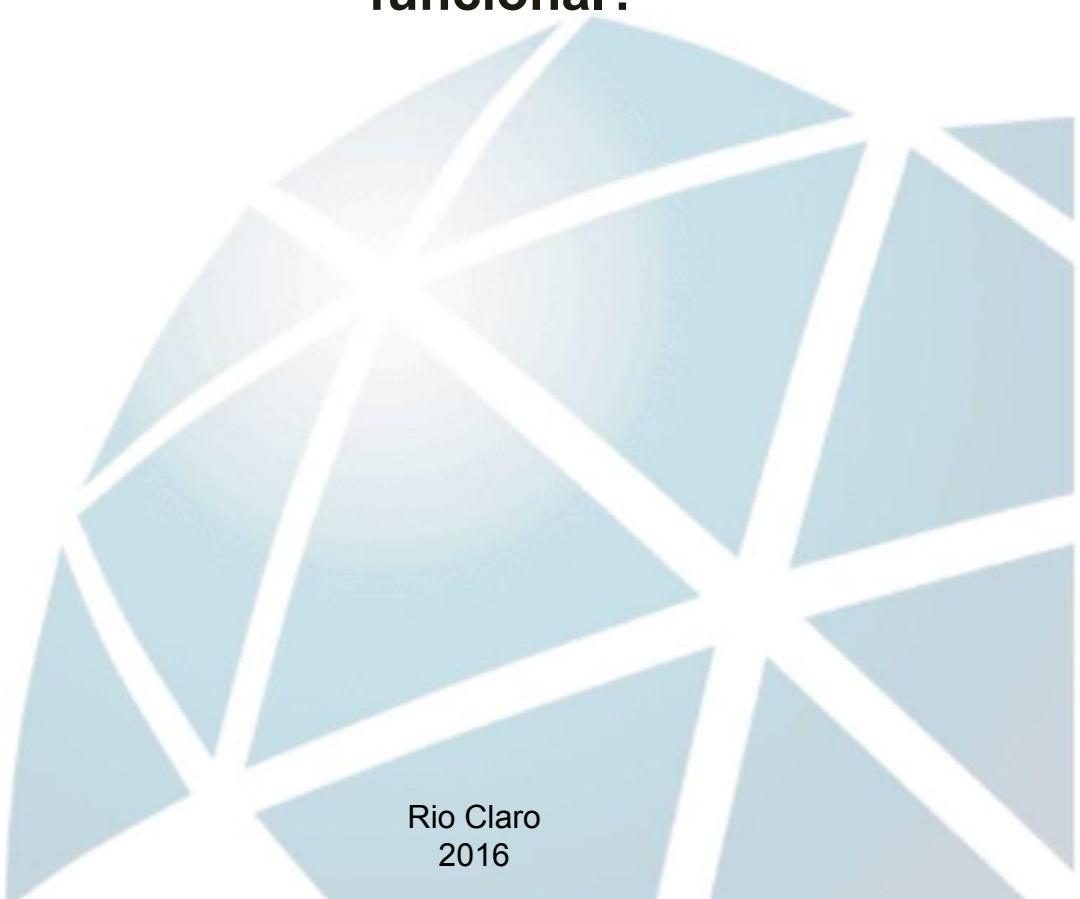

Ecologia

Cezar Gonçalves Inácio

**Metacomunidades de riachos ao longo de
um gradiente de cobertura florestal:
existem limiares de perda de diversidade
funcional?**



Rio Claro
2016

Cezar Gonçalves Inácio

Metacomunidades de riachos ao longo de um gradiente de cobertura florestal: existem limiares de perda de diversidade funcional?

Orientador: Professor Dr. Tadeu Siqueira

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo

Rio Claro
2016

574.5263 Inácio, Cezar Gonçalves
I35m Metacomunidades de riachos ao longo de um gradiente de
cobertura florestal : existem limiares de perda de diversidade
funcional? / Cezar Gonçalves Inacio. - Rio Claro, 2016
29 f. : il., gráfs., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade
Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Tadeu SIqueira

1. Ecologia aquática. 2. Atributos funcionais. 3. Gradiente
florestal. 4. Diversidade funcional. 5. Redução de habitat. 6.
Insetos aquáticos. I. Título.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer meus familiares que sempre acompanharam de perto minha trajetória durante a universidade, e sempre apoiaram todas as minhas escolhas pessoais e profissionais permitindo estabilidade durante todo o processo. Meus pais e meus avós por formarem a pessoa que sou agora, sem vocês nada disso teria sido possível. Meus irmãos por estarem sempre presentes não importando as circunstâncias, tornando todos os momentos juntos especiais e que recorde com carinho.

Agradeço a todos os integrantes do laboratório, em especial Tadeu, pela orientação e possibilitar todo o projeto, além da atuação direta em minha formação e enriquecer meu conhecimento. Edineusa pela orientação e toda sua dedicação com o projeto auxiliando de perto durante o processo. Anita por todo o apoio, pela amizade e estar sempre alertando quanto a datas e compromissos. Victor por todo o apoio com as análises estatística e com o R, além de contribuições significativas na discussão.

Agradeço a todos os meus colegas de sala que fizeram parte do meu processo de formação, mesmo que sutilmente. Em especial gostaria de agradecer a Republica Lenda e todos os seus integrantes: Aderaldo (Ades), Bruno (Fruta), Ailton (Cascão), Ives (Quinto), André (Nativo), Cássio (Japão) e Igor (Precoce), agradeço por todos esses anos de convivência e amizade, muitos momentos de descontração durante esses anos, pelos poucos flashbacks que pude comparecer, por nunca dormirmos sem o ponto e pelos Legend on The Road. Agradeço a Repirados: Rafael (Spiro), Gabriel (Gabigol), Leonardo (Matias), Natã (Maori) e Luan (Guaxe), por me acolherem quando precisei de casa e por toda a amizade e risadas jogando Hearthstone e comendo polenta.

Agradeço a professora Maria José (Zezé), por todo o apoio com problemas burocráticos, pela paciência, compreensão e pelas minhas aulas favoritas no curso, que contribuíram para escolha do tema do trabalho de conclusão.

Agradeço ao Rafael Furtado (Lama) por ser com um irmão mais velho na universidade, me guiando e auxiliando sempre, por todos os campos e passarinhadas, além de ensinamentos que levarei para toda a vida.

Agradeço meus amigos Lucas Melo (Carioca) e Leonardo (Corvo) por toda a amizade duradoura desde o ensino médio que perdura até hoje.

Agradeço meus amigos de intercâmbio: Sandoval, pelas incontáveis risadas e momentos de apoio moral; Rafael pelas risadas e incansável companhia para todos os lugares; Gustavo e Wellinton excelentes colegas de sala e por todas as conversas; Mariana, Isabel e Ana, por conseguirem me aturar junto com Sandoval e Rafael em sua casa, além de todas as lembranças; Bruna pelos shows e todas as bandas novas.

E por fim agradeço a Janes, por tudo, pelo amor e carinho intensos, por todos os ensinamentos e pela desconstrução, agradeço também por ter ficado ao meu lado em todos os momentos, inclusive de dificuldades psicológicas e financeiras, por todo o caminho construído juntos nesses últimos meses. Que ainda tenhamos muito pela frente.

