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Sanches Melo.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, , Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2017.

Bibliografia. Anexos.

Inclui mapas, fotografias, abreviaturas, gráfico, tabelas.

1. conectividade. 2. insetos aquáticos. 3. beta diversidade. 4. riachos. 5. mata ciliar. I. Sanches Melo, Adriano , orient. II. Título.

CDU 574

Agradecimentos

Depois de sete anos de UFG eis aqui o momento de agradecer a todos que fizeram parte dessa longa estrada comigo desde a graduação até este momento.

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais, sem eles, eu não teria chegado até aqui. Sem eles eu nada seria.

Ao meu orientador Prof. Dr. Adriano S. Melo pela oportunidade cedida de ser seu orientado, pela paciência, e por todos os bons conselhos durante essa jornada.

Em especial à minha mãe que encarou na raça sol e chuva junto a mim nesse cerradão de Goiás para fazer coleta.

À Andreia Santos que além de topar fazer grande parte das coletas comigo, foi meu braço direito me apoiando emocionalmente durante essa etapa. Obrigado por ser minha companheira o tempo todo.

Ao Allan Vale Toledo da Silveira pelos tantos anos de amizade e parceria e por toda ajuda prestada, desde análises estatísticas até conselhos que levo pra vida.

Ao Filipe Bergamini, amigo de tantos anos que prestou uma grande ajuda em parte das coletas.

À Danielle Katharine Petsch pelos conselhos e principalmente pelas aulinhas de estatística e toda sua paciência e carinho.

Ao Danilo Fortunato pelos ensinamentos e pela paciência e grande ajuda durante a minha “batalha contra o R”. Foram muitas correções e aulas até todos aqueles comandos “for” ficarem claros para mim. Até hoje me embaraço neles. Sem sua ajuda com certeza a coisa não teria andado. Mas no final eu posso dizer: eu aprendi ao menos um pouco do que você pôde ensinar.

À Kelly Souza pela grande ajuda com mapas, estatística, e conselhos. Mas agradeço mesmo pelas risadas e brincadeiras para divertir e fazer esquecer um pouco dos momentos difíceis quando a “coisa estava feia”.

À Leila Meyer pela ajuda na construção do mapa.

Ao Jaques Zanon por grande ajuda nas análises estatísticas. Quando eu comecei a fazê-las não sabia nada de execução no programa e ele me ajudou com os primeiros passos.

Aos meus amigos mais próximos que durante essa etapa estiveram ao meu lado.

Ao prof. Dr. Paulo De Marco Jr. pelas conversas de corredor e algumas dicas para construção dessa dissertação.

Aos professores Dr. Fabrício Teresa, Dra. Priscila Carvalho por terem aceitado participar de mais essa etapa final que é a minha banca.

Aos professores Dr. João Nabout e Renato Bolson Dala Corte por aceitarem o convite para suplentes da minha banca.

Enfim, gostaria de dizer a todos: MUITO OBRIGADO!!! Aos demais que eu posso ter esquecido de mencionar aqui minhas sinceras desculpas, é muita coisa e pouco tempo para acertar tudo....

Luiz Carlos Catein Filho

Sumário

RESUMO.....	14
1. INTRODUÇÃO.....	16
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Área de Estudo.....	22
3.2. Delineamento Amostral	23
3.3. Amostragem de macroinvertebrados bentônicos	26
3.4. Amostragem de sedimento, dossel e variáveis morfológicas dos riachos ...	26
3.5. Variações nas distâncias de desconexão	30
3.6. Análises Estatísticas.....	30
4. RESULTADOS	32
5. DISCUSSÃO	41
6. CONCLUSÃO.....	47
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFIAS	48
ANEXO A- Táxons identificados na região do rio dos Bois no Estado de Goiás – GO.....	56

RESUMO

Existem dois tipos de conectividade, estrutural e funcional. Conectividade funcional indica como o comportamento de um indivíduo que está se dispersando pode ser afetado pela estrutura da paisagem e seus elementos. Conectividade estrutural é a conectividade física entre os fragmentos e manchas. A conectividade da mata ciliar é estrutural, porém tem implicações funcionais. Ela é uma característica fundamental dos ecossistemas aquáticos e também é importante para a conservação da biodiversidade, pois facilita a dispersão entre as populações. Ambientes conectados permitem uma maior migração de indivíduos entre os locais e isto resulta em maior riqueza de espécies, visto que espécies extintas localmente podem rapidamente recolonizar o local. A conectividade também pode afetar a diversidade beta, ou seja, a variabilidade na composição de espécies entre manchas de habitats. A maior dispersão entre ambientes conectados resulta em faunas mais similares, com menor diversidade beta, do que entre ambientes desconectados. Neste trabalho avaliei i) a diversidade alfa em trechos conectados e desconectados por mata ciliar, ii) a diferença na composição de espécies (diversidade beta) entre ambientes conectados e entre não conectados e iii) o efeito da distância entre os trechos desconectados de riachos na diversidade beta. Hipotetizei que a diversidade alfa é reduzida conforme se aumenta o isolamento por desconexão, uma vez que é mais difícil dispersar entre grandes distâncias, que a diversidade beta entre trechos mais desconectados é maior do que entre trechos conectados ao restante da bacia e que trechos mais distantes entre si tendem a possuir maiores valores de diversidade beta, sendo, portanto, mais diferentes. Foram amostrados 13 riachos com três trechos em cada, se dividindo em J1, M1, M2, um mais a jusante dos riachos após a desconexão (J1) e dois conectados à montante antes da desconexão (M1 e M2). Trechos conectados possuem mata ciliar bem preservada em toda sua extensão, enquanto que trechos desconectados possuem uma interrupção da mata ciliar. Dados de sedimento e cobertura vegetal foram coletados para avaliar sua influencia na comunidade. Os trechos desconectados tiveram maior quantidade de sedimento no trecho após a desconexão (J1), já os trechos conectados tiveram em média a mesma quantidade de sedimento. A influência do sedimento explica-se por sua entrada no leito dos córregos e rios modificar os microhabitats e afetar as comunidades tornando-as homogêneas. Houve diferença em relação à diversidade alfa entre os trechos J1 e M2 (desconectados), mas

não houve diferença significativa entre os trechos J1 e M1 (desconectados) e M1 e M2 (conectados). Os trechos J1-M2 tiveram uma comunidade mais heterogênea do que os trechos J1-M1 e M1-M2, sendo que em relação à abundância, os trechos à baixo da desconexão tiveram uma menor quantidade de indivíduos do que os trechos à cima da desconexão. Os trechos à baixo da desconexão tiveram maior riqueza do que os trechos à cima da desconexão. Entre os conectados não houve diferença na riqueza. Não houve diferença entre os trechos em relação ao dossel. Houve influência da desconexão na diversidade beta, sendo que os trechos desconectados J1-M1 têm maior diversidade beta do que os trechos conectados M1-M2 tanto quando analisados através do índice de Bray-Curtis quanto quando analisados através do índice de Sorensen. Isso ocorre devido à ausência de mata ciliar que impede a dispersão dos insetos entre os trechos realizada pelos adultos através do voo ativo pela mata. Não houve relação entre o aumento da distância de desconexão e a diversidade beta, dessa forma apenas o fato de existir a desconexão já torna as comunidades diferentes, independente da distância de desconexão. Este resultado contradiz diversos estudos recorrentes em que paisagens mais fragmentadas com maiores distâncias entre seus habitats torna as comunidades mais distintas.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos são sistemas complexos com uma série de configurações físicas, abrangendo sistemas abertos como os oceanos, sistemas isolados como lagos e lagoas, até sistemas estruturados em redes dendríticas como os rios e riachos (Crook et al. 2015). Estes últimos são ambientes que possuem alta heterogeneidade geomorfológica (Allan & Castillo 2007) e são estruturados por um complexo conjunto de redes dendríticas que, apesar de sua extensão espacial limitada, são capazes de suportar alta biodiversidade (Crook et al. 2015; Heino et al. 2015a). Isto ocorre devido à grande diversidade de microhábitats formados nos rios, riachos e seus entornos (e.g. mata ripária) (Allan & Castillo 2007).

A presença de mata ripária é um fator fundamental para a estruturação dos sistemas dulcícolas (Dudgeon et al. 2006; Altermatt & Holyoak 2012). Zonas ripárias são compostas por um conjunto de habitats que formam um mosaico de paisagens, e comunidades (Gregory et al. 2010). Elas afetam a distribuição dos organismos que vivem nos entornos de rios e riachos, criando corredores para a dispersão de animais e plantas (Gregory et al. 2010). Sua principal característica é ser o elemento de transição entre os ambientes aquáticos e terrestres, afetando dessa forma os organismos que ali coexistem, como adultos de insetos aquáticos (Sweeney, 1993; Collier & Smith, 1995; Harrison & Hildrew, 1998; Delettre & Morvan 2000; Harrison & Harris 2002; Briers et al. 2002; Petersen et al. 2004; Gregory et al. 2010). A vegetação ripária atua como um importante fator para o funcionamento dos ecossistemas dulcícolas (Pringle, 2001; Gregory et al. 2010), formando, por exemplo, uma rede de raízes que diminuem a erosão das margens e retêm sedimentos terrestres carregados de regiões mais altas da bacia (Gregory et al. 2010). Além de oferecer alimento e abrigo para a biota aquática e terrestre através da retenção de partículas orgânicas pela entrada de matéria alóctone (e.g. folhas e frutos) (Gregory et al. 2010; Silveira 2013), a mata ripária também modifica o microclima (quantidade de luz, temperatura e umidade) visto que absorve e reflete parte da radiação solar através do dossel adjacente aos rios (Rios & Bailey 2006; Tonkin et al. 2016). Ela também altera o fluxo de nutrientes contribuindo com a entrada de matéria orgânica para dentro do leito (folhas, frutos ou troncos de árvores que caem dentro da água) (Gregory et al. 2010).

Por outro lado a ausência de mata ripária pode propiciar a entrada de sedimento no leito dos rios e riachos (Resh et al. 1988; Rosenberg & Resh 1993). Essa

entrada de sedimento (e.g. matéria orgânica e/ou inorgânica) pode causar a homogeneização do substrato e dos habitats (Jackson & Resh 1989; Merritt et al. 1996; De Szalay & Resh 2000). O substrato por sua vez pode ter uma ampla variedade desde base rochosa e cascalho em sua composição até sedimentos finos e detritos de madeira resultando em uma ampla gama de microhabitats (Merritt et al. 1996). Suas partículas são influenciadas pela estrutura geológica, processos naturais tais como fluxo da água e declives na morfologia do rio e também por processos antrópicos como retirada da mata ciliar e sua substituição por pastagens e/ou plantações (Merritt et al. 1996). A composição do substrato (e.g. areia, folhas, pedras, cascalho) é o maior fator que contribui para a distribuição dos invertebrados nos ecossistemas dulcícolas (Rosenberg & Resh 1993; Merritt et al. 1996), pois sua grande variedade disponibiliza amplos microhabitats e permite que uma grande diversidade de organismos colonizem os ambientes (Merritt et al. 1996; Reder et al. 2006). Substratos instáveis (e.g. substratos arenosos) estão submetidos a constantes transformações em sua superfície devido à velocidade da corrente e proporcionam locais de fixação inadequados e pobres condições alimentares (Sioli 1984).

O fator presença/ausência de mata ripária não é o único que tem influência na estruturação dos ecossistemas dulcícolas. O tipo de vegetação ripária também é importante e ele é determinado pelo clima, regime hidrológico e origem geomorfológica da região (Stewart et al. 2000). Mudanças nessa vegetação podem causar alterações na quantidade e qualidade de matéria orgânica que entra no leito e afetar os processos funcionais que ocorrem dentro dos rios (Cooper et al. 2003; França et al. 2009; Gregory et al. 2010), por exemplo, a substituição de espécies arbóreas por herbáceas causa redução na entrada de material orgânico particulado para rios e riachos (Hickler et al. 2012).

