

**Universidade Federal de São Carlos**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Efeitos da distribuição de manchas de folhas na estrutura de  
macroinvertebrados de riachos**

Fábio Toshio Taquicava Hanashiro

São Carlos

2010

**Universidade Federal de São Carlos**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Efeitos da distribuição de manchas de folhas na estrutura de  
macroinvertebrados de riachos**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos

2010

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

H233ed

Hanashiro, Fábio Toshiro Taquicava.

Efeitos da distribuição de manchas de folhas na estrutura de macroinvertebrados de riachos / Fábio Toshiro Taquicava Hanashiro. -- São Carlos : UFSCar, 2010.  
69 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2010.

1. Ecologia. 2. Insetos aquáticos. 3. Substrato. 4. Ecologia da paisagem. I. Título.

CDD: 574.5 (20ª)

Fábio Toshio Taquicava Hanashiro

**Efeitos da distribuição de manchas de folhas na estrutura de macroinvertebrados de riachos**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

**Aprovada** em 29 de abril de 2010

BANCA EXAMINADORA

Presidente



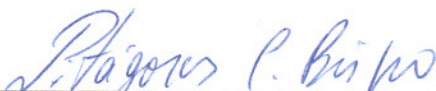
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka  
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Odete Rocha  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo  
UNESP/Assis-SP

*"A ciência é a arte do solúvel"*

*Peter Medawar*

## **Agradecimentos**

Ao prof. Marcel Okamoto Tanaka, pela orientação, amizade, disposição em atender minhas dúvidas (que não foram poucas) e por proporcionar um mestrado em todas as suas fases, desde a elaboração inicial do projeto até a publicação dos dados;

Aos meus pais, minha irmã e minha batiam, por tudo o que fizeram para eu poder estudar e exercer a profissão de que tanto gosto;

A Cíntia, pelo amor e por ser minha inspiração diária para tudo;

Aos amigos de laboratório Chicão, Daniel, Ricardinho, Danilão, Roger, Melissa, Fábio, Márcia, Cris, Bianca, Gustavo, Gabriel, Gisele, Luciene, Tadeu e Mateus pela ajuda em todos os momentos e por tornar o ambiente de trabalho um lugar onde tenho prazer de ir todos os dias;

Aos amigos de república Tavin, André, Wilson, Bunda, Aruak, Vivi e Max, pela amizade e companheirismo nos últimos anos;

A todos os amigos que fiz durante esses sete anos aqui em São Carlos, especialmente da Bio-03, do DEBE, da Biologia e do PPGERN;

Aos meus amigos de São Paulo, pela amizade e por entender minha ausência nos últimos anos;

Ao prof. Luiz Eduardo Moschini (Du), pela amizade e paciência em me atender e tirar minhas dúvidas, principalmente sobre as análises em ecologia da paisagem;

Ao técnico Luisinho (Mágico), pela ajuda nas coletas de campo e por não perder o bom humor mesmo nas horas difíceis;

Aos professores Paulo Enrique C. Peixoto (R.F.M), Glauco Machado, Flávia Pinto, José Luís de Camargo e Marco Aurélio Ribeiro de Mello, pelos ensinamentos e pela oportunidade de participar do EFA 2009;

Aos técnicos “Seu” Ângelo e Airton, pela amizade e ajuda nas coletas de campo;

Aos professores Luciano Elsinor Lopes e Juliano José Corbi, por participarem da minha banca de qualificação e pelas sugestões ao primeiro capítulo da dissertação;

Ao prof. Pitágoras da Conceição Bispo, pelas considerações feitas na defesa da dissertação e por me lembrar que a humildade deve ser sempre um dos requisitos para o crescimento científico;

À profa. Odete Rocha, por aceitar participar da minha banca de mestrado e por todos os ensinamentos nesses anos de amizade e respeito mútuo;

Às professoras Susana Trivinho-Strixino e Alaíde A. Fonseca-Gessner, pelo convívio tranquilo no laboratório e pela ajuda na identificação dos organismos;

Ao prof. e amigo Luiz Onofre Irineu de Souza, que estará sempre na memória de todos, por sua simpatia, simplicidade e legado científico;

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pelo apoio na realização deste trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Ministério da Ciência e Tecnologia, Fundo Setorial de Recursos Hídricos (CT-HIDRO) e Secretaria do Estado da Administração e da Previdência – Paraná (SEAP), pelo apoio financeiro ao projeto no qual se insere este trabalho;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa concedida (processo 2008/02467-5).