RESUMO

Muitos estudos empíricos modelaram a perda de biodiversidade em função da redução da vegetação natural em paisagens modificadas. Essa relação em geral se mostra não linear devido aos efeitos conjuntos da redução de habitat e isolamento das manchas. Em ambientes aquáticos a redução da cobertura florestal da bacia hidrográfica tem sido usada como um proxy para esta perda de habitat. No presente estudo apresentamos uma abordagem funcional para a relação entre ambiente e comunidade utilizando atributos funcionais da ordem Ephemeroptera (Insecta), em um gradiente de cobertura florestal variando de 15-50% de cobertura total da bacia hidrográfica. Desta forma, nós testamos se o mesmo modelo usualmente encontrado para riqueza de espécies descreve também a relação com atributos funcionais. As coletas ocorreram em microbacias da grande bacia do Rio Corumbataí (região central do estado de São Paulo). Os traços selecionados foram: hábito alimentar; número de brânquias; formato da brânquia; formato do corpo do imaturo; tamanho do corpo do imaturo; tamanho das asas quando adulto. Com estes dados pudemos medir a dissimilaridade e a diversidade funcional por meio da métrica de Rao, e testar o modelo que melhor descreve a relação. O modelo que melhor se encaixou foi o modelo linear, que mostrou uma relação negativa entre a cobertura florestal e a diversidade funcional na comunidade. Este modelo apontou para a necessidade de interpretar atributos funcionais interagindo com outros atributos dependentes e a importância do contexto local para tais estudos. Por fim propomos uma abordagem metodológica a fim de aumentar o poder preditivo de estudos com abordagens funcionais evitando interpretações biológicas equivocadas e apontamos para uma relação entre a acidez dos riachos e possíveis danos em brânquias que podem dificultar atividades metabólicas dos insetos aquáticos.

Palavras-chave: Atributos funcionais. Gradiente florestal. Diversidade funcional. Redução de habitat. Insetos aquáticos.

ABSTRACT

A great number of empirical studies have modeled the loss of biodiversity as a function of natural vegetation loss in modified landscapes. This relationship in general is not linear, due to the combined effects of habitat reduction and isolation of patches. In aquatic environments reductions of forest cover of the hydrographic basin have been used as a proxy of habitat loss. In the present study we present a functional approach to the relationship between environment and community using functional traits of the order Ephemeroptera (Insecta), in a gradient of forest cover ranging from 15-50% of total cover within the basin. We tested if the same model usually found for species richness also describes the relationship with functional traits. Samples were collected in micro basins of the Corumbatai River basin (central region of São Paulo State). The selected traits were: feeding behavior; number of gills; shape of the gills; shape of the immature body; size of the immature body; size of the adult wings. With these data we were able to measure dissimilarity and functional diversity (Rao metric), and test which model best described the relationship. The model that best fitted our data was a linear model that showed a negative relationship between forest cover and functional diversity in the community. The model pointed to the necessity to interpret functional traits interacting with other dependent traits, and the importance of the local context to those kind of studies. Finally we propose a methodological approach aimed at enhancing the prediction power of studies with a functional approach avoiding mistaken biological interpretations. We also showed a relationship between stream pH and possible damage in the gills that may difficult metabolic activities of aquatic insects.

Key-words: *Functional attributes. Gradient of forest cover. Functional Diversity. Habitat loss. Aquatic Insects.*

Sumário

1. Introdução	5
2. Objetivos	9
3. Material e métodos.....	10
3.1. Delineamento amostral.....	10
3.2. Área de estudo.....	10
3.3. Coleta e identificação de insetos aquáticos.....	13
3.4. Análises dos dados.....	13
4. Resultados.....	15
5. Discussão.....	19
6. Conclusão.....	22
7. Referências bibliográficas.....	23

1. Introdução

A teoria de metacomunidades busca explicar como as comunidades são estruturadas e mantidas em subconjuntos a partir de três processos: seleção, dispersão e deriva estocástica (LEIBOLD et al., 2004; VELLEND, 2010). Filtros ambientais atuam selecionando espécies adaptadas às condições e recursos que são ofertadas nas manchas de habitats (POFF, 1997; VELLEND, 2010). Um filtro muito importante são as interações entre espécies. As mais importantes para a montagem de metacomunidades são a predação e a competição. A presença de predadores estrutura comunidades locais de modo determinístico, enquanto a alternância de espécies competidoras entre manchas de habitats locais permite a coexistência regional (LEIBOLD ET AL., 2004, HOLYOAK ET AL., 2005). A dispersão se refere ao movimento de indivíduos entre manchas de habitat e representa um dos processos mais importantes para a estabilidade da metacomunidade, pois atua como um contrapeso à extinção de espécies nas comunidades locais ao conectá-las (BRODIE ET AL., 2016). Além disso, a deriva também pode atuar como mecanismo para a montagem dessas comunidades, de forma que eventos aleatórios de nascimento e morte, independente da identidade das espécies, determinem a dinâmica da comunidade (LEIBOLD ET AL., 2004).

Nos ecossistemas terrestres, a substituição da cobertura natural do solo por diferentes usos dos solos tem reduzido os habitats naturais e transformado paisagens em um cenário predominantemente antrópico (GARDNER ET AL., 2009). A perda e fragmentação dos habitats decorrentes desse processo afetam também a qualidade e a conectividade dos habitats naturais remanescentes (FAHRIG, 2003). Em um contexto como este – onde as comunidades estão restritas as manchas de habitat remanescentes – a perspectiva de metacomunidade é providencial para entender como as comunidades se comportarão ao longo do tempo (BISWAS & WAGNER, 2012; BRODIE ET AL., 2016).

Estudos recentes em habitats florestais demonstram que quando a perda de habitat em uma paisagem excede entre 70 e 60%, a maioria das espécies é extinta em todos fragmentos (PARDINI, 2013; RIGUEIRA ET AL., 2013; ROMPRE ET AL., 2009; SCHIMIDT ROLAND, 2006; RADFORD, 2005). Esse ponto, entre 30 e 40% de

cobertura florestal remanescente, tem sido atualmente reconhecido como limiar de fragmentação (ANDREN, 1994). O que se observa é que existe uma relação proporcional entre a perda de espécies e a perda de habitat até um ponto, a partir do qual essa relação sofre uma mudança abrupta e passa a ter uma não relação linear (RODRIGUES, 2016). Os modelos que representam essas relações aparentam “galhos quebrados”, onde duas ou mais retas são unidas por um ponto desconhecido, chamado de ponto de quebra, representando o limiar (TOMS ET AL., 2003).

Pardini et al (2010) encontraram que em áreas com 50% de cobertura florestal, ainda que fragmentadas, a diversidade de aves sensíveis à perda de vegetação era três vezes maior do que áreas semelhantes, porém com apenas 30% de cobertura florestal. Esta redução abrupta está associada a dois processos principais: 1) em escala regional, a perda de habitat leva a fragmentação, que por sua vez, resulta em isolamento entre populações e comunidades – isto é, indivíduos de algumas espécies não conseguem se dispersar entre fragmentos; 2) uma vez isolados e restritos aos fragmentos menores, as populações dessas espécies estão mais sujeitas a extinção local.