A conectividade da zona ripária em ecossistemas dulcícolas é essencial para a manutenção dos processos necessários para um bom funcionamento dos rios e riachos (e.g. formação da rede de raízes que evita erosão, retenção de sedimentos terrestres, fornecimento de alimento e abrigo para a biota aquática e terrestre, e modificação do microclima) (Pringle 2003; Silveira 2013). Ela é unidimensional devido à estrutura longitudinal e ao fluxo unidirecional que leva os organismos à jusante dos rios (Baguette et al. 2013). Dessa maneira, ela é importante para a conservação da biodiversidade e funciona como mecanismo para entender os padrões que modelam os ecossistemas (Crook et al. 2015). A conectividade molda os padrões de diversidade de

diferentes formas como, por exemplo, através da dispersão local (movimento de indivíduos ou propágulos que pode sustentar o fluxo gênico) ou dispersão por toda rede dendrítica. Ela serve também para manter a persistência da comunidade no local oferecendo uma grande diversidade de microhabitats (Carrara et al. 2012; Baguette et al. 2013). Existem dois tipos de conectividade, estrutural e funcional. Conectividade funcional se refere a como o comportamento de um indivíduo que está se dispersando pode ser afetado pela estrutura da paisagem e seus elementos (Baguette & Van Dyck 2007). Taylor et al. (1993) define conectividade estrutural como sendo “o grau com que a paisagem facilita ou impede o movimento entre manchas de recursos”, portanto, conectividade estrutural é a conectividade física entre os fragmentos e manchas. (Taylor et al. 1993). A conectividade da mata ciliar é estrutural, porém tem implicações funcionais (e.g. limitação da dispersão dos indivíduos que dependem dela para sobreviver) (Baguette & Van Dyck 2007).

A conectividade tem grande influência na diversidade em geral, e afeta as diversidades alfa e beta. A primeira pode ser quantificada como a riqueza de espécies em um determinado local (Whittaker 1972), enquanto a segunda pode ser definida como a variabilidade na composição de espécies entre manchas de habitats (Clarke et al. 2008). A diversidade alfa é reduzida conforme o isolamento entre os ambientes aumenta, pois um menor número de indivíduos e, portanto, de espécies, é capaz de dispersar até os ambientes mais isolados (Didham et al. 2012). A diversidade beta é afetada por processos determinísticos (assumem que alterações ambientais e interações bióticas desempenham um papel importante na formação da composição da comunidade local) e estocásticos (processos relacionados a colonização e extinção de espécies) (Crook et al. 2015) de forma que quanto menor for a conexão entre os ambientes menores serão as taxas de dispersão e, portanto, maior será a diversidade beta entre os ambientes. Isso indica que a composição das comunidades é diferente (Freeman, et al. 2007). Assim, comunidades muito conectadas espacialmente podem ter menor diversidade beta devido ao maior fluxo de indivíduos seja por dispersão passiva (i.e. larvas de macroinvertebrados deslocadas por deriva) ou ativa (i.e. estágios adultos de macroinvertebrados que se deslocam através do voo) (Lopes et al. 2014). Diversidade beta e heterogeneidade de hábitat são positivamente correlacionados. Hábitats mais complexos e heterogêneos tendem a diferir mais entre si e, portanto, terão maiores diferenças na composição de suas comunidades (Balata et al. 2007; Legendre & De Cáceres 2013).

Atualmente, devido ao grande impacto antrópico sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres, entender as consequências que a perda de conectividade causa tornou-se uma necessidade para a conservação da biodiversidade (Crook et al. 2015). Muitas vezes a falta de conectividade gerada pela fragmentação de habitats devido a ações antrópicas (i.e. desmatamento) leva a perda da ligação entre populações e habitats (Pringle, 2001; Crook et al. 2015). Isso impede o fluxo gênico e cria um isolamento entre essas populações devido à ausência de dispersão e recolonização entre muitos sítios (Crook et al. 2015; Hughes et al. 2009; Pringle, 2001). Além de ameaçar o fluxo gênico entre as populações, o desmatamento é uma ameaça direta à biota, e pode até mesmo modificar a trajetória evolucionária de muitas populações e espécies incluindo os insetos aquáticos (Bilton et al. 2001; Allendorf & Luikart 2007; Crook et al. 2015), pois altera a composição taxonômica dos macroinvertebrados bentônicos e reduz sua diversidade, eliminando os táxons mais sensíveis (Lorion & Kennedy 2009).

Insetos aquáticos geralmente possuem uma fase imatura que vive, se alimenta e se dispersa na água e uma fase adulta que, em sua maioria, são terrestres (Bilton et al. 2001; Smith et al. 2009). Eles dependem do ambiente terrestre para completar parte do seu ciclo de vida (Merritt et al. 1996). Sua dispersão pode ocorrer de maneiras distintas durante suas fases de vida. Enquanto larvas (fase imatura), eles se dispersam de maneira passiva, como, por exemplo, por deriva, ou ativa, rastejando pelo substrato e nadando. Quando adultos, a dispersão pode dar-se através do voo ativo ou passivo (levados pelo vento), caminhando sobre o substrato ou mesmo sobre a água (Bilton et al. 2001; Smith et al. 2009). A capacidade de dispersão através do voo dos adultos varia entre as espécies dentro de uma mesma ordem, entre indivíduos dentro de uma mesma espécie ou pode até mesmo mudar em um mesmo indivíduo durante determinados períodos do seu ciclo de vida (Smith et al. 2009).

A dispersão realizada pelos indivíduos adultos capazes de voar é afetada por diversos fatores ambientais tais como velocidade e direção do vento, intensidade da luz, temperatura e presença ou ausência de vegetação ripária (Briers et al. 2002; Rios & Bailey 2006). Em áreas sem vegetação ripária, o aumento da distância para a dispersão entre riachos ou mesmo dentro de um mesmo riacho pode trazer prejuízos para o indivíduo tais como aumento do gasto de energia, risco de predação e até mesmo a morte por desidratação devido ao aumento da temperatura causada pela ausência de vegetação (Smith et al. 2009).

Para espécies de Odonata, por exemplo, caso a distância entre os habitats seja muito grande, devido a falta de conectividade, não haverá dispersão e dessa forma, não haverá recolonização destes habitats (McCauley et al. 2014). Outros táxons como os Chironomidae, por exemplo, geralmente também permanecem mais agregados em áreas com mais vegetação onde conseguem dispersar-se de maneira mais eficiente do que em áreas abertas (Smith et al. 2009). Outros exemplos são espécies de Plecoptera que, segundo o estudo feito por Briers et al. (2002), têm uma menor abundância em áreas sem mata ripária. Por fim, espécies de Ephemeroptera e Trichoptera que normalmente não conseguem atingir grandes distâncias em áreas abertas (Petersen et al. 2004).

Os macroinvertebrados bentônicos podem ser filtradores, raspadores, fragmentadores, coletores e predadores (Wallace & Webster 1996) desempenhado, dessa forma, um importante papel para as cadeias alimentares aquáticas, convertendo material vegetal e detritos em tecido animal (Heino et al. 2015a). Distúrbios nessas teias podem causar diversas alterações no ecossistema como um todo (Vannote et al. 1980). Os macroinvertebrados se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar. Em sua maioria, se alimentam de algas e microorganismos (e.g. tricopteras raspadores) e até de outros macroinvertebrados (e.g. odonatas que geralmente são predadores), e possuem os peixes e outros vertebrados como seus principais predadores (Silveira, 2004). Também são dotados de hábito sedentário e alguns táxons podem apresentar ciclos de vida relativamente longos e outros curtos, o que torna eficiente a identificação das modificações do ambiente através de mudanças estruturais nas populações e comunidades (Rosenberg & Resh, 1993; Callisto et al. 2001; Galdean et al. 2001; Ligeiro et al. 2010). A distribuição dos insetos aquáticos no ambiente é influenciada pela disponibilidade de comida (Wallace & Webster 1996), características hidrológicas, nutrientes, tipo de substrato, pressão de predadores, e distúrbios naturais (e.g. enchentes) ou antrópicos (e.g. desmatamento) (Buss, et al. 2002; Buss, et al.2003; Buss et al. 2004; Silveira, 2004; Allan & Castillo, 2007; Braga, et al. 2010).

Diante do exposto fica claro que existe uma grande necessidade de entender tanto os padrões que regem a conectividade ripária nos ecossistemas aquáticos quanto à diversidade nos mesmos.

2. OBJETIVOS

A conectividade dos ambientes lóticos deve afetar diretamente as diversidades alfa (α) e beta (β) das comunidades de macroinvertebrados. Para avaliar isto estudei as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de treze riachos com trechos conectados e desconectados por mata ciliar. Neste trabalho avaliei as seguintes hipóteses:

1. A diversidade- α é reduzida conforme o isolamento entre os ambientes aumenta, pois um menor número de indivíduos é capaz de chegar até os ambientes mais isolados. No caso de extinções locais, a recolonização seria lenta. Espero que a riqueza de espécies (diversidade- α) seja maior em trechos acima da desconexão (M1 e M2) do que em trechos abaixo da desconexão (J1), uma vez que a conectividade dos ambientes facilita a migração.

2. A diversidade- β entre trechos desconectados (sem mata ciliar) de um mesmo riacho é maior do que entre trechos conectados entre si por mata ciliar, uma vez que o isolamento dificulta a migração de indivíduos e devido ao fato de que os sítios vão sendo diferenciados conforme ocorrem extinções locais e não existe recolonização graças ao isolamento. Espera-se que a diferença na composição de espécies (diversidade β) seja maior entre trechos desconectados do que entre trechos conectados, uma vez que o grau de isolamento dificulta a migração.

3. Trechos mais distantes entre si tendem a possuir maiores valores de diversidade beta, sendo, portanto, mais diferentes. Assim o terceiro objetivo é testar o efeito da distância entre os trechos na diversidade beta. Espera-se que quanto maior a distância entre os trechos desconectados dentro de um riacho, maior será a diversidade beta entre eles.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A área de estudo se restringiu à bacia hidrográfica do Rio dos Bois localizada no centro-sul do Estado de Goiás entre os meridianos 49° 07' e 52° 26' O e os paralelos 16° e 18° S, Brasil (Figura 1). A bacia tem uma área de drenagem de 34.552Km², o que corresponde a aproximadamente 10% da área do Estado de Goiás. Abrange territórios de 53 municípios, dos quais 37 apresentam áreas urbanas inseridas na Bacia, e abrigam cerca de 520.224 habitantes, o que significa 9,8% da população total do Estado de Goiás (IBGE, 2010). Ela apresenta uma boa intensidade de precipitação pluviométrica média, com cerca de 1500 mm ao ano. A maior concentração da pluviosidade é observada entre os meses de dezembro e março, período no qual ocorrem 80% do total de chuvas (SEMARH, 2003).

O clima predominante é característico por possuir duas estações bem definidas, o inverno que é o período mais seco (maio a setembro) e o verão, estação mais úmida (outubro a abril). A temperatura máxima anual é em torno de 27 a 30°C com alguns pontos mais ao norte podendo atingir a temperatura média de 33°C. A temperatura média anual oscila entre 21°C a 24°C e a mínima anual em torno de 18 a 21°C. As temperaturas baixas ocorrem nos meses de junho e julho e as mais altas entre setembro e outubro, no qual ocorrem também as taxas mais baixas da umidade do ar (Santos, 2006).