## **Resumo**

Para tentar entender como a heterogeneidade espacial influencia os processos que determinam a distribuição de organismos em riachos de baixa ordem, o presente estudo teve como objetivo responder a pergunta: a composição e o arranjo espacial das manchas de folhas na escala de paisagens de fundos de riachos influenciam a estrutura e a composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos? Avaliamos a organização dos substratos em duas fases distintas: uma descrição inicial dos ambientes a serem estudados por meio de técnicas de ecologia de paisagem e uma segunda fase experimental, estudando a resposta dos macroinvertebrados aquáticos a distribuições manipuladas do substrato. Os resultados da fase descritiva nos deram indícios da importância da proporção do substrato “detritos” influenciando a riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância; além disso, a divisão do habitat em manchas também parece ser importante para a estruturação da comunidade dos macroinvertebrados. A manipulação experimental permitiu inferir a influência da agregação dos recursos nos processos de colonização da comunidade, principalmente nos períodos iniciais (oito dias). De maneira geral, a influência da distribuição de recursos teve resultados diferentes para as duas abordagens utilizadas, provavelmente devido a diferenças no tamanho e na qualidade das manchas. Os resultados do presente estudo podem contribuir para uma maior compreensão sobre os mecanismos de estruturação de comunidades de macroinvertebrados aquáticos, subsidiando a melhoria das técnicas de amostragem e projetos futuros de restauração dos riachos.

**Palavras chave:** dinâmica de manchas, macroinvertebrados aquáticos, riachos, tipos de substrato



## **Abstract**

To understand the effects of spatial heterogeneity on the processes that determine the distribution of organisms in low-order streams, in the present study we asked the following question: do the composition and spatial arrangement of leaf litter patches at the scale of streambed landscapes influence the structure and composition of aquatic macroinvertebrate communities? We evaluated substrate organization in two distinct phases: an initial description of the streambeds using landscape ecology techniques, and a second, experimental phase studying the response of aquatic macroinvertebrates to manipulated distributions of the substrate. The results of the descriptive phase showed the importance of leaf litter substrate influencing taxon richness, diversity, evenness, and abundance; further, the division of the habitat in patches was also important to structure the macroinvertebrate communities. The experimental manipulation showed that resource aggregation influences the colonization of the community, mainly in the early periods (8 days). In general, the influence of resource spatial distribution had different effects between the two approaches used, probably due to differences in patch size and quality. The results of the present study can contribute to a better comprehension of the mechanisms structuring the communities of aquatic macroinvertebrates, and to the improvement of sampling techniques and stream restoration projects.

**Keywords:** patch dynamics, aquatic macroinvertebrate, streams, substrates types

## Sumário

1. Introdução geral.....	09
1.1 Comentários sobre a área de estudo.....	13
1.2 Referências.....	16
2. Capítulo I. Variação em pequenas escalas espaciais: a paisagem do fundo dos riachos influencia a comunidade de macroinvertebrados aquáticos?.....	19
2.1 Introdução.....	21
2.2 Métodos.....	23
2.3 Resultados.....	27
2.4 Discussão.....	32
2.5 Referências.....	36
3. Capítulo II. Influência da distribuição espacial de recursos na colonização por macroinvertebrados aquáticos.....	42
3.1 Introdução.....	44
3.2 Métodos.....	47
3.3 Resultados.....	50
3.4 Discussão.....	56
3.5 Referências.....	60
4. Considerações finais.....	65
4.1 Referências.....	69
5. Apêndice.....	70

## **Introdução geral**

## **1. Introdução geral**

A ecologia tem como principal objetivo entender e explicar os processos ecológicos que determinam os padrões de distribuição, abundância e diversidade de espécies em diferentes escalas espaciais e temporais (Underwood et al. 2000). Atualmente, compreender o que determina a composição de uma comunidade torna-se cada vez mais importante para aumentar nossa capacidade de prever as consequências dos efeitos das atividades humanas sobre os ecossistemas (Davis et al. 1998). A composição das comunidades é o resultado de um balanço entre processos que atuam em escalas regionais (e.g. formação de novas espécies e dispersão geográfica) e processos que atuam em escalas locais (e.g. predação, competição, adaptação e estocasticidade) (Ricklefs 1987). Poff (1997) comenta que caracteres funcionais dos organismos determinam quais organismos serão “filtrados” pelos processos atuantes entre as escalas e que estarão presentes nas escalas locais. Consequentemente, a previsão da diversidade das comunidades dependerá de um conhecimento dos fatores atuantes em cada escala e também entre escalas.