Mais recentemente, demonstrou-se que estes processos também tendem a tornar as comunidades mais homogêneas – i.e., dominadas por poucas espécies resistentes a perturbações (PUTTKER ET AL., 2014; PARDINI, 2013). Ou seja, além da diversidade alfa (local; representada pela riqueza de espécies) e gama (regional), parece haver também um limiar para diversidade beta (variação na composição de espécies entre locais). O limiar para perda de diversidade beta ainda carece de mais evidência empírica, principalmente de outros sistemas, além de paisagens terrestres, e com outros grupos taxonômicos, além de mamíferos e aves.

Neste sentido, julgamos haver necessidade de uma abordagem que considere atributos (i.e., características ou traços) funcionais das espécies, de forma que: o conjunto de características funcionais de uma comunidade pode sofrer mudanças sob o efeito de alterações na paisagem; pode haver uma relação entre a estrutura e as condições oferecidas pelo ambiente e as características morfológicas e comportamentais das espécies dentro de uma comunidade. Assim, estudar diversidade funcional significa estudar a diversidade de atributos funcionais que influenciam os processos da comunidade (CIANCIARUSO ET AL., 2009) como, por

exemplo, os processos de montagem de comunidades – competição e filtragem ambiental (WEIHER AND KEDDY, 1995; WEBB ET AL., 2002).

Neste estudo, os objetos de estudo para análise da paisagem foram os riachos e as microbacias hidrográficas e para análise da metacomunidade foram os insetos aquáticos. Os rios e riachos estão entre os sistemas mais ameaçados do mundo (DUDGEON ET AL., 2006; VÖRÖSMARTY ET AL., 2010) principalmente na regiões tropicais (BOYERO & BAILEY, 2001). Em um contexto de bacia hidrográfica, a transição entre muitos processos ditos terrestres e aquáticos é muito tênue e a interação entre eles é muito forte. Associado a isso, a complexidade apresentada pelos habitats dentro dos rios depende, em grande parte, dessa interação (WIENS, 2002). Com isso, além dos impactos sofridos diretamente nos cursos d'água, os riachos também são afetados pelas atividades desenvolvidas em toda a área da bacia, como os usos do solo (ALLAN, 2004).

Dentre as várias maneiras que a mudança do uso do solo afeta as comunidades de riachos, uma das mais importantes é a perda da mata ciliar. A retirada desta vegetação desencadeia uma série de impactos na biota através de uma mudança da estrutura física destes ambientes, incluindo a redução de material lenhoso dentro dos rios. Sem esse material há um aumento na velocidade das correntes mudando a estrutura espacial dos rios e ocorrendo a perda de material particulado e restringindo a disponibilidade e estrutura dos microhabitats nos leitos dos riachos (GURNELL ET AL., 1995). Além disso, este material serve como habitat e alimento para espécies de invertebrados aquáticos, desempenhando papel importante na estrutura trófica e ciclagem de matéria orgânica nestes ambientes assim como a disponibilidade deste recurso (BILBY, 2016; RICHARDSON, 2005; GREGORY, 2003).

Richardson (2005) demonstrou ainda que a maior parte da matéria orgânica disponível em pequenos riachos provém de fontes alóctones, reforçando a importância dessa faixa de vegetação ao redor de riachos. Essa matéria orgânica está fortemente relacionada aos insetos aquáticos de forma que grupos destes invertebrados consomem majoritariamente folhas, galhos e materiais lenhosos em geral (ANDERSON & SEDELL, 1979) e a redução das fontes desse material orgânico pode afetar diretamente estas comunidades. Estes impactos também podem ser na forma de energia, uma vez retirada a cobertura florestal a incidência

de radiação solar aumenta resultando em um aumento de temperatura, principalmente em riachos pequenos (GREGORY, 1991).

Por fim esse ecossistema ripário proporciona conectividade entre rios. Carlson et al (2016) descrevem essa relação entre o ambiente florestal com o rio, demonstrando empiricamente que ocorre uma limitação na capacidade de dispersão dos insetos adultos em ambientes em que houve retirada da mata ciliar. Isso se dá devido a uma série de fatores, envolvendo temperatura do solo, velocidade dos ventos, exposição ao sol gerando desidratação, que tornam o ambiente mais hostil à dispersão desses insetos (CARLSON ET AL., 2016). Desta forma podemos ressaltar que para uma ampla conectividade dos habitats aquáticos entre rios é necessária a conexão estabelecida pelo ambiente terrestre através de sua cobertura florestal.

Os insetos aquáticos constituem um dos maiores representantes das comunidades aquáticas tanto em abundância quanto em diversidade (HAUER & RESH, 1996). Além dos fatores citados acima, outras características da comunidade de insetos são relevantes na sua adequabilidade para a investigação de atributos funcionais visando a associação com as condições de cobertura e usos dos solos nas bacias. Eles apresentam estreita relação com a estrutura das paisagens devido a habilidade diferencial de dispersão dos adultos aéreos pela faixa de vegetação entre riachos e paralela a eles, e dos insetos estritamente aquáticos através da corrente de água (PETERSEN ET AL., 2004). Além disso, diferenças na história de vida das espécies – i.e., atributos com diferentes assinaturas temporais (e.g. tamanho de asas, hábitos alimentares, tamanho de corpo e forma do corpo), funcionará como uma analogia da capacidade de resistência e resiliência das espécies aos distúrbios ambientais (BRITAIN, 1991).

2. Objetivos

Nosso objetivo neste trabalho foi responder se existe um limiar de perda da diversidade funcional de insetos em riachos. Mais especificamente, pretendíamos investigar a relação entre cobertura florestal da bacia hidrográfica e diversidade funcional de insetos aquáticos. Nós esperávamos que quanto maior a perda de cobertura florestal menor seria a diversidade funcional da comunidade local, já que uma maior cobertura florestal proporcionaria uma maior heterogeneidade do habitat permitindo a coexistência de diversos atributos funcionais, conferindo maior diversidade quando comparado a um habitat antropizado.

3. Material e métodos

3.1 Delineamento amostral

O desenho amostral foi baseado no planejamento definido para o projeto “*Scaling biodiversity in tropical and boreal streams: implications for diversity mapping and environmental assessment (ScaleBio)*” (FAPESP: 2013/50424-1), no qual esse projeto está inserido, constituindo de uma amostra representativa de insetos aquáticos por riacho, em cinco riachos, em 10 microbacias pertencentes a bacia do rio Corumbataí, São Paulo. As microbacias foram selecionadas de acordo com a sua porcentagem total de cobertura florestal, variando em um gradiente de 15 a 50 % de cobertura florestal.

Em cada riacho foram realizadas medidas de temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido através de um multissensor, da velocidade superficial da água através de um fluxômetro e largura e profundidade média do canal com uma régua graduada. Foram caracterizadas visualmente a transparência da água, o tipo de substrato inorgânico predominante e sombreamento do trecho amostrado.