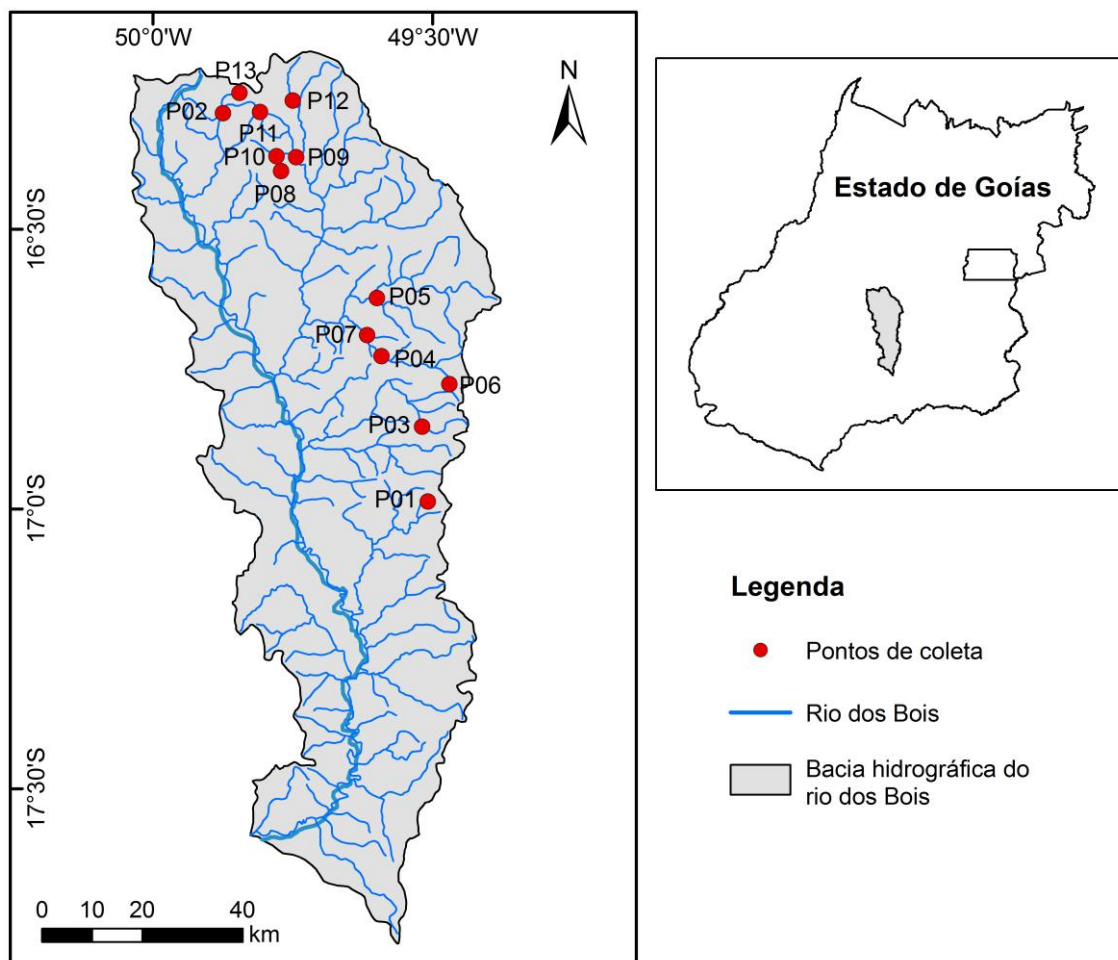


Figura 1: Localização geográfica da região do rio dos Bois no Estado de Goiás.

3.2. Delineamento Amostral

Foram coletados na área de estudo 13 riachos com 3 trechos em cada, um a jusante após a desconexão (J1) e dois a montante antes da desconexão (M1 e M2) (Figura 2). As coletas foram feitas nos meses de abril até início de outubro de 2016 durante a estação seca. As variáveis de morfologia dos riachos, largura e profundidade, foram estimadas a partir da média de cinco transectos em cada um dos três trechos amostrados. O comprimento consistia no tamanho da corredeira de cada trecho. A variável vazão foi delimitada com a média de quatro medidas do fluxo de água em um fluxímetro para cada trecho dos riachos.

Os trechos amostrados se diferenciaram entre conectados e desconectados. O critério escolhido para representar a conexão entre os ambientes foi apenas a mata ciliar. Assim sendo, trechos acima da desconexão (M1 e M2) caracterizam-se por possuir mata ciliar bem preservada em toda sua extensão, enquanto que trechos abaixo

da desconexão (J1) caracterizam-se por ter uma interrupção da mata ciliar à sua montante. Os riachos possuem características típicas de ambientes rasos de corredeira, normalmente com fundo pedregoso.

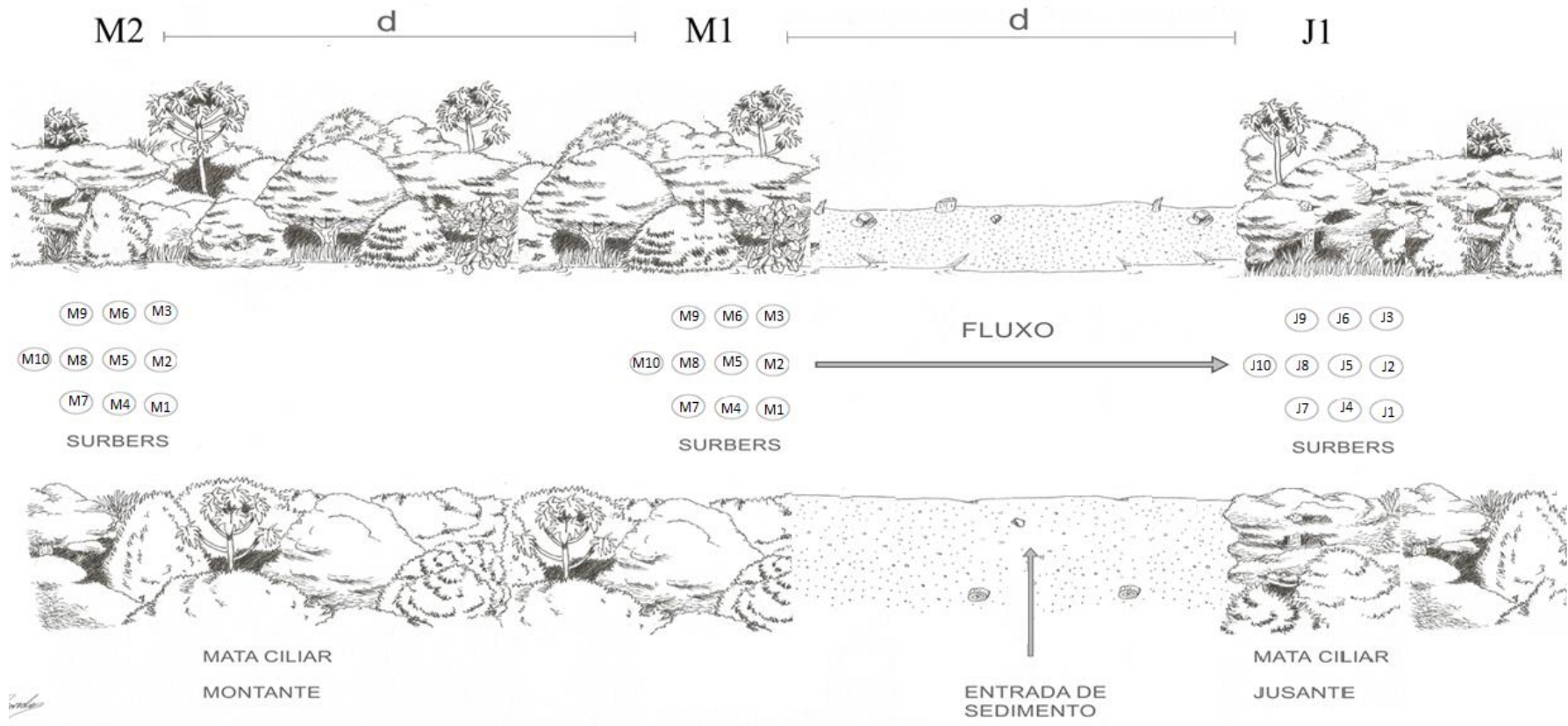


Figura 2: Ilustração da área de coleta. Trechos M1 e M2 representam a área conectada e o trecho J1 representa a área após a desconexão. Os círculos enumerados de 1 a 10 nos trechos J1, M1 e M2 representam as unidades amostrais referentes a cada unidade amostral (Surber) amostrado na área sempre no sentido de jusante à montante.

3.3. Amostragem de macroinvertebrados bentônicos

As amostragens foram feitas em riachos com uma desconexão, ou seja, ausência de vegetação arbórea. As coletas foram feitas em três trechos, dois à montante e um à jusante da desconexão. Na conexão (M1-M2) foram amostrados dois trechos espaçados de maneira semelhante àquela utilizada entre os trechos desconectados (J1-M1) (Figura 2). Foi usado um amostrador Surber, com malha de 1000 μm (Figura 3) para coletar a fauna bentônica. Foram amostradas 10 unidades amostrais em cada um dos três trechos espaçadas de maneira uniforme. Os organismos retidos foram acondicionados em frascos com álcool etílico 80%. Em laboratório, os organismos foram identificados em estereomicroscópio binocular em nível de gênero utilizando as chaves de identificação de Costa et al. (2004); Salles et al. (2004); Pes et al. (2005); Lecci & Froehlich (2007) e depois separados em morfoespécies de acordo com as diferenças morfológicas dos indivíduos.



Figura 3: Amostrador do tipo Surber utilizado para coleta de macroinvertebrados aquáticos

3.4. Amostragem de sedimento, dossel e variáveis morfológicas dos riachos

O objetivo principal foi determinar a influência da desconexão na diversidade beta das comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Entretanto, para assegurar que as variáveis morfológicas de cada um dos trechos do mesmo riacho

fossem semelhantes, eu quantifiquei a largura, profundidade e vazão tomados a partir da média de cinco transectos em cada um dos trechos (J1, M1 e M2) de cada um dos riachos estudados (Tabela 1). Também medi o comprimento do trecho onde foram obtidas as unidades amostrais. O substrato dos riachos (corredeira com fundo pedregoso e cascalho) também foi padronizado. A distância de desconexão entre os ambientes J1 e M1 foi semelhante à distância entre os ambientes conectados M1 e M2. Sedimento também foi coletado raspando-se o material sobre as pedras e em seguida acondicionado em frascos e posteriormente secos em laboratório em estufa e pesados em uma balança de precisão (Tabela 2). A amostragem de sedimento justifica-se pelo fato de o substrato ser usado para indicar o grau de distúrbios (Cabezas et al. 2008), uma vez sabe-se que ele é um bom preditor da comunidade biótica em riachos (Resh et al. 1988).

Para obtenção dos dados de cobertura vegetal do dossel foram tiradas fotos das copas das árvores de cada um dos trechos amostrados com o auxílio de uma câmera fotográfica com lente do tipo olho de peixe (Tabela 2). As fotos foram analisadas no programa GIMP 2.6.

Tabela 1: Variáveis morfológicas medidas em cada um dos trechos amostrados.

Média obtida a partir de cinco medidas.

Ponto	Vazão (m ³ /s)	Profundidade (m)	Largura (m)	Comprimento (m)
P01J1	65425	0,082	7	12,8
P01M1	876,40	0,044	15	13,4
P01M2	768,71	0,044	12,5	12,5
P02 J1	866,24	0,19	3,6	10,5
P02 M1	987,06	0,19	3,8	11,6
P02 M2	764,38	0,17	3,8	12,5
P03 J1	865,22	0,062	9,62	13,8
P03 M1	950,82	0,05	9,18	10,6
P03 M2	597,00	0,056	5,4	10,3
P04 J1	1071,10	0,08	6,4	9,6
P04 M1	876,99	0,084	8,38	7,4
P04 M2	764,29	0,098	9,92	8,9
P05 J1	611,48	0,057	5,44	11,4
P05 M1	569,37	0,065	4,74	10,6
P05 M2	697,49	0,077	4,76	9,8
P06 J1	610,44	0,074	4,1	8,5
P06 M1	594,21	0,06	4,72	7,4
P06 M2	495,22	0,066	3,78	6,9
P07 J1	988,34	0,08	6,02	7,1
P07 M1	878,93	0,074	5,95	6,8
P07 M2	885,81	0,071	6,2	7,2
P08 J1	1107,11	0,112	3,84	7,9
P08 M1	1326,97	0,108	4,9	6,9
P08 M2	1448,86	0,108	4,92	7,2
P09 J1	1298,66	0,122	3,86	5,9
P09 M1	1008,62	0,102	3,21	5,6
P09 M2	1335,04	0,134	3,77	6,2
P10 J1	1339,08	0,102	5,56	4,3
P10 M1	1079,99	0,106	4,14	5,1
P10 M2	1264,75	0,096	4,12	5,6
P11 J1	1024,83	0,132	4,36	6,7
P11 M1	858,58	0,12	3,82	6,1
P11 M2	761,11	0,102	3,48	5,9
P12 J1	343,47	0,164	3,46	5,5
P12 M1	543,90	0,108	4,04	5,7
P12 M2	432,58	0,164	4,04	6,3
P13 J1	543,47	0,164	3,46	5,5
P13 M1	764,90	0,108	4,04	5,7
P13 M2	654,58	0,164	4,04	6,3

Tabela 2: Sedimento depositado sobre rochas (g/cm²) e porcentagem de cobertura vegetal do dossel nos três trechos de cada ponto.