Em ambientes aquáticos lóticos, o estudo dos fatores que determinam a relação entre os padrões de estruturação da comunidade e os processos ecológicos também podem variar em uma escala que vai de manchas a bacias inteiras, ou até em escalas mais amplas (regionais e continentais) (Vinson & Hawkins 1998). No presente trabalho, consideramos o estudo de escalas menores, principalmente na influência da disponibilidade de recursos, ou seja, como a composição e a distribuição dos recursos em um ambiente podem afetar uma comunidade biológica em uma escala local. Estudos nessa escala são importantes, pois consideram a escala que os organismos provavelmente “interpretam” o ambiente (Malmqvist 2002).

Os recursos em um ecossistema lótico podem estar arranjados em forma de manchas (Pringle et al. 1988), principalmente na forma de folhas, gravetos e materiais em decomposição provindos da mata ripária (Wallace et al. 1997) e são moldados pelo fluxo unidirecional da água. Esses substratos podem ser utilizados como alimento, ou mesmo refúgio pelos organismos (Boyero & Bailey 2001). Portanto, as paisagens dentro dos rios e riachos podem ser entendidas como mosaicos de manchas de recursos de diferentes tipos, tamanhos e distribuições espaciais que os organismos podem utilizar (Wiens 2002). Uma comunidade interessante para estudar a possível influência desse mosaico é a de macroinvertebrados aquáticos que parece responder as variações na composição e na distribuição dos recursos nas paisagens de fundo dos ambientes lóticos (Kobayashi & Kagaya 2005; Palmer et al. 2000; Silver et al. 2004; Silver et al. 2000).

Os macroinvertebrados aquáticos são conhecidos por estarem envolvidos em diversos processos nos ecossistemas lóticos (Malmqvist 2002), por exemplo: (1) ciclagem de nutrientes, (2) processamento da matéria orgânica, (3) participantes das cadeias tróficas dentro e fora dos riachos, podendo servir de subsídios para animais aquáticos e terrestres (Nakano & Murakami 2001). Além disso, são conhecidos pela sensibilidade a alterações ambientais sendo muito utilizados em programas de biomonitoramento e restauração (Norris & Hawkins 2000).

O presente trabalho teve como objetivo principal tentar entender como a comunidade de macroinvertebrados aquáticos responde a diferentes composições e distribuições dos substratos presentes no fundo dos leitos dos riachos. Utilizamos duas abordagens diferentes: a primeira por meio de abordagens oriundas da ecologia da paisagem que tenta quantificar características das paisagens (fundo de riachos) ocupadas pelos organismos em estudo, ou seja, primeiramente tentamos encontrar padrões entre as distribuições dos substratos e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A

busca por padrões é vista como um passo científico inicial, onde tentamos entender os padrões por meio dos processos que os formam (Levin 1992). A partir disso, estudos que utilizam uma abordagem descritivo-exploratória devem tentar ser acoplados a testes de hipóteses que testem por meio de experimentos as relações de causa e consequência delineadas nos padrões encontrados (Underwood et al. 2000). Por essa razão, no segundo capítulo testamos por meio de um experimento manipulativo como a comunidade de macroinvertebrados aquáticos responde a específicas distribuições de substratos.

Apresentamos a dissertação em forma de dois capítulos pela distinção nas abordagens e nos objetivos propostos para avaliar a influência da heterogeneidade espacial na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Formatamos o texto em forma de artigos para facilitar a publicação dos dados. Além disso, redigimos o texto em português, pois consideramos que trabalhos como dissertações são mais consultados por um público regional, o que facilitaria a utilização. Apenas as figuras que apresentam legendas em inglês, pois já as preparamos para submissão. Apesar da formatação em forma manuscritos, apresentamos algumas figuras e tabelas no corpo do texto para facilitar a visualização. Vale lembrar que devido ao formato em capítulos algumas repetições no texto são inevitáveis.

## 1.1 Comentários sobre a área de estudo

Realizamos o estudo em sete riachos de baixa ordem localizados na região central do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, tributários dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, pertencentes à bacia do Rio Tietê fazendo parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI-13) (Figura 1.1). Possui clima tropical e subtropical em sua extensão, tendo domínio subtropical a montante e tropical a jusante (IPT 1981). O clima da região é caracterizado por ter um inverno frio e seco com verão quente, com precipitação acentuada entre os meses de outubro a março, com temperatura média anual entre 22° a 25° C.