3.2 Área de estudo

O estudo foi feito na bacia do rio Corumbataí, localizada no centro leste do estado de São Paulo, Brasil. A área da bacia totaliza 1700 km² e em seu território apresenta pastagens e canaviais como principais usos dos solos. A cobertura florestal atual se encontra em pequenos fragmentos que correspondem a 12% da área total da bacia (VALENTE & VETORAZZI, 2003). Para análises da cobertura e usos do solo foram selecionadas as últimas imagens na data mais recente (até o ano de 2014) dos sensores Landsat TM e ETM capturadas no período seco pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens foram georreferenciadas utilizando pontos de controle do terreno e submetidas à correção atmosférica. Em seguida, realizamos a classificação da cobertura e uso do solo a partir do método da Máxima Verossimilhança, utilizando as bandas 3, 4 e 5 por meio do software SPRING 5.0 (DPI/INPE) de toda a extensão da bacia hidrográfica do rio Corumbataí.

As microbacias que foram utilizadas nesse projeto já foram geradas automaticamente a partir de um MDT (Modelo Digital de Terreno), no software SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*, disponível em <http://www.brc.tamus.edu/swat/2004>) e executado no ambiente ArcView 3.1 (ESRI: Environmental Systems Research Institute, Inc. 1992-1998). No processo de geração das microbacias foram utilizados recursos que permitiram a obtenção de microbacias de 2ª e 3ª ordem e com área de drenagem média de 400 hectares. Foram selecionadas apenas as microbacias de cabeceira para que o efeito dos usos do solo fossem restritos à área de drenagem, e dentre elas optamos pelas que possuem maior densidade da rede de drenagem, excluindo aquelas com menos de cinco afluentes.

A partir do mapa de usos e cobertura do solo de toda a bacia do Corumbataí recortamos as classes cobertura e usos do solo nas microbacias de interesse para este trabalho. Em seguida calculamos a proporção ocupada por cada classe em cada microbacia com o índice PLAND (Proportion of Landscape) e a conectividade entre os fragmentos da cobertura natural com o índice de proximidade. Além disso, uma métrica de adjacência entre as classes foi calculada pelo índice de justaposição (IJI) FRAGSTAT 3.3 (MCGARIGAL ET AL., 2002). Essa etapa foi feita em parceria com o laboratório do professor Silvio Ferraz (Esalq, USP).

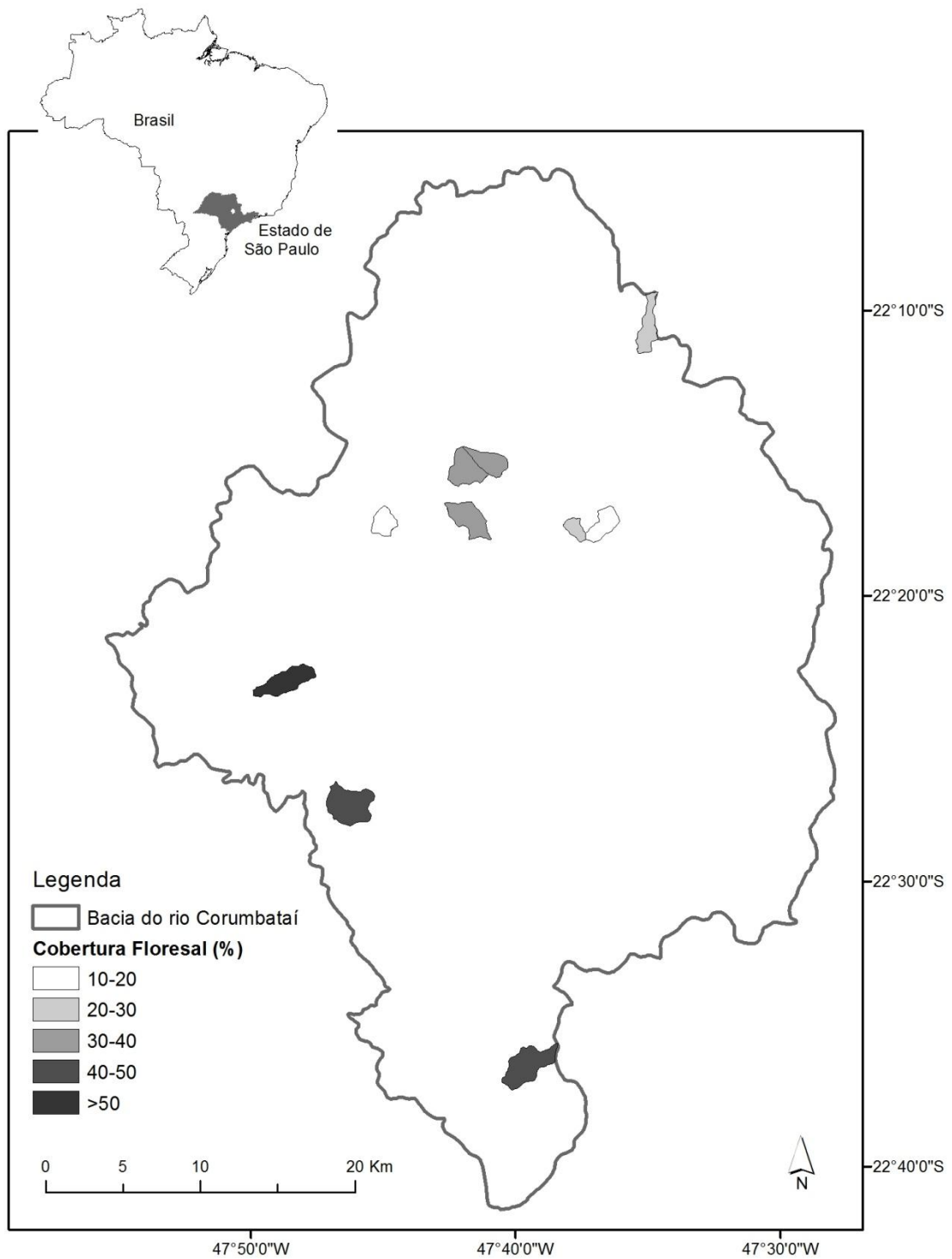


Figura 1: Mapa da área de estudo, dentro da delimitação da Bacia do rio Corumbataí estão representadas as micro-bacias utilizadas para coleta.

3.3 Coleta e identificação dos insetos aquáticos

Uma amostragem representativa de cada riacho foi realizada com o amostrador *kick-net* (1,0 x 1,0 m, com abertura de malha de 250 µm) cujo o arraste sobre o leito de cada riacho terá a duração de dois minutos. A triagem ocorreu em laboratório e os insetos aquáticos coletados foram fixados e conservados em álcool etílico 80% e identificados taxonomicamente até o nível de gênero com o uso de microscópio estereoscópico e chaves de identificação específicas para fauna lótica (MERRITT & CUMMINS, 1996; COSTA ET AL., 2006; DOMÍNGUEZ & FERNÁNDEZ, 2009).

Utilizamos para análise neste projeto, os imaturos da ordem Ephemeroptera, desta forma, pudemos utilizar dados de atributos específicos deste grupo, assim obtendo uma resposta mais refinada dos resultados das interações do ambiente com as características da biota. Além disso, os efêmeros apresentam grande variação dentre seus representantes com 10 famílias, 77 gêneros e 343 espécies já registradas em território nacional Brasileiro (SALLES ET AL., 2004). Este grupo também apresenta variados comportamentos referente a manipulação de alimento. Acreditamos assim ser possível delinear uma relação entre as variáveis ambientais e os grupos funcionais coletados em campo, e esta ordem possui descrições tanto do adulto como do imaturo em literatura, possibilitando informações detalhadas sobre o grupo.