Ponto	Trecho	Peso(g)	Cobertura(%)
P01	J1	3,207	31
P01	M1	2,406	69
P01	M2	1,804	37
P02	J1	6,852	65
P02	M1	1,945	42
P02	M2	2,821	62
P03	J1	9,333	43
P03	M1	3,875	30
P03	M2	5,411	26
P04	J1	4,860	44
P04	M1	2,320	55
P04	M2	2,064	32
P05	J1	8,278	36
P05	M1	3,261	27
P05	M2	1,566	36
P06	J1	2,845	32
P06	M1	1,178	48
P06	M2	1,495	64
P07	J1	4,355	45
P07	M1	1,734	55
P07	M2	2,378	44
P08	J1	4,401	53
P08	M1	2,668	39
P08	M2	3,454	48
P09	J1	3,379	36
P09	M1	2,314	53
P09	M2	1,392	39
P09	J1	8,442	16
P09	M1	1,580	36
P09	M2	6,364	39
P10	J1	4,764	23
P10	M1	3,985	23
P10	M2	2,346	58
P11	J1	5,876	30
P11	M1	4,345	34
P11	M2	3,876	35
P12	J1	3,234	36
P12	M1	2,345	65
P12	M2	1,134	50
P13	J1	4,321	32
P13	M1	2,015	31
P13	M2	1,018	21

3.5. Variações nas distâncias de desconexão

Inicialmente, o objetivo era que houvesse uma padronização na distância de desconexão de todos os riachos para que apenas este fator fosse avaliado. No entanto, devido à dificuldade em se encontrar riachos semelhantes com trechos de desconexão também semelhantes, foram amostrados riachos com diferentes distâncias de desconexão (Tabela 3). Isto possibilitou avaliar o efeito dessa distância na distribuição da comunidade de macroinvertebrados.

Tabela 3: Distância de desconexão entre os trechos desconectados (J1-M1) em cada riacho. A mesma distância foi usada para determinar a amostragem dos trechos M1-M2, de modo que as distâncias J1-M1 fossem semelhantes a M1-M2 dentro de um mesmo riacho.

Ponto	Dist. desc (m)
P01	1228,75
P02	899,92
P03	1018,06
P04	1872,77
P05	905,34
P06	1819,75
P07	1845,19
P08	700,69
P09	1707,91
P10	646,95
P11	1148,45
P12	1007,89
P13	400,74

3.6. Análises Estatísticas

Após as matrizes dos dados bióticos serem obtidas em nível de morfoespécies, realizou-se uma rarefação (Tabela 4) com a finalidade de padronizar a intensidade amostral dos três trechos dentro de cada riacho estudado (Gotelli & Colwell 2001). Dessa forma, o número de indivíduos padronizados foi igual ao total de indivíduos amostrados no trecho de menor abundância. O método consiste em calcular o

número esperado de espécies caso as amostras tivessem o mesmo número de indivíduos da amostra com menor abundância (Gotelli & Colwell 2001).

Para verificar se havia diferença entre os trechos dentro de um mesmo riacho em relação à diversidade alfa realizou-se uma Análise de Variância (ANOVA) em bloco (riacho) a partir dos dados de riqueza rarefeitos. Em seguida realizou-se um teste a posteriori de Tukey para comparar os pares de trechos.

Para analisarmos o efeito do sedimento e cobertura vegetal entre os trechos dos riachos realizou-se Análises de Covariância (ANCOVA) entre os trechos e em seguida um teste de significância de Tukey para determinar a influência dessas variáveis em cada um dos trechos.

Para analisar a variação espacial na composição de espécies (diversidade beta), foram utilizados os índices de dissimilaridade de Bray-Curtis e o índice de dissimilaridade de Sorensen. O índice de Bray-Curtis dá mais peso às espécies comuns (Baselga 2010). Ele é influenciado tanto por mudanças na composição quanto na abundância relativa de espécies (Balata et al. 2007). O índice de dissimilaridade de Sorensen usa dados de presença e ausência e trata as espécies comuns e raras da mesma forma (Baselga et al. 2007; Baselga 2010). Essa medida de diversidade leva em conta substituição e diferença em riqueza de espécies (Baselga 2010).

Para verificar a diversidade beta dentro de cada riacho realizou-se um teste t pareado unicaudal, com a expectativa que os valores de diversidade beta entre os trechos desconectados (J1/M1 e J1/M2) sejam maiores do que seus respectivos valores entre os trechos conectados (M1 e M2). Neste teste, a variável resposta foi a dissimilaridade, a variável explanatória o tipo de par (J1/M1, M1/M2) e o par o riacho.

Para avaliar a influência do aumento da distância de desconexão na diversidade beta realizou-se uma regressão linear simples entre a distância de desconexão e os índices de Sorensen e Bray-Curtis utilizado para calcular a diversidade beta entre os trechos desconectados (J1 e M1). Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R (The R Core Team 2016).

4. RESULTADOS

Foi identificado um total de 39.884 indivíduos pertencentes a 25 famílias e 81 gêneros classificados em 111 morfoespécies. Dentre as morfoespécies encontradas, o gênero *Thraulodes* (Leptophlebiidae – Ephemeroptera) se destacou possuindo até 11 morfoespécies, e 3889 indivíduos (Anexo A). O gênero *Chimarra* (Philopotamidae – Trichoptera) foi o mais abundante com 12924 indivíduos no total, seguido pelo gênero *Smicridea* (Hydropsychidae – Trichoptera) com 8241 indivíduos (Anexo A). Os valores de riqueza observada (s.obs) e rarefeita (s.rare) para cada um dos trechos estão apresentados na Tabela 4. As morfoespécies endêmicas dos trechos conectados e desconectados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 4: Riqueza observada (S.obs), rarefeita (S.rare) e abundância (N) em cada um dos trechos dos pontos amostrados.

Ponto	Trecho	S.obs	S.rare	N
P01	J1	43	43,0	717
P01	M1	37	33,1	1179
P01	M2	28	21,5	1706
P02	J1	35	35,0	805
P02	M1	37	32,5	1346
P02	M2	39	35,0	1830
P03	J1	38	37,8	400
P03	M1	37	36,1	460
P03	M2	36	36,0	389
P04	J1	40	40,0	1332
P04	M1	30	27,6	2086
P04	M2	29	27,9	1577
P05	J1	30	30,0	593
P05	M1	28	25,8	1129
P05	M2	25	24,1	998
P06	J1	25	25,0	156
P06	M1	31	26,0	293
P06	M2	26	23,6	253
P07	J1	35	35,0	869
P07	M1	34	32,7	1163
P07	M2	34	28,9	2460
P08	J1	24	24,0	588
P08	M1	27	24,0	1003
P08	M2	26	23,3	963
P09	J1	25	25,0	475
P09	M1	24	20,4	1198
P09	M2	30	23,6	1621
P10	J1	26	26,0	702
P10	M1	32	28,5	1453
P10	M2	32	28,3	1199
P11	J1	26	26,0	515
P11	M1	22	19,4	939
P11	M2	23	20,5	903
P12	J1	25	25,0	667
P12	M1	23	18,8	1939
P12	M2	35	28,8	1541
P13	J1	27	27,0	638
P13	M1	28	27,6	975
P13	M2	26	25,2	824

Tabela 5: Morfoespécies endêmicas de trechos acima da desconexão e abaixo da desconexão

Trechos acima da desconexão (M1/M2)	Trechos abaixo da desconexão (J1)
<i>Atopsyche sp1</i> (Hydrobiosidae – Trichoptera)	<i>Adebrotus sp1</i> (Baetidae – Ephemeroptera)
<i>Baetodes sp4</i> (Baetidae – Ephemeroptera)	<i>Aeschnosoma sp2</i> (Cordullidae – Odonata)
<i>Brasilocaenis sp1</i> (Caenidae – Ephemeroptera)	<i>Americabaetis sp2</i> (Baetidae – Ephemeroptera)
<i>Cacoides sp1</i> (Gomphidae – Odonata)	<i>Ceratotrichia sp1</i> (Hidroptilidae – Trichoptera)
<i>Caenis sp2</i> (Caenidae – Ephemeroptera)	<i>Cynerllus sp2</i> (Polycentropodidae – Trichoptera)
<i>Campylocia sp1</i> (Euthyplociidae – Ephemeroptera)	<i>Euthyplocia sp1</i> (Euthyplociidae – Ephemeroptera)
<i>Chane sp1</i> (Baetidae – Ephemeroptera)	<i>Leptonema sp2</i> (Hydropsychiidae – Trichoptera)
<i>Farrodes sp1</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)	<i>Traverhyphes sp2</i> (Leptohiphiidae – Ephemeroptera)
<i>Helicopsyche sp1</i> (Helicopsychidae – Trichoptera)	<i>Ulmeritus sp1</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)
<i>Hexagenia sp1</i> (Ephemeridae – Ephemeroptera)	
<i>Leptohiphes sp2</i> (Leptohiphidae – Ephemeroptera)	
<i>Leptohiphes sp3</i> (Leptohiphidae – Ephemeroptera)	
<i>Machaerocentron sp2</i> (Xiphocentronidae - Trichoptera)	
<i>Macrostemum sp2</i> (Hydropsychidae – Trichoptera)	
<i>Mortonella sp1</i> (Glosossomatidae – Trichoptera)	
<i>Orthemis sp2</i> (Libellulidae – Odonata)	
<i>Paramaka sp2</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)	
<i>Planiplax sp2</i> (Libellulidae – Odonata)	
<i>Protopila sp1</i> (Hydropsychidae – Trichoptera)	
<i>Synostropsis sp1</i> (Hydropsychidae – Trichoptera)	
<i>Thraulodes sp11</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)	
<i>Thraulodes sp8</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)	
<i>Tortopus sp1</i> (Polymitarciidae – Ephemeroptera)	
<i>Traverella sp2</i> (Leptophlebiidae – Ephemeroptera)	
<i>Traverhyphes sp4</i> (Leptohiphidae – Ephemeroptera)	
<i>Tricorythodes sp2</i> (Leptohiphidae – Ephemeroptera)	
<i>Tricorythodes sp3</i> (Leptohiphidae – Ephemeroptera)	

A diversidade alfa mostrou diferenças entre trechos dentro de um mesmo riacho ($F_{2,24} = 4,31$, $p = 0,025$) (Tabela 6). Conforme o esperado, os trechos J1-M2 (desconectados) ($p = 0,033$) e em menor grau os trechos J1-M1 (desconectados) ($p = 0,064$), diferiram quanto a riqueza de espécies rarefeita. Ainda, conforme o previsto, os trechos M1-M2 (conectados) não diferiram quanto a riqueza rarefeita ($p = 0,948$) (Tabela 7). Os trechos J1-M2 (média = -4,00) tiveram a riqueza de espécies rarefeita maior do que os trechos J1-M1 (média = -3,54) e M1-M2 (média = 0,46), sendo que os trechos M1-M2 tiveram as comunidades muito parecidas entre si porém, com o trecho M2 possuindo maior riqueza (Tabela 7).