O rio Jacaré-Guaçu nasce nos municípios de São Carlos e Itirapina a 1040 m de altitude e percorre 148 km até sua foz, junto à represa de Ibitinga no rio Tietê, a 400 m acima do nível do mar. A bacia do rio Jacaré-Guaçu está inserida na formação geológica dos grupos Bauru (Adamantina e Itaqueri) e São Bento que são as formações Pirambóia, Botucatu e Serra Geral. O rio Jacaré-Pepira nasce no município de São Pedro, aproximadamente 960 m acima do nível do mar; após percorrer cerca de 170 km deságua no Rio Tietê, junto à barragem de Ibitinga a 400m de altitude. A bacia do Rio Jacaré-Pepira tem parte de seu curso nas Cuestas Basálticas, caracterizada por relevo escarpado seguido por grandes plataformas estruturais de relevo suavizado em direção à calha do Rio Paraná, enquanto o curso final do rio encontra-se no Planalto Ocidental, onde podem ser geradas escarpas que dão origem às serras locais (Maier 1983; IPT 2000).

O levantamento dos córregos que utilizamos seguiu três premissas básicas: deviam possuir areia como o principal substrato em seus leitos, estar localizados em áreas remanescentes de cerrado e serem classificados como riachos de baixa ordem.

Escolhemos cinco córregos para o desenvolvimento da parte descritiva do trabalho e mais cinco para a fase experimental, sendo que em três deles, realizamos ambas as abordagens. Para uma melhor caracterização dos riachos, medimos as seguintes variáveis físico-químicas: pH, condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos utilizando-se um sensor multiparâmetros. Fizemos também medições da velocidade média dos riachos com um correntômetro. Os nomes dos riachos e informações sobre variáveis físicas e químicas da água seguem na tabela I (apêndice).