3.4 Análises dos dados

Para definir a estrutura funcional, primeiramente montamos uma matriz de atributos funcionais com características categóricas e contínuas baseada principalmente nos trabalhos de Poff et al. (2006), Tomanova et al. (2006), Usseglio-Polatera et al. (2007) e de Saito e Gessner (2015). Para os fatores categóricos utilizamos o método Fuzzy, que permite atribuir mais de uma característica a um mesmo táxon. Por exemplo, uma mesma espécie pode manipular os recursos alimentares de maneiras diversas dependendo da situação. Já no caso do formato do corpo, um gênero pode se encontrar em um formato intermediário. Para a matriz de caracteres funcionais foram utilizados os atributos: comportamento de

manipulação do alimento enquanto imaturo, dividido em catador; fragmentador; raspador; filtrador. Foi incluído na tabela também o número de brânquias presentes no imaturo, e a forma da brânquia, o formato do corpo enquanto imaturo, o tamanho médio do imaturo, e por fim o tamanho das asas enquanto adulto. O método Fuzzy permitiu incluir a característica principal da espécie com valor superiores, porém ainda incluir outras características, descrevendo a comunidade com maior precisão. Desta forma acreditamos representar a capacidade de dispersão dos grupos funcionais, sua capacidade de se estabelecer em uma mancha de habitat e competir com outros grupos funcionais, previstos como mecanismos chave para a montagem da comunidade de acordo com a teoria de metacomunidades.

Posteriormente construímos matrizes de distância funcional a partir dessa matriz. A matriz foi baseada na medida descrita em Pavoine (2009), usando a dissimilaridade modificada de Gower, que consegue lidar com variáveis numéricas e categóricas. A partir dessas matrizes criamos dendrogramas de distância aplicando o agrupamento de medias aritméticas não ponderadas por pares (UPGMA) e calculamos então a diversidade funcional por meio da Entropia Quadrática de Rao (SWENSON, 2014) por riacho. Esta métrica permitiu testarmos a relação do gradiente de cobertura florestal com a diversidade funcional por meio de uma regressão linear. Testamos também a possibilidade de um modelo com limiar para a relação.

Para melhor descrição das interações entre a estrutura funcional da comunidade e o gradiente ambiental, fizemos análises exploratórias na forma de ordenação. Após identificadas as interações que mais se destacaram, calculamos a média ponderada de cada traço por comunidade (CWM), que possibilitou a criação de modelos. Através do método Stepwise selection (BLANCHET, 2008), selecionamos o modelo mais simples (com menor número de variáveis explanatórias) porém com maior poder de explicação (valor de AIC mais próximo de zero).

4. Resultados

Ao todo foram coletados 6.615 indivíduos de Ephemeroptera divididos em 13 gêneros. A abundância de cada gênero na comunidade total foi: *Americabaetis* (1444); *Baetodes* (26); *Caenis* (190); *Callibaetis* (5); *Cloeodes* (7); *Farrodes* (1670); *Hagenulopsis* (121); *Leptohyphes* (78); *Paracloeodes* (191); *Traverhyphes* (2527); *Tricorythopsis* (11); *Waltzoyphius* (1); *Zelusia* (344).

O dendrograma apresentado na figura 2 mostra o agrupamento UPGMA, dos gêneros da comunidade.

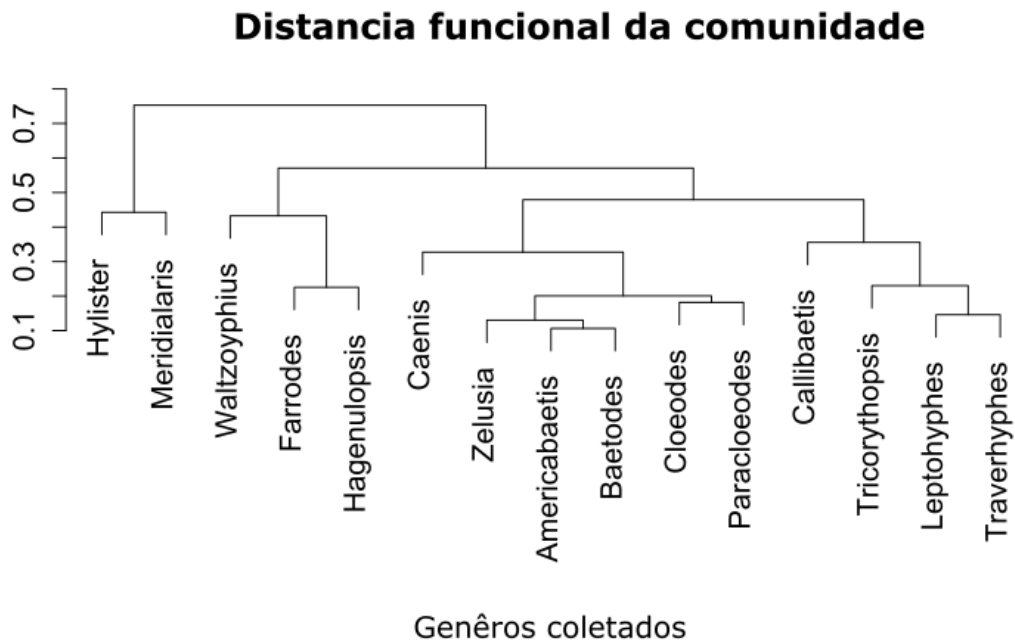


FIGURA 2: Agrupamento de gêneros mais semelhantes em características funcionais (traços) medido com base na dissimilaridade modificada de Gower.

Tanto o modelo linear quanto o modelo de quebra indicou uma relação negativa entre diversidade funcional e cobertura florestal da bacia ($p < 0,05$). Porém o modelo linear possuiu um ajuste melhor aos dados, i.e., o valor de AIC, que se refere quantidade de informação perdida pelo modelo, do modelo linear (figura 3) foi mais próximo de zero, conferindo a esse maior poder explicativo e menos complexidade.