Tabela 6: Análise de Variância da riqueza de espécies rarefeita entre trechos dentro de cada riacho (bloco).

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrados médios	F	p
Trecho	2	125	62,51	4,311	0,025
Riacho	12	816,2	68,01	4,691	< 0,001
Resíduos	24	347,9	14,5		

Tabela 7: Teste de significância de Tukey para a Análise de Variância entre a riqueza rarefeita e os trechos de cada riacho.

Trecho	Média	Mínimo	Máximo	p
J1-M1	-3,54	7,27	0,185	0,064
J1-M2	-4,00	7,73	0,279	0,033
M1-M2	-0,46	4,19	3,265	0,948

Em relação à abundância os trechos desconectados J1 tiveram uma menor quantidade de indivíduos do que os trechos conectados (M1 e M2). Os trechos J1 tiveram, em média, 515 indivíduos a menos do que seus respectivos trechos M1 e 600 indivíduos, em média, a menos do que seus respectivos trechos M2. Já entre os trechos conectados, M2 teve uma maior abundância do que seu respectivo M1 (84 indivíduos em média a mais). Em relação à riqueza de espécies os trechos desconectados J1, tiveram em torno de 0,69 espécies a mais do que M1 e 0,76 espécies a mais do que M2. Os trechos conectados M1 e M2 tem aproximadamente a mesma riqueza (0,07 espécies diferentes) (Figura 4).

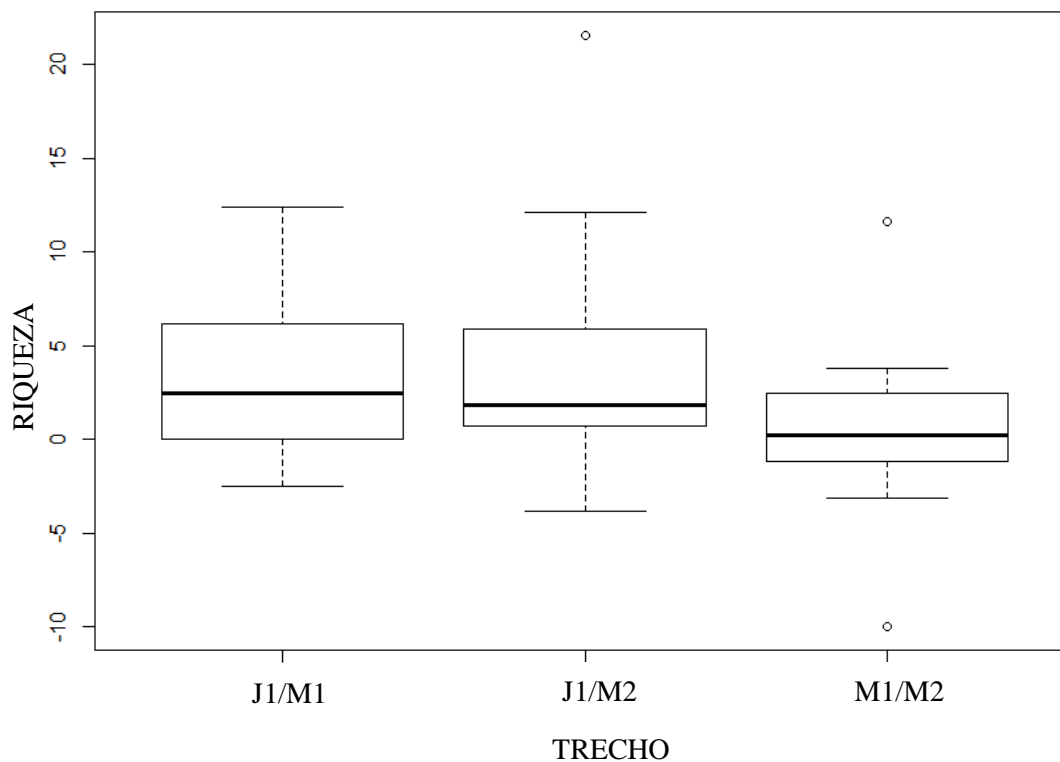


Figura 4: Média de riqueza dos trechos

Os resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) indicaram que o sedimento diferiu entre os trechos ($F_{2,27} = 17,01, p < 0,01$) (Tabela 8). Os trechos que diferiram em relação ao sedimento foram J1-M1 e J1-M2 (desconectados), sendo que os trechos conectados M1 e M2 tiveram em média a mesma quantidade de sedimento ($p = 0,98$) (Tabela 9) e os trechos desconectados J1-M1 e J1-M2 tiveram uma maior quantidade de sedimento no trecho a jusante da desconexão (J1) ($p < 0,01$) (Figura 5).

Tabela 8: Análise de Covariância (ANCOVA) para o sedimento entre os trechos

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrados médios	F	p
Trecho	2	67,37	33,68	17,01	<0,01
Riacho	12	51,52	4,29	1,98	0,04
Resíduos	27	53,47	1,98		

Tabela 9: Teste de significância de Tukey para a quantidade de sedimento entre os trechos trechos de cada riacho.

Trecho	Média	Mínimo	Máximo	p
M1-J1	-2.72	-4,04	1,40	<0,01
M2-J1	-2.64	-3,96	1,32	<0,01
M2-M1	0,08	1,23	1,40	0,98

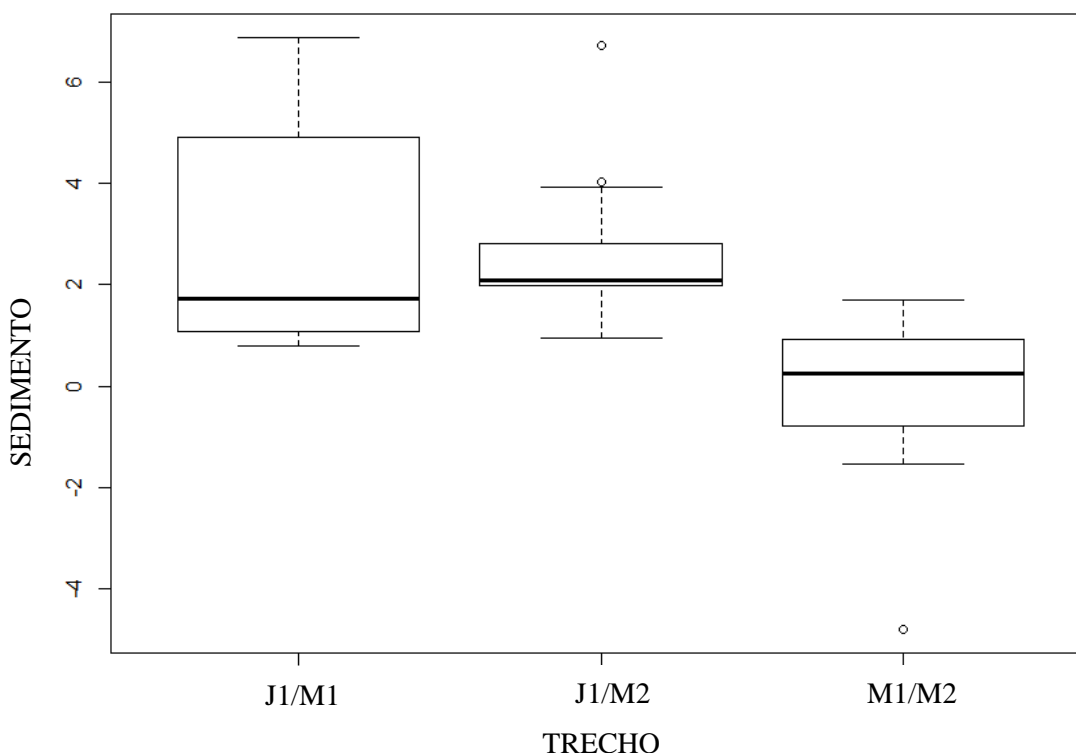


Figura 5: Quantidade de sedimento ao longo dos trechos conectados (M1/M2) e desconectados (J1)

Os resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) para a cobertura vegetal indicaram que o dossel da copa das árvores não diferiu entre os trechos ($F_{2,27} = 0,954$; $p = 0,39$) (Tabela 10). Os três trechos tiveram porcentagens semelhantes de cobertura do dossel (J1-M1 = -0,059, J1-M2 = -0,048 e M1-M2 = -0,011) (Figura 6).

Tabela 10: Análise de Covariância (ANCOVA) para a cobertura vegetal do dossel entre os trechos.

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrados médios	F	p
Trecho	2	0,028	0,014	0,954	0,398
Ponto	12	0,273	0,022	1,543	0,169
Resíduos	27	0,399	0,014		

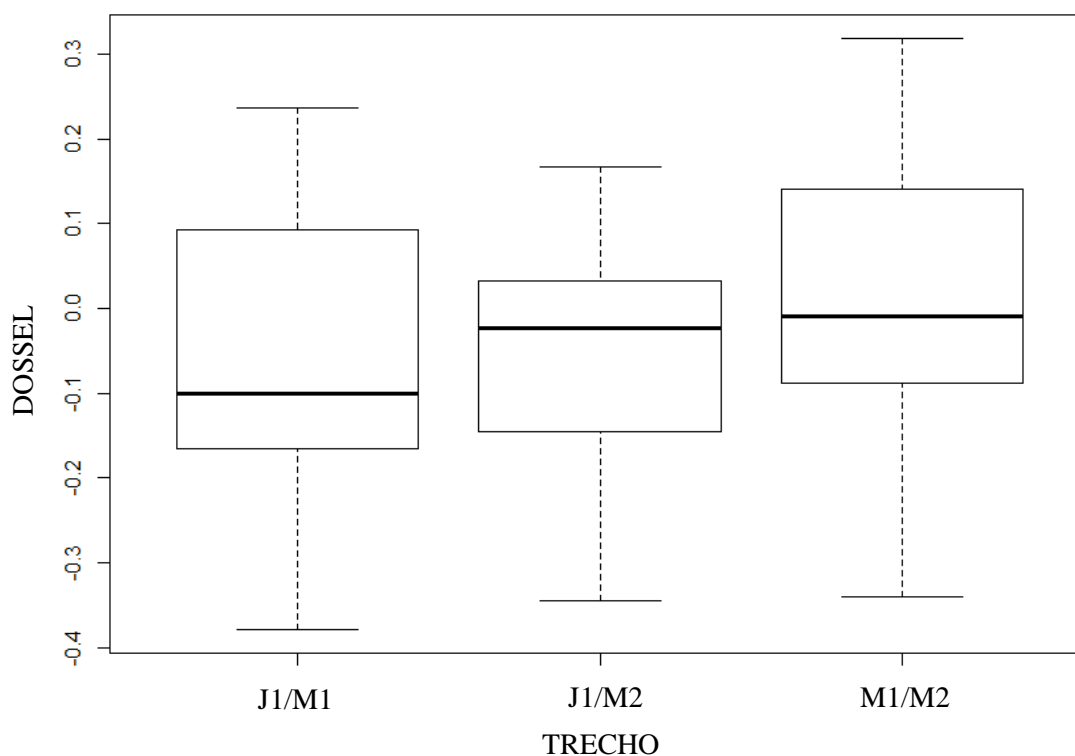


Figura 6: Variação na porcentagem de cobertura vegetal entre os trechos dos riachos

Os trechos desconectados J1-M1 têm maior diversidade beta do que os trechos conectados M1-M2 tanto quando analisados através do índice de Bray-Curtis ($t = 2,666$, $df = 22,972$, $p < 0,01$) (Figura 7), quanto quando analisados através do índice de Sorensen ($t = 3,002$, $df = 20,005$, $p < 0,01$) (Figura 8), confirmando a hipótese de que a diferença na composição de espécies (diversidade beta) é maior entre ambientes desconectados do que entre ambientes conectados.