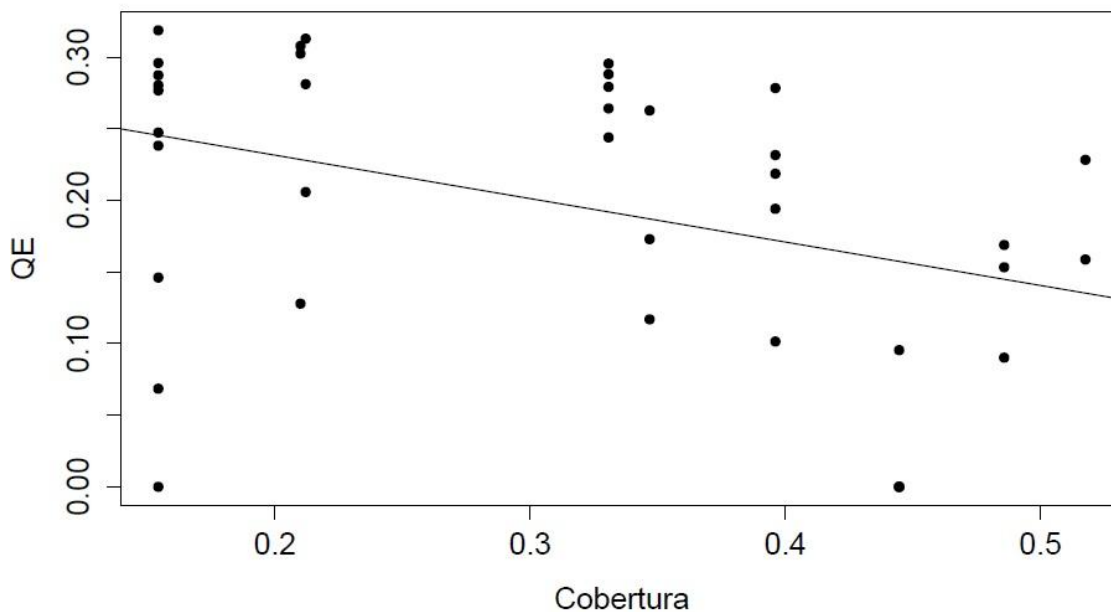


Figura 3: No eixo y temos o valor da métrica de Rao, e no x a cobertura florestal em porcentagem. A menor porcentagem de cobertura florestal possui os valores mais altos e os mais baixos da diversidade funcional. $P = 0.0155$; $R^2 = 0.606$; $AIC = -69.443$.

Analisando a ordenação (figura 4), observamos três relações: positiva entre hábitos alimentares e cobertura florestal; positiva entre número de brânquias e ph; negativa entre número de brânquias e fósforo dissolvido.

Para captar a variação específica de cada traço calculamos a média ponderada por comunidade (CWM) e fizemos modelos lineares com cada característica significativa, em função dos fatores ambientais. Em hábitos alimentares, os coletores tiveram uma relação significativa negativa com a cobertura florestal ($P = 0.001$). Fragmentadores demonstraram relação positiva com ph ($P = 0.015$) e temperatura ($P = 0.021$) e negativa com a cobertura florestal ($P = 0.017$) e

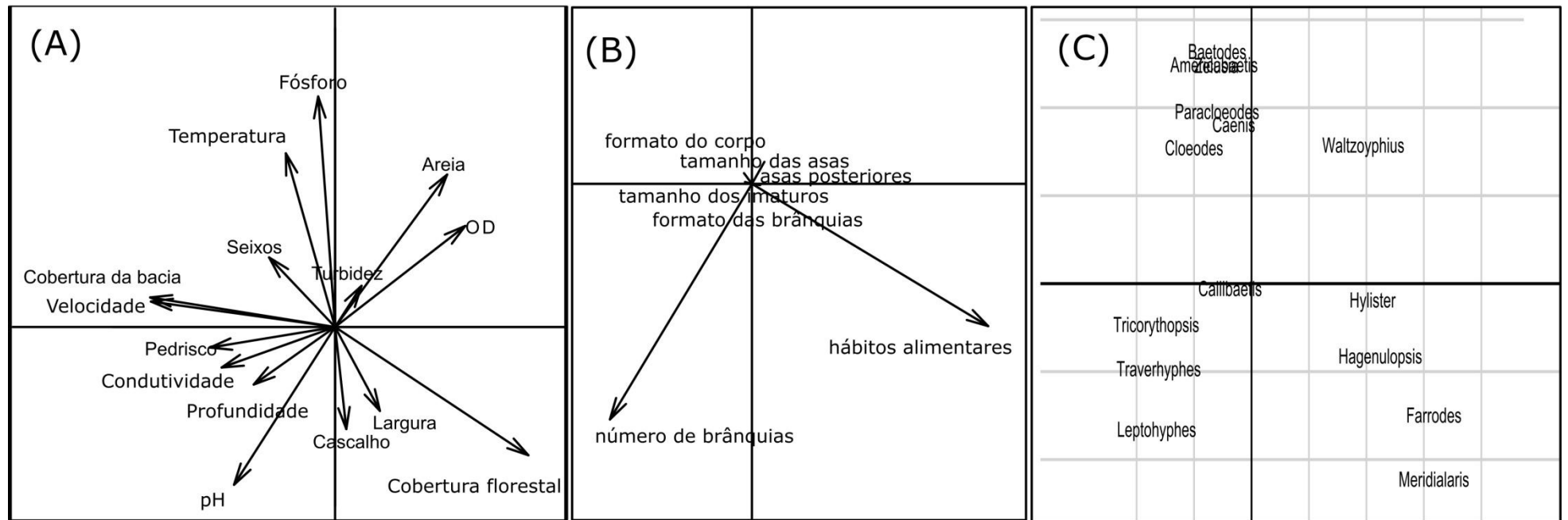


Figura 4: Em (A) a ordenação captando a variação e as relações entre as variáveis ambientais, com um destaque para pH; cobertura florestal; fósforo (fósforo dissolvido na água). (B) mostra a variação das características morfológicas e comportamentais da comunidade, porém os únicos traços significativos para a distribuição da ordenação foram hábitos alimentares e número de brânquias variando em função de variáveis ambientais. (C) grupos funcionalmente mais similares, representados espacialmente em um eixo cartesiano.

fósforo dissolvido ($P=0.001$). Raspadores apesar de um valor de $P= 0.104$ relativamente alto, tiveram uma relação positiva com a cobertura. Filtradores apresentaram relações negativas com pH ($P= 0.042$) e temperatura ($P= 0.022$), porém relação positiva com cobertura florestal ($P= 0.007$) e fósforo dissolvido ($P= 0.026$). Por fim, número de brânquias em seu modelo linear apresentou uma relação positiva com o pH ($P= 0.125$, apesar de não ser significativa ela teve destaque na ordenação, além disso o pH tem forte relação com a quantidade de fósforo dissolvido) e negativa com fósforo dissolvido ($P= 0.046$).

5. Discussão

De acordo com nossos resultados, o modelo que melhor descreve a relação negativa entre cobertura florestal e diversidade funcional é um modelo linear. Isso difere de estudos prévios (PARDINI, 2013; RIGUEIRA ET AL., 2013) que encontraram uma relação negativa entre quantidade de cobertura na paisagem e diversidade alfa, em uma relação não linear, apresentando um modelo com quebra. Este limiar, ao redor de 70% de perda de cobertura, ocorre devido a interação dos fatores diminuição do habitat e aumento do isolamento entre fragmentos, o que confere uma não linearidade entre as variáveis (ANDREN, 1994).

Apesar das evidências empíricas da existência de limiares em comunidades de diferentes grupos taxonômicos, ao adicionarmos um fator de complexidade tentando delinear a relação com diversidade funcional e não riqueza taxonômica, em nosso estudo a relação foi melhor descrita por um modelo linear. Uma possível explicação para isso pode ser que algumas espécies possuam características funcionais parecidas, devido a mecanismos de seleção do ambiente, diminuindo a diversidade funcional das comunidades quando comparadas a comunidades em um modelo nulo (CORNWELL ET AL., 2006). Então quando mudanças drásticas ocorrem no ambiente, um grande grupo de espécies pode não resistir a aquele novo filtro, porém em termos funcionais isso se reflete em menos grupos, devido a similaridade (redundância), fazendo com que a perda funcional seja menor.