O resultado da regressão linear indicou que não houve relação entre o aumento da distância de desconexão e a diversidade beta ($r^2 = 0,10$; $F_{1,11} = 1,328$; $p =$

0,27). Ou seja, apenas o fato de existir a desconexão já torna as comunidades diferentes, independente da distância de desconexão.

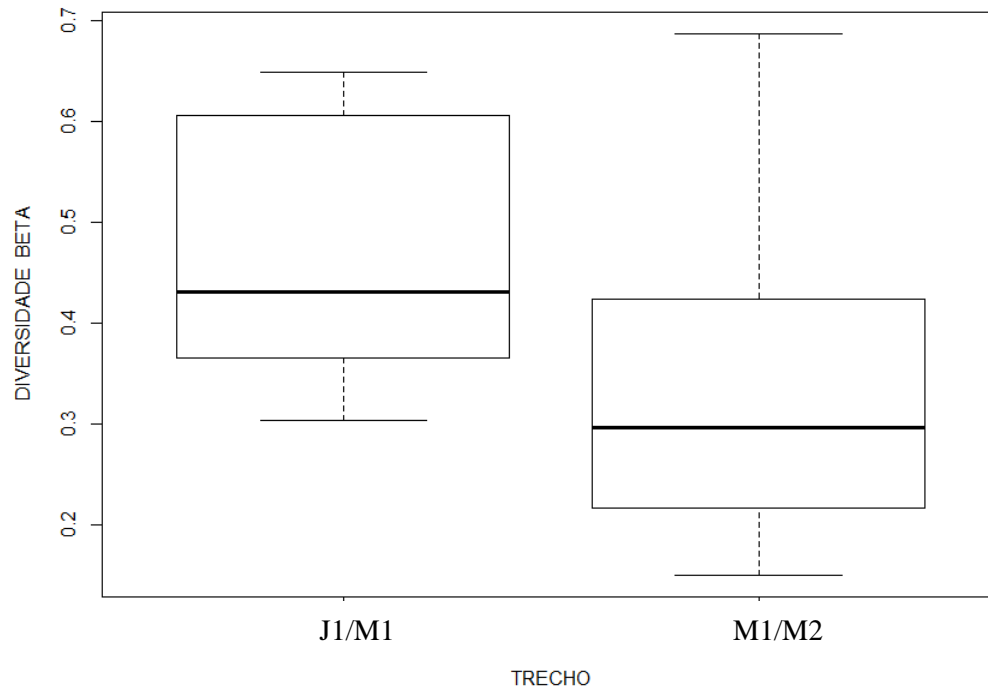


Figura 7: Diversidade beta baseado no índice de Bray-Curtis entre trechos conectados e desconectados

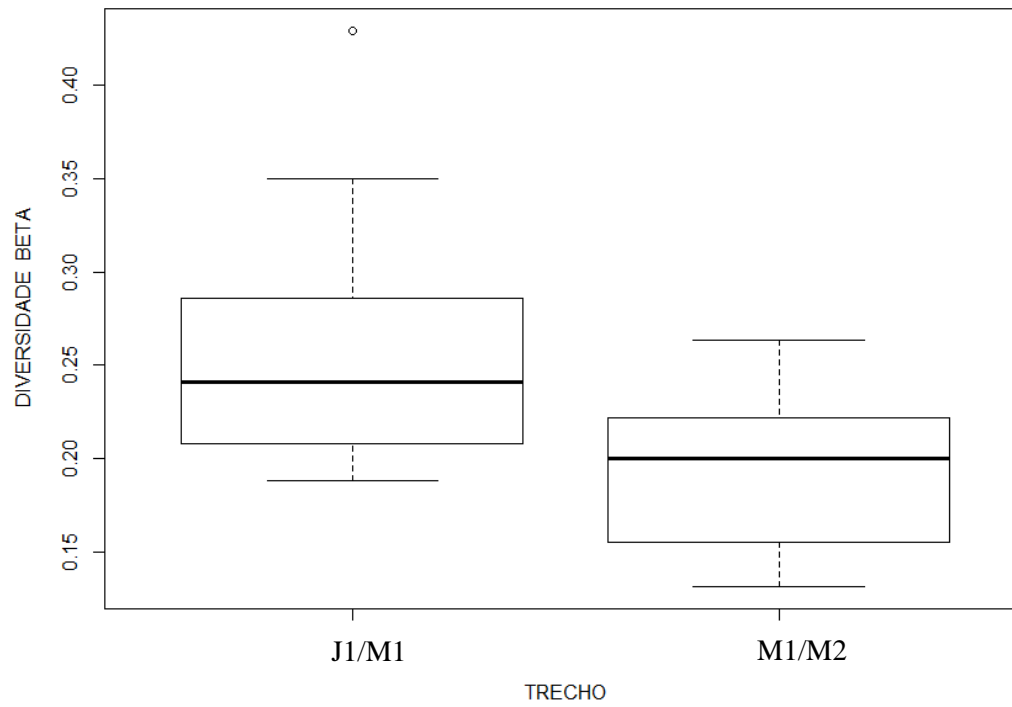


Figura 8: Diversidade beta baseado no índice de Sorensen entre trechos conectados e desconectados

5. DISCUSSÃO

O gênero *Thraulodes* (Leptophlebiidae – Ephemeroptera) teve uma grande abundância e maior riqueza (11 morfoespécies) na área estudada, ficando atrás em abundância apenas do gênero *Chimarra* (Phillopotamidae – Trichoptera) e *Smicridea* (Hydropsychidae – Trichoptera). Autores como Bispo & Oliveira (2007) e Lorion & Kennedy (2009) apontam essas famílias de Ephemeroptera e Trichoptera como sendo duas das mais comuns que ocorrem em riachos de corredeira neotropicais. A família Leptophlebiidae é uma das famílias mais abundantes no Brasil comportando mais de 26% da diversidade específica total dos Ephemeroptera no país (Shimano et al. 2010). A grande abundância desse táxon pode ser explicada pelo tipo de ambiente em que as coletas foram realizadas (corredeiras com fundo pedregoso e cascalho). Brittain & Eikeland (1988) afirmam que espécies de Ephemeroptera preferem estes ambientes de corredeira e que quando a concentração de oxigênio dissolvido na água se torna muito baixa, eles se deslocam para ambientes expostos à correnteza por serem ambientes mais oxigenados. Já indivíduos do gênero *Smicridea* e *Chimarra* são encontrados em larga escala em áreas mais degradadas, pois são mais resistentes à ambientes com maior enriquecimento de matéria orgânica (Buss et al. 2002). Merriam & Petty (2016), por exemplo, encontraram uma grande abundância do táxon *Chimarra* em áreas mais isoladas, degradadas e com ausência de mata ciliar.

Neste estudo verificamos a influência da ausência de mata ripária na estrutura e diversidade da comunidade de macroinvertebrados. Os resultados indicaram que a abundância e a diversidade da comunidade de macroinvertebrados foi influenciada pela ausência de vegetação. Os trechos J1-M2 foram mais diferentes em relação à diversidade alfa do que os trechos J1-M1 e M1-M2 e em geral os trechos desconectados (J1) tiveram menor abundância, porém obtiveram valores de riqueza rarefeita um pouco maiores do que os trechos conectados (Tabela 6). Os trechos desconectados J1-M1 tiveram uma pequena tendência a serem significativos para a riqueza (diversidade alfa) uma vez que sua probabilidade de significância (valor-p) foi muito próximo ao valor considerado como significativo (<0,05) (Tabela 7).

Os trechos conectados ao apresentarem aproximadamente a mesma riqueza de espécies confirmam a influencia da presença de mata ciliar nestes locais que provém uma grande variedade de microhábitats e permite que haja dispersão entre eles (Gregory

et al. 2010; Silveira 2013; Tonkin et al. 2016). O fato da riqueza rarefeita de espécies dos trechos desconectados ser um pouco maior (J1 com 0,69 espécies a mais em relação a M1 e 0,76 espécies a mais em relação à M2) do que em trechos conectados pode ser devido às espécies que estão compondo os trechos desconectados serem generalistas e mais resistentes a variações ambientais (e.g. distúrbios) (Begon et al. 2007), como por exemplo a morfoespécie *Leptonema* sp2 (Hydropsychidae – Trichoptera). Segundo Merritt et al. (1996) este gênero é generalista. Outra espécie exclusiva de ambientes desconectados, *Adebrotus* sp1 (Baetidae – Ephemeroptera) também foi encontrada por Salles (2010) em ambientes degradados. Este autor encontrou indivíduos de três espécies do gênero *Adebrotus* em áreas com maior concentração de sedimento e locais sem mata ciliar. Aqui a morfoespécie *Caenis* sp2 foi exclusiva de ambientes conectados. Indivíduos desse gênero normalmente são coletores-raspadores (Fidelis 2006). No entanto Panis et al. (1995) encontrou indivíduos da espécie *Caenis horaria* em lagos com maior quantidade de sedimento (Panis et al. 1995). Ainda assim este autor afirma que a presença de detritos orgânicos influencia a densidade de espécies de larvas desse gênero tornando-as mais raras em locais com maior quantidade de sedimento. Duas morfoespécies do gênero *Thraulodes* foram exclusivas dos ambientes conectados: *Thraulodes* sp8 e *Thraulodes* sp11. Esses ambientes normalmente possibilitam uma quantidade maior de habitats (Gregory et al. 2010). As ninfas de Leptophlebiidae possuem grande diversidade, inúmeros habitats ocupados, e podem apresentar distintos hábitos alimentares (e.g. *Ulmeritoides* – coletores, *Caenis* – raspadores/coletores) (Fidelis 2006). No entanto futuros estudos são necessários sobre o papel dessas espécies no ambiente.

A menor abundância de macroinvertebrados nos trechos desconectados ocorre devido ao fato de haver uma baixa dispersão entre os trechos à montante e o trecho à jusante por causa da desconexão e devido ao maior acúmulo de sedimento, tornando as comunidades dos trechos J1-M2 mais diferentes (Altermatt et al. 2013). A ausência de mata ciliar leva, também, a um aumento da temperatura local e autores como Trumbo (1990) e Gibbs et al. (2015) argumentam que esse aumento na temperatura leva a uma diminuição na riqueza e abundância de insetos. Os trechos M1-M2 (conectados) foram muito semelhantes em termos de riqueza e abundância. Isso quer dizer que há uma grande dispersão dos indivíduos adultos entre esses ambientes devido à presença de mata ciliar. Dessa forma os insetos conseguem se dispersar livremente e recolonizar os ambientes (Altermatt et al. 2013).

A menor abundância de macroinvertebrados nos trechos desconectados (J1) confirmam estudos anteriores como Pia et al. (1998) e Lorion & Kennedy (2009) que encontraram que sítios com mata ciliar tinham maior densidade de macroinvertebrados do que sítios sem mata ciliar. Autores como Sweeney (1993) e Bojsen & Barriga (2003) relatam que a retirada da mata ciliar é um fator determinante na estruturação da comunidade de macroinvertebrados. Outros estudos como Delettre & Morvan (2000), Gregory et al. (2010) e Gibbs et al. (2015) também afirmam que a abundância e a riqueza de espécies aumentam com a presença de mata. A vegetação ripária funciona como “corredor” para os insetos adultos de diversos táxons se dispersarem (e.g. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera – EPT, borboletas e besouros) (Gregory et al. 2010). Gibbs et al. (2015) encontrou para comunidades de besouros que a riqueza e a abundância de espécies são positivamente relacionadas com a presença de mata. Dessa forma a conectividade da mata ciliar é um importante fator para a manutenção da dinâmica populacional das espécies de insetos que ali habitam (Petersen et al. 1999).