Além disso, encontramos uma relação oposta da esperada, e encontrada em outros sistemas, de forma que a diversidade funcional das comunidades respondeu negativamente ao gradiente de cobertura florestal. Em micro-bacias com menor porcentagem de cobertura florestal, observamos maior diversidade funcional. O verdadeiro mecanismo desta relação ainda é incerto. A microbacia com menor cobertura florestal, por exemplo, possui as comunidades com menor e com maior diversidade funcional – isto é, existe muita variação. Existe a possibilidade da dispersão se sobrepôr a outros mecanismos de seleção, de forma que áreas com elevada cobertura e próximas a microbacias com pouca cobertura florestal podem servir como fonte de indivíduos, gerando um quadro de efeito de massa. Assim os

organismos ainda seriam encontrados nos riachos mesmo sem a estrutura necessária.

Por outro lado, PILIÈRE ET AL. (2015) demonstram a dificuldade em delinear relações entre fatores ambientais e características funcionais observando as características separadamente e posteriormente inferindo uma relação de causa e efeito. Isso ocorre porque a seleção de um traço por fatores ambientais depende de vários fatores como: contexto daquele traço no ambiente; história evolutiva da espécie, conjunto de características funcionais do grupo. Isso tende a dificultar a interpretação de traços separadamente em função de um gradiente ambiental. Filtros ambientais ao invés de atuar selecionando uma característica funcional isoladamente, atuam selecionando um conjunto de traços que formam um organismo. Além disso, devido à magnitude do estudo, se torna mais difícil encontrar um grande número de microbacias adequadas para replicas, resultando em um número amostral reduzido.

Em um estudo empírico, Jonason et al. (2006) demonstraram relações fracas entre a diversidade funcional e o gradiente ambiental proposto no estudo. Apesar de possuir sentido biológico em seu contexto, abordagens funcionais em função de gradientes ambientais são de difícil interpretação. Por isso Verberk et al. (2013) propõe uma nova abordagem metodológica considerando atributos funcionais baseada em 4 etapas para a escolha dos atributos apropriados: os traços em si; considerar relações dos traços; possíveis combinações dos traços; história de vida destes atributos. Levando em conta interação entre estes atributos e que eles podem covariar dentro de diferentes organismos, considerar suas inúmeras combinações e seu contexto ecológico evolutivo resulta em ajustes, porém agregaria maior poder preditivo e explanatório, a estudos com uma abordagem funcional.

Apesar da dificuldade de interpretar traços isoladamente, quando observamos a ordenação (figura 4) pudemos observar uma relação de interpretação interessante. Uma relação positiva entre número de brânquias e pH. Já foi descrito em literatura que baixos valores de pH, conferindo acidez a água, podem não só danificar brânquias (PEURANEN ET AL., 1994), mas também dificultar a difusão, já que o meio aquoso ácido possui altas concentrações de H^+ dificultando a osmorregulação desempenhada pelas brânquias, danificando mucosas (MCDONALD, 1982). Estes efeitos foram mais bem descritos em peixes, porém foi demonstrado que em meios

ácidos o consumo de oxigênio por Odonata é significativamente reduzido (ROCKWOOD, 1990), sugerindo que brânquias de macroinvertebrados podem reagir de maneira similar a brânquias de peixes quando submetidas a meios ácidos.

6. Conclusão

Com o presente estudo concluímos que a abordagem funcional confere inúmeras vantagens por se tratar de componentes biológicos, gerando interpretações sobre relações com o ambiente e dando caráter preditivo aos estudos de estrutura das metacomunidades. Porém a seleção dos atributos funcionais deve ser feita de acordo com o contexto ecológico evolutivo presente e após os ajustes metodológicos necessários, para que a relação de causa e efeito não seja equivocada ou fraca perdendo seu caráter preditivo. Apesar dos resultados terem divergido do esperado, pudemos observar que a cobertura florestal está relacionada com a estrutura funcional das comunidades de insetos aquáticos, e alterar este componente ambiental pode implicar em diversas mudanças comportamentais e morfológicas dos organismos. Além disso encontramos uma relação da acidez dos riachos com as brânquias, sugerindo que possíveis perturbações no equilíbrio químico do riacho podem dificultar processos metabólicos essenciais da biota local.

7. Referências bibliográficas

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** v. 35, p. 257–284, 2004. <http://dx.doi.org/10.1146/annu.rev.ecolsys.35.120202.110122>.

ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics** v. 62, p.245-253, 2006.

ANDERSON, N. H; SEDELL, J. R. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. **Annual Review of Entomology** v. 24, p. 351-377. 1979.

ANDRÉN H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos** v. 71, p. 355–366, 1994.

BILBY, R. E; HEFFNER, J. T. Factor influencing litter delivery to streams. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 29-37, 2016.

BISWAS, S. R; WAGNER, H. H. Landscape contrast: a solution to hidden assumptions in the metacommunity concept? **Landscape Ecology** v. 27, p. 621-631, 2012.

BOYERO L; BAILEY R.C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia** v. 464, p. 219–225, 2001.

BRITTAIN J. E. Life history characteristics as a determinant of the response of mayflies and stoneflies to man-made environmental disturbance (Ephemeroptera and Plecoptera). In: Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. Eds. Alba-Tercedor J. & Sanchez-Ortega A. p. 539-545. Sandhill Crane Press. Gainesville, Florida, USA, 1991.

BRODIE, J. F; MOHD-AZLAN, J; SCHNELL, J. K. How individual links affect network stability in a large-scale, heterogeneous metacommunity. **Ecology** Accepted Author Manuscript. 2016 doi:10.1890/15-1613.1

CARLSON, P. E; MCKIE, B. G; SANDIN, L; JOHNSON, R. K. Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. **Fresh Water Biology**, 2016.

CIANCIARUSO, M. V; SILVA, I. A; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica** v. 9 n. 3, p. 93–103, 2009.

CORNWELL, W. K; SCHWILK, D. W; ACKERLY D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology** v. 87 n. 6, p. 1465 – 1471, 2006.

DOMINGUEZ, E; FERNANDEZ, H. R. Macroinvertebrados bentonicos sudamericanos: sistematica y biologia. **Tucuman: Fundacao Miguel Lillo** p. 55-93, 2009

DUDGEON, D; ARTHINGTON A. H; GESSNER M. O. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review** v. 81, p. 163–182, 2006.

ESTAVILLO, C; PARDINI, R; Da Rocha, P. L. B.. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **PLoS ONE** v. 8 n. 12, p. 1–10, 2013.

FERRAZ, SILVIO F. B et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning ? **Landscape Ecology** v. 29, p. 187–200 , 2014.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. **Landscape ecology** New York. John Wiley. p. 619, 1986.

GREGORY, S; BOYER, K. L; GURNELL, A. M. The ecology and management of wood in world rivers. **Am. Fisheries Soc. Symp** v. 37, Bethesda, MD 2003.

GREGORY, S. V; SWANSON, F. J; MCKEE, W. A; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of Riparian zones. **Science** v. 41 n. 8, p. 540-555, 1991.

GURNELL, A. M; GREGORY, K. J; PETTS, G. E. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. **Aquatic Conservation: Marine and Fresh water Ecosystems** v. 5, p. 143-166, 1995.

HAUER, F. R; RESH, V. H. Benthic Macroinvertebrates. In: **Methods in stream ecology** Eds. 1996.

HOLYOAK, M; LEIBOLD M. A; HOLT R. D. Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities. Chicago (IL): **University of Chicago Press** 2005.

JONASON, D; EKROOS, J; ÖCKINGER, E; HELENIUS, J; KUUSSAARI, M; TIAINEN, J. Weak functional response to agricultural landscape homogenisation among plants, butterflies and birds. **Ecography**, doi: [10.1111/ecog.02268], 2016.

LEIBOLD, M. A; HOLYOAK, M; MOUQUET, N; AMARASEKARE, P; CHASE, J. M; HOOPES, M. F; HOLT, R. D; SHURIN, J.B; LAW, R; TILMAN, D; LOREAU, M; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multiscale-community ecology. **Ecology Letters** v. 7, p. 601-613, 2004.

LOGUE, J. B; MOUQUET, N; PETER, H; HILLEBRAND, H; DECLERCK, P; FLOHRE, A; GANTNER, S; GULZOW, N; HORTNAGL, P; MEIER, S; PECCEU, B. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in Ecology and Evolution** v. 26 n. 9, p. 482-491, 2011.

MCDONALD, D. G. The effects of H⁺ upon the gills of freshwater fish. **Canada Journal of Zoology** v. 61, p. 691-703. 1982.

MCGARIGAL, K; CUSHMAN, S. A; NEEL, M. C; ENE, E. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. 2002.

MERRITT, R. W; CUMMINS, K. W. An introduction to the aquatic insects of North America. 3ed. **Kendall Hunt Publishing Co.**, Debuque, Iowa, 1996.

PARDINI, R; BUENO, ADA; GARDNER, T. A; PRADO, P. I; METZGER, J. P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE** v. 5 n. 10: e13666, 2010.

PEURANEN, S; VUORINEN, P. J; VUORINEN M; HOLLENDER, A. The effects of iron, humic acidis and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (*Salmo trutta*). **Ann. Zool. Fennici** v. 31, p. 389-396, 1994.

PAVOINE, S; VALLET, J; GACHET, S. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos** v. 118, p. 391–402. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.16668.x> 2009

PETERSEN, I; MASTERS, Z; HILDREW, A. G; ORMEROD, J. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. **Journal of Applied Ecology** v. 41, p. 934-950, 2004.

PILIÈRE, A. F. H; VERBERK, W. C. E. P; GRAWE, M; BREURE, A. M; DYER, S. D; POSTHUMA, L; ZWART, D; HUIJBREGTS, M. A; SCHIPPER, A. M. On the importance of trait interrelationship for understanding environmental responses of stream macroivertebrates. **Fresh Water Biology** <http://doi.org/10.1111/fwb.12690>, 2015.

PODANI, J; SCHMERA, D. On dendrogram based measures of functional diversity. **Oikos** v. 115 n. 1, p. 179-185, 2006.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal North American Benthological Society** v. 16 n. 2, p. 391-409, 1997.

POFF, N. L; OLDEN, J. D; VIEIRA, N. K. M; FINN, D. S; SIMMONS, M. P; KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society** v. 25 n. 4, p. 730–755, 2006.

RADFORD, J. Q; Bennett, A. F; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for wood-land dependent birds. **Biological Conservation** v. 124, p. 317-337, 2005.

RICHARDSON, J. S; BILBY, R. E; BONDAR, C. A. Organic matter dynamics in small streams of the Pacific Northwest. **American Water Resources Association** n. 4100, p. 921-934, 2005.

RIGUEIRA, D. M. G; ROCHA, P. L. B; MARIANO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lag in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic forest: resources for conservation. **Biodiversity Conservation** DOI 10.1007/s10531-013-0575-4, 2013.

ROCKWOOD, J. P; JONES, D. S; COLER, R. A. The effect of aluminum in soft water at low pH on oxygen consumption by the dragonfly *Libellula julia* Uhler. **Hydrobiologia** v. 190 n. 55, p. 55-59, 1990.

RODRIGUES, M. E; ROQUE, F. O; QUINTERO, J. M. O; PENA, J. C. C; SOUSA, D. C; JUNIOR, P. M. Nonlinear responses in Damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. **Biological Conservation** v. 194, p. 113-120. 2016.

ROMPRE, G; ROBINSON, W. D; DESROCHERS, A; ANGEHR, G. Predicting declines in avian species richness under nonrandom patterns of habitat loss in a Neotropical landscape. **Ecological applications** v. 19 n. 6, p. 1614-1627, 2009.

SALLES, F. F; DA-SILVA, E. R; HUBBARD, M. D; SERRÃO, J. E. As espécies de ephemeroptera (insecta) registradas para o brasil. **Biota Neotropica** v. 4 n.2, p. 1–34. 2004.

SAITO, V. S; SIQUEIRA, T; FONSECA-GESSNER, A. A. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? **Hydrobiologia** v. 745, p. 167–179, 2014.

SCHMIDT, B. C; ROLAND, J. Moth diversity in a fragmented habitat: Importance of functional groups and landscape scale in the boreal forest. **Entomological Society of America** v. 99 n.6, p. 1110-1120, 2006.

SWENSON, N. G. Functional and phylogenetic ecology in R. Eds. Robert Gentleman, Kurt Hornik, Giovanni Parmigiani. Springer, New York, USA, 2014.

TILMAN, D. Functional diversity. In Encyclopedia of Biodiversity (S.A. Levin, ed.). **Academic Press, San Diego** 109-120, 2001.

TOMS, J. D; LESPERANCE, M. L. Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. **Ecological Society of America** v. 84 n. 8, p. 2034-2041, 2003.

TOMANOVA, S; GOITIA, E; HELEŠIĆ, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia** v. 556 n. 1, p. 251-264, 2006.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review Ecology Systematics** v. 20, p. 171-197, 1989.

VALENTE, R. O. A; VETTORAZZI, C. A. Avaliacao da estrutura florestal na bacia hidrografica do rio Corumbatai, SP. **Scientia Forestalis** v. 68, p. 45-57, 2005.

VELLEND M. Conceptual synthesis in community ecology. **Q. Rev. Biol** v. 85, p. 183–206, 2010.

VERBERK, W. C. E. P; NOORDWIJK, C. G. E; HILDREW, A. G. Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. **Freshwater Science** v. 32 n. 2, p. 531-547 2013.

VÖRÖSMARTY, C. J; MCINTYRE, P. B; GESSNER, M. O; DUDGEON, D; PRUSEVICH, A; GREEN, P; GLIDDEN, S; BUNN, S. E; SULLIVAN, C. A; REIDY LIERMANN, C; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature** v. 467, p. 555–561. <http://dx.doi.org/10.1038/nature09440>, 2010.

WEBB, C. O; ACKERLY, D. D; MCPEEK, M. A; DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual review of ecology and systematic**, p. 475-505, 2002.

WEIHER, E; KEDDY, P. A. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. **Oikos** p. 159-164, 1995.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater biology** v. 47 n. 4, p. 501-515, 2002.