Os trechos que diferiram em relação ao sedimento foram J1-M1 e J1-M2 (desconexão) ($p < 0.05$) (Tabela 8) sendo que os trechos desconectados (J1) possuem maior quantidade de sedimento do que os conectados (M1 e M2) (Tabela 9 e Figura 5). Isso ocorre pois a desconexão permite uma maior entrada de sedimento no trecho à sua jusante. Esse sedimento que entra no leito dos córregos e rios modifica os microhabitats e afeta as comunidades tornando-as mais homogêneas (Rahel 2002; Balata et al. 2007), além de causar diferentes respostas na comunidade dependendo da intensidade espaço-temporal do distúrbio, tamanho da partícula, e histórico de vida das espécies, podendo diminuir a quantidade de espécies capazes de sobreviver nesses ambientes mais homogêneos (Rahel 2002; Airoidi 2003).

A intensa entrada de areia através da desconexão modifica o substrato dos riachos e impede a colonização de táxons que necessitam de uma maior variedade de habitats (Merritt et al. 1996; Margolis et al. 2001; Rahel 2002). Normalmente os macroinvertebrados que são adaptados a esses ambientes com maior quantidade de sedimento são escavadores e vivem enterrados. Para isso eles possuem adaptações morfológicas para manter sua posição e ainda respirar (Merritt et al. 1996). Algumas larvas de Ephemeroptera que são predadoras (e.g. *Pseudiron* e *Analetris*) suportam ficar enterradas na areia pois elas possuem adaptações morfológicas como pernas posteriores projetáveis e garras que prendem a larva (Merritt et al. 1996; Reder et al. 2006). Outros Ephemeroptera como alguns representantes das famílias Caenidae e Tricorythidae

possuem várias estruturas que cobrem e protegem as brânquias. Representantes da família Epheméridae possuem pernas adaptadas à escavação. Muitos Odonata tem corpos achatados e pernas longas para se enterrarem na areia. Sua cor apagada também permite uma boa camuflagem nesse tipo de substrato (Merritt et al. 1996).

Os trechos conectados permitem uma maior entrada de detritos de madeira como galhos que caem das árvores e essa entrada de material provém uma porção significativa de habitats estáveis para os insetos em riachos colonizarem, uma vez que alguns deles como os quironomídeos e Efemeropteros raspadores, como por exemplo *Cinygma* sp e *Ironodes* sp, são colonizadores pioneiros e tipulídeos que participam do último estágio de decomposição desses detritos (Merritt et al. 1996). A entrada de matéria alóctone provinda da mata ciliar nos ambientes conectados é tão importante para a manutenção da diversidade dessas comunidades, que Cudney & Wallace (1980) encontraram que substratos de galhos e árvores em decomposição foram os únicos substratos em que alguns Trichoptera tecedores de teia conseguiram se estabelecer.

Os trechos conectados também possuíram uma maior quantidade de morfoespécies endêmicas do que os trechos desconectados. Apesar do esforço amostral ter sido maior para os trechos conectados (dois conectados para um desconectado em cada riacho), existe três vezes mais espécies endêmicas nos trechos conectados (Tabela 5). Isso pode estar ocorrendo devido ao fato dos trechos conectados proporcionarem uma maior quantidade de microhabitats diferentes provinda da maior entrada de matéria alóctone da mata ciliar para dentro do leito dos riachos (Gregory et al. 2010). Em contrapartida, a menor quantidade de morfoespécies endêmicas nos trechos desconectados, que apesar de também possuírem mata ciliar ao seu redor, deve-se a desconexão à sua montante que tem influência direta na entrada de sedimento que é maior do que nos conectados e que homogeneiza os microhabitats, diminuindo a quantidade de espécies capazes de colonizarem o local (Rahel 2002; Airoidi 2003; Rios & Bailey 2006; Kovalenko et al. 2012; Lopes et al. 2014).

Os trechos não diferiram entre si quanto ao dossel da copa das árvores. Isso era esperado uma vez que os três trechos possuíam cobertura vegetal. No entanto diversos estudos anteriores sobre dossel tais como Collier & Smith (1997) (Trichoptera); Delettre & Morvan (2000) (Chironomídeos - Diptera) e Rios & Bailey (2006) (EPT), afirmam que a diversidade e densidade de insetos aquáticos dessas ordens aumenta conforme há uma maior porcentagem de cobertura do dossel. Rios & Bailey (2006) acentuam que esse aumento é até mesmo independente da escala analisada.

Esses autores também encontraram comunidades mais diversas e sensíveis a distúrbios em áreas com maior cobertura de mata. Briers et al. (2002), encontraram que a cobertura vegetal não afetou a distribuição de uma das espécies da ordem Plecoptera entre riachos. Apesar da escala espacial aqui estudada (local) ter sido diferente da analisada por estes autores (regional), isso pode ser uma evidência de que nem sempre a densidade de mata é relevante para a distribuição dessas comunidades, mas a presença e/ou ausência de mata ripária já é suficiente para a alteração da estruturação das comunidades. Estes autores dizem que o dossel influencia a distribuição dos insetos de maneira que sua fase adulta se acumulam em maior número nas áreas cobertas com mais vegetação que fornecem, portanto, mais abrigo (Delettre & Morvan 2000). Os adultos de Trichoptera, por exemplo, passam várias horas durante o dia descansando sob fendas e entre a folhagem (Jackson & Resh 1991). Toda (1992) encontrou padrões similares para espécies de drosófila (ordem Diptera) em que o dossel limitou a distribuição desse grupo taxonômico aos locais com mais vegetação.

O teste t indicou que, assim como o esperado, os trechos desconectados (J1-M1) têm maior diversidade beta do que os trechos conectados (M1-M2) e, portanto, possuem comunidades mais diferenciadas entre si. Resultado semelhante foi encontrado por Tonkin et al. (2016) que estudando aranhas e besouros encontrou que em ambientes conectados havia uma grande homogeneização das comunidades desses grupos. A maior diversidade beta entre os trechos desconectados deve-se à falta de mata ciliar que impede a dispersão realizada pela fase adulta dos insetos que a utilizam para se locomoverem (Freestone et al. 2006; Smith et al. 2009).

A dispersão pelos insetos adultos é feita a partir do voo preferencialmente em direção à cabeceira dos rios e riachos (Müller 1982) e pode resultar em processos de migração, colonização de novos habitats, recolonização de habitats em que populações foram extintas localmente e variação no fluxo gênico entre populações (Briers et al. 2002, 2004). A dispersão altera a probabilidade de extinções de populações locais introduzindo novos colonizadores (e.g. quanto mais colonizadores menores são as probabilidades de uma população se extinguir) (Bilton et al. 2001) e modifica toda a estruturação das comunidades de ambientes conectados e desconectados. O voo rio acima realizado pelos adultos através da mata ciliar é essencial para a manutenção e persistência das populações (Speirs & Gurney 2001), uma vez que é ele que compensa o déficit de indivíduos devido à deriva (Petersen et al. 2004). A falta de conexão entre esses ambientes devido a ações antrópicas de fragmentação da mata ciliar está

funcionando como uma barreira para a dispersão dos insetos impedindo-os de dispersar e isolando as comunidades desses dois tipos de ambientes (Bilton et al. 2001; Rundle et al. 2007). Dessa forma a diversidade e a composição de espécies entre os trechos conectados e desconectados é alterada. Esse isolamento populacional pode, além de impedir a recolonização desses ambientes, causar extinções locais (Bunn & Arthington 2002).

Baguette & Van Dyck (2007) afirmam que a dispersão é diretamente afetada pelo grau de fragmentação da paisagem, ou seja, paisagens mais fragmentadas, e, portanto, com maiores distâncias entre os habitats disponíveis têm menores taxas de dispersão, o que torna as comunidades mais diferentes entre si. No entanto, meu resultado de que não há relação entre o aumento da distância de desconexão com a diversidade beta indica que apenas o fato de existir a desconexão já torna as comunidades diferentes, independente do aumento dessa distância. Elas se localizarem mais distantes uma das outras não as tornam mais diferentes entre si. Resultado semelhante foi encontrado por Juen (2006), porém em escala espacial regional, em que não houve relação da diversidade beta com o aumento da distância entre os igarapés na distribuição de espécies de Odonata devido à grande similaridade entre os ambientes. No entanto este resultado contraria diversos estudos sobre diversidade beta como Ferro & Diniz (2007) que estudou mariposas da família Arctiidae e Matos et al. (2013) que pesquisou espécies arbóreas, e afirmam que quanto maior a distância entre os habitats, maiores são os valores de diversidade beta. O que ocorre é que a alteração causada pela desconexão com o aumento da entrada de sedimento já é suficiente para alterar as comunidades locais dos trechos à jusante (Silveira 2004; Queiroz et al. 2008). Outra possibilidade é que houve pouca variação nas distâncias de desconexão, tornando o teste pouco poderoso.

6. CONCLUSÃO

A desconexão foi determinante do padrão de distribuição da comunidade, tanto na diversidade alfa quanto na diversidade beta e a diferença da composição das comunidades dos ambientes conectados e desconectados evidencia o impedimento da migração de espécies entre esses ambientes. Já entre os conectados ocorre uma grande migração de espécies devido à presença de mata ciliar.

Os resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) para o sedimento indicaram que o sedimento diferiu entre os trechos. Os trechos que diferiram relação ao sedimento foram J1-M1 e J1-M2 (desconexão), sendo que os trechos desconectados (J1) possuem maior quantidade de sedimento do que os conectados (M1 e M2).

Os resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) para a cobertura vegetal indicaram que o dossel da copa das árvores não diferiu entre os trechos

O resultado do teste t indicou que os trechos desconectados têm maior diversidade beta do que os trechos conectados, possuindo, portanto uma comunidade distinta.

O aumento da distância de desconexão não torna as comunidades mais diferentes entre si, mas sim a própria falta de conectividade da mata ciliar.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Airolidi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 41, 161–236
2. Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters. Ecology*
3. Allendorf, F.W. & Luikart, G. (2007). *Conservation and the Genetics of Populations. Management*
4. Altermatt, F., Seymour, M. & Martinez, N. (2013). River network properties shape α -diversity and community similarity patterns of aquatic insect communities across major drainage basins. *J. Biogeogr.*, 40, 2249–2260
5. Altermatt, F.L. & Holyoak, M. (2012). Spatial clustering of habitat structure effects patterns of community composition and diversity, 93, 1125–1133
6. Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M. & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biol. Rev.*, 88, 310–326
7. Baguette, M. & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landsc. Ecol.*, 22, 1117–1129
8. Balata, D., Piazzini, L. & Benedetti-ecchi, L. (2007). Sediment Disturbance and Loss of Beta Diversity on Subtidal Rocky Reefs. *Ecology*, 88, 2455–2461
9. Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 19, 134–143
10. Baselga, A., Jiménez-Valverde, A. & Niccolini, G. (2007). A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biol. Lett.*, 3, 642–645
11. Bilton, D.T., Freeland, J.R. & Okamura, B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32, 159–181
12. Bispo, P.C. & Oliveira, L.G. (2007). Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, 24, 283–293
13. Bojsen, B.H. & Barriga, R. (2003). Effects of deforestation on fish community

structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw. Biol.*, 158, 317–342

14. Briers, R.A., Cariss, H.M. & Gee, J.H.R. (2002). Dispersal of adult stoneflies (Plecoptera) from upland streams draining catchments with contrasting land-use. *Arch. für Hydrobiol.*, 155, 627–644

15. Briers, R.A., Gee, J.H.R., Cariss, H.M. & Geoghegan, R. (2004). Inter-population dispersal by adult stoneflies detected by stable isotope enrichment. *Freshw. Biol.*, 49, 425–431

16. Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. (1988). Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*, 166, 77–93

17. Bunn, S.E. & Arthington, A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.*, 30, 492–507

18. 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. *Cad. Saude Publica*, 19, 465–473

19. Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L. & Egler, M. (2004). Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518, 179–188

20. Buss, D.F., Baptista, D.F., Silveira, M.P., Nessimian, J.L. & Dorville, L.F.M. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125–136

21. Cabezas, Á., González, E., Gallardo, B., García, M., González, M. & Comín, F.A. (2008). Effects of hydrological connectivity on the substrate and understory structure of riparian wetlands in the Middle Ebro River (NE Spain): Implications for restoration and management. *Aquat. Sci.*, 70, 361–376

22. Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Rev. Bras. Recur. Hidricos*, 6, 71–82

23. Carrara, F., Altermatt, F., Rodriguez-Iturbe, I. & Rinaldo, a. (2012). Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 109, 5761–5766

24. Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N. & Lake, P.S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshw. Biol.*, 53, 1707–1721

25. Collier, K.J. & Smith, B.J. (1995). Sticky trapping of adult mayflies, stoneflies and

caddisflies alongside three contrasting streams near Hamilton, New Zealand. *New Zeal. Nat. Sci.*, 22, 1–9

26. Collier, K.J. & Smith, B.J. (1997). Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia*, 361, 53–65

27. Cooper, D.J., Andersen, D.C. & Chimner, R. a. (2003). Multiple pathways for woody plant establishment on floodplains at local to regional scales. *J. Ecol.*, 91, 182–196

28. Costa, J.M., Irineu de Souza, L.O. & Oldrini, B.B. (2004). Chave para famílias e gêneros das larvas de odonata citadas para o Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Mus. Nac.*, 99, 1–44

29. Crook, D. a., Lowe, W.H., Allendorf, F.W., Erős, T., Finn, D.S., Gillanders, B.M., *et al.* (2015). Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: Integrating scientific approaches to support management and mitigation. *Sci. Total Environ.*

30. Cudney, M.D. & Wallace, J.B. (1980). Life cycles, microdistribution and production dynamics of six species of net spinning caddisflies in a large Southeastern (USA) river. *Holarct. Ecol.*, 3, 169–182

31. Delettre, Y.R. & Morvan, N. (2000). Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshw. Biol.*, 44, 399–411

32. Didham, R.K., Blakely, T.J., Ewers, R.M., Hitchings, T.R., Ward, J.B. & Winterbourn, M.J. (2012). Horizontal and vertical structuring in the dispersal of adult aquatic insects in a fragmented landscape. *Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol.*, 180, 27–40

33. Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., *et al.* (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 81, 163–82

34. Ferro, V.G. & Diniz, I.R. (2007). Composição de espécie de Arctiidae (Insecta, Lepidoptera) em áreas de Cerrado. *Rev. Bras. Zool.*, 24, 635–646

35. Fidelis, L. (2006). Estrutura da comunidade de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central , com diferentes graus de preservação da cobertura vegetal e apresentação de chave de identificação para gêneros de larvas da ordem Odonata. *Diss. Mestr.*, 77

36. França, J.S., Gregório, R.S., D’Arc De Paula, J., Gonçalves Júnior, J.F., Ferreira, F.A. & Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Mar. Freshw. Res.*, 60, 990–998

37. Freeman, M.C., Pringle, C.M. & Jackson, C.R. (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 43, 5–14
38. Freestone, a L., Freestone, a L., Inouye, B.D. & Inouye, B.D. (2006). Dispersal limitation and environmental heterogeneity shape scale-dependent diversity patterns in plant communities. *Ecology*, 87, 2425–2432
39. Galdean, N., Callisto, M. & Barbosa, F. (2001). Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). *Rev. Bras. Biol.*, 61, 239–248
40. Gibbs, J.P. & Stanton, E.J. (2001). Habitat Fragmentation and Arthropod Community Change : Carrion Beetles , Phoretic Mites , and Flies. *Ecol. Appl.*, 11, 79–85
41. Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. (2001). Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecol. Lett.*, 4, 379–391
42. Gregory, S. V, Swanson, F.J., Mckee, W.A., Kenneth, W., Swanson, J. & Cummins, K.W. (2010). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones Focus on links between land and water. *Bioscience*, 41, 540–551
43. Hanski, I. & Gilpin, M.E. (1997). Parte III - Metapopulation processes. *Metapopulation Biol. Ecol. Genet. Evol.*, 211–214
44. Harper, P.P. (1973). Life histories of Nemouridae and Leuctridae in Southern Ontario (Plecoptera). *Hydrobiologia*, 41, 309–356
45. Harrinson, S.S.C. & Hildrew, A.G. (1998). Distribution dynamics of epilithic insects in a lake littoral. *Arch. für Hydrobiol.*, 143, 275–293
46. Harrison, S.S.C. & Harris, I.T. (2002). The effects of bankside management on chalk stream invertebrate communities. *Freshw. Biol.*, 47, 2233–2245
47. Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M., Altermatt, F., Al-Shami, S. a, Angeler, D.G., *et al.* (2015a). A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecol. Evol.*, 1235–1248
48. Heino, J., Soininen, J., Alahuhta, J., Lappalainen, J. & Virtanen, R. (2015b). A comparative analysis of metacommunity types in the freshwater realm. *Ecol. Evol.*, n/a-n/a

- 49.Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., *et al.* (2012). Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 21, 50–63
- 50.Hughes, J.M., Schmidt, D.J. & Finn, D.S. (2009). Genes in Streams: Using DNA to Understand the Movement of Freshwater Fauna and Their Riverine Habitat. *Bioscience*
- 51.Int Panis, L., Bervoets, L. & Verheyen, R.F. (1995). The spatial distribution of *Caenis horaria* (L., 1758) (Caenidae, Ephemeroptera) in a pond in Niel (Belgium). *Bull. Ann. la Soc. R. Belge d'Entomologie*, 131, 47–51
- 52.Jackson, J.K. & Resh, V.H. (1989). Distribution and abundance of adult aquatic insects in the forest adjacent to a Northern California Stream. *Entomol. Soc. Am.*, 18, 278–283
- 53.Jackson, J.K. & Resh, V.H. (1991). Periodicity in mate attraction and flight activity of three species of caddisflies (Trichoptera). *J. North Am. Benthol. Soc.*
- 54.Juen, L. (2006). Distribuição Das Espécies De Odonata E O Padrão De Diversidade Beta Encontrado Entre Riachos Na Amazônia Central. *Diss. Mestr.*, 64
- 55.Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M. & Warfe, D.M. (2012). Habitat complexity: Approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685, 1–17
- 56.Lecci, L.S. & Froehlich, C.G. (2007). Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). *Identificação larvas Insetos Aquáticos do Estado São Paulo.*, 1839, 1–10
- 57.Legendre, P. & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.*, 16, 951–963
- 58.Ligeiro, R., Melo, A.S. & Callisto, M. (2010). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshw. Biol.*, 55, 424–435
- 59.Lopes, P.M., Bini, L.M., Declerck, S. a. J., Farjalla, V.F., Vieira, L.C.G., Bonecker, C.C., *et al.* (2014). Correlates of Zooplankton Beta Diversity in Tropical Lake Systems. *PLoS One*, 9
- 60.Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshw. Biol.*, 54, 165–180

61. Margolis, B.E., Raesly, R.L. & Shumway, D.L. (2001). The effects of beaver-created wetlands on the benthic macroinvertebrate assemblages of two appalachian streams. *Wetlands*
62. Matos, D.C.L., Ferreira, L.V. & Salomão, R. de P. (2013). Influence of geographical distance in richness and composition of tree species in a tropical rain forest in eastern Amazonia. *Rodriguesia*, 64, 357–367
63. Mccauley, S.J., Davis, C.J., Werner, E.E. & Robeson, M.S. (2014). Dispersal, niche breadth and population extinction: Colonization ratios predict range size in North American dragonflies. *J. Anim. Ecol.*, 83, 858–865
64. Merriam, E.R. & Petty, J.T. (2016). Under siege: Isolated tributaries are threatened by regionally impaired metacommunities. *Sci. Total Environ.*, 560–561, 170–178
65. Merritt, R.W., Cummins, K.W., Hunt, K., Company, P. & Wallace, J.B. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America
66. Müller, K. (1982). The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia*, 52, 202–207
67. Pes, A.M.O., Hamada, N. & Nessimian, J.L. (2005). Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.*, 49, 181–204
68. Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A.G. & Ormerod, S.J. (2004). Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *J. Appl. Ecol.* 2004, 41, 934–950
69. Petersen, I., Winterbottom, J.H., Orton, S., Friberg, N., Hildrew, A.G., Spiers, D.C., et al. (1999). Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K. *Freshw. Biol.*, 42, 401–416
70. Pia, P., Ramirez, A. & Pringle, C.M. (1998). The benthic macro invertebrate community in Caribbean Costa Rican streams and the effect of two sampling methods. *Rev. Biol. Trop.*, 46, 185–199
71. Pringle, C. (2003). The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13, 467–471
72. Pringle, C.M. (2001). Hydrologic Connectivity and the Management of Biological Reserves : A Global Perspective, 11, 981–998
73. Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M. & Strixino, S.T. (2008). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de qualidade de água Organismos Bentônicos : Biomonitoramento*

74. Rahel, F.J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33, 291–315
75. Reder, È., Schu, C., Fu, L., Milner, A.M., Conn, S.C., Brown, L.E., *et al.* (2006). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. *Conserv. Genet.*, 102, 373–387
76. Resh, V.H., Brown, A. V, Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., *et al.* (1988). The Role of Disturbance in Stream Ecology The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol Soc.*, 7, 433–455
77. Rios, S.L. & Bailey, R.C. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553, 153–160
78. Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. pp. 1–9
79. Rundle, S.D., Bilton, D.T. & Foggo, A. (2007). By wind, wings or water: body size, dispersal and range size in aquatic invertebrates. *Body Size Struct. Funct. Aquat. Ecosyst.*, 186–209
80. Salles, F.F. (2010). Taxonomy of the genus *Adebrotus* Lugo-Ortiz & McCafferty (Ephemeroptera: Baetidae). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, 46, 207–215
81. Salles, F.F., Da-Silva, E.R., Hubbard, M.D. & Serrão, J.E. (2004). As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotrop.*, 4, 1–34
82. Shimano, Y., Cabette, H.S.R., Salles, F.F. & Juen, L. (2010). Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia. Série Zool.*, 100, 301–308
83. Silveira, A.V.T. da. (2013). Avaliação de comunidades de insetos aquáticos na bacia do rio dos Bois, GO. *Tese-Pós Grad. Ciências Ambient. UFG, Goiânia, GO*, 73
84. Silveira, M.P. (2004). Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. *Embrapa Pantanal Série Doc.*, 36, 68
85. Sioli, H. (1984). *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrech, 56, 543-565
86. Smith, R.F., Alexander, L.C. & Lamp, W.O. (2009). Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: a synthesis of current knowledge. *J. North Am.*

Benthol. Soc., 28, 1022–1037

87. Speirs, D.C. & Gurney, W.S.C. (2001). Population Persistence in Rivers and Estuaries, 82, 1219–1237

88. Stewart, P.M., Butcher, J.T. & Swinford, T.O. (2000). Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a lake michigan associated marsh system. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 3, 179–189

89. Sweeney, B.W. (1993). Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North-America. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 144, 291–340

90. De Szalay, F. a. & Resh, V.H. (2000). Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. *Freshw. Biol.*, 45, 295–308

91. Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571–573

92. Toda, M.J. (1992). Three-dimensional dispersion of drosophilid flies in a cool temperate forest of northern Japan. *Ecol. Res.*, 7, 283–295

93. Tonkin, J.D., Stoll, S., Jahnig, S.C. & Haase, P. (2016). Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos*, 125, 686–697

94. Trumbo, S.T. (1990). Reproductive success, phenology and biogeography of burying beetles (Silphidae, Nicrophorus). *Am. Midl. Nat.*, 124, 1–11

95. Vannote, R.L., Minshall, W.G., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130–137

96. Wallace, J.B. & Webster, J.R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.*, 41, 115–139

97. Whittaker, R.H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Int. Assoc. Plant Taxon.*, 21, 213–251

ANEXO A- Táxons identificados na região do rio dos Bois no Estado de Goiás – GO

Anexo A: Táxons identificados na região do rio dos Bois no Estado de Goiás – GO. Trecho J1: trecho a jusante da desconexão representando o trecho desconectado e trechos M1 e M2: montante da desconexão representando os trechos conectados.