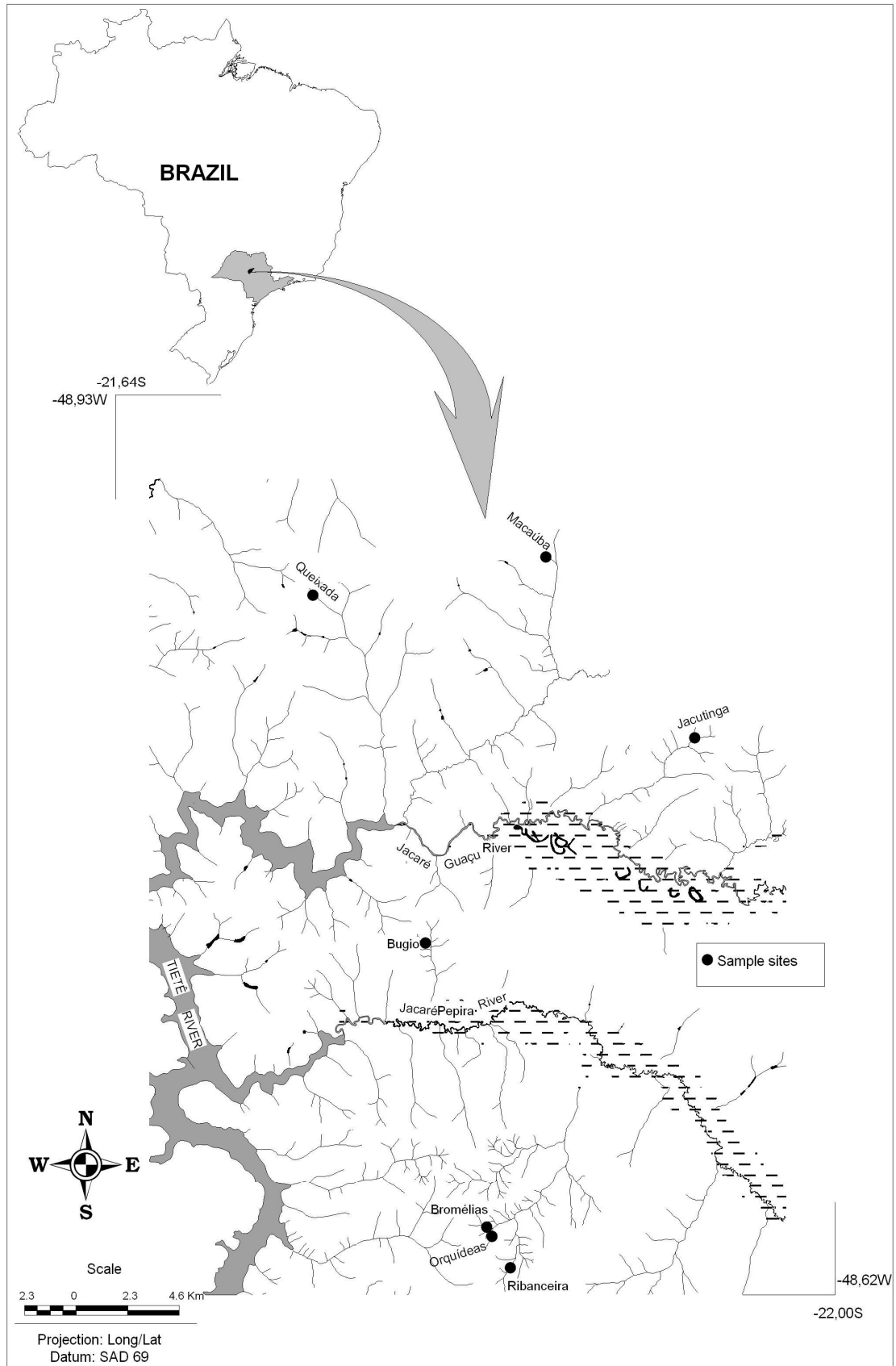


Figura 1.1 Localização da área de estudo

## 1.2 Referências

- Boyero L & Bailey RC (2001) Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464:219-225
- Davis AJ, Jenkinson LS, Lawton JH, Shorrocks B, Wood S (1998) Making mistakes when predicting shifts in species range in responses to global warming. *Nature* 391:783-786
- IPT (1981) Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Mapa geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:500000. 2v, Monografias 6, IPT, São Paulo
- IPT (2000) Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento das diretrizes para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré. Comitê da Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré
- Kobayashi S & Kagaya T (2005) Hot spots of leaf breakdown within a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 50:921-929
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6):1943-1967
- Maier MH (1983) Geoecologia, hidrografia, hidroquímica, clima e processos antrópicos da bacia do rio Jacaré-Pepira (SP). *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de São Carlos, Brasil
- Malmqvist B (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:679-694

- Nakano S & Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the North American Society* 98(1):166-170
- Norris RH & Hawkins CP (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435:5-17
- Palmer MA, Swan CM, Nelson K, Silver P, Alvestad R (2000) Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology* 15:563–576
- Poff NL (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2):391-409
- Pringle CM, Naiman RJ, Bretschko G, Karr JR, Oswood MW, Webster JR, Welcomme RL, Winterbourn MJ (1988) Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7:503–524
- Ricklefs RE (1987) Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171
- Silver P, Wooster D, Palmer MA (2004) Chironomid responses to spatially structured, dynamic, streambed landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 23(1):69-77
- Silver P, Cooper JK, Palmer MA, Davis EJ (2000) The arrangement of resources in patchy landscapes: effects on distribution, survival, and resource acquisition of chironomids. *Oecologia* 124:216-224
- Underwood AJ, Chapman MG, Connell SD (2000) Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:97-115

- Vinson MR & Hawkins CP (1998) Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Reviews of Entomology* 43:271-293
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277:102-104
- Wiens JA (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47:501-515

# **Capítulo I**

**Varição em pequenas escalas espaciais: a paisagem do  
fundo dos riachos influencia a comunidade de  
macroinvertebrados aquáticos?**

## **Resumo**

O entendimento dos processos que determinam a distribuição de organismos em um ambiente continua sendo um dos principais desafios da ecologia. Os ambientes podem ser entendidos como mosaicos formados por manchas de habitat, nas quais existe uma distribuição heterogênea dos recursos que os organismos podem utilizar. No presente trabalho testamos a hipótese de que a composição e o arranjo das manchas de habitat do fundo de riachos influenciam a estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Para avaliar esta influência, utilizamos métricas calculadas a partir de fotos digitais das paisagens dos fundos dos riachos, localizados no sudeste do Brasil. A equitabilidade da paisagem teve uma relação negativa com a riqueza, diversidade e abundância da comunidade. Pode ser um indício de que existe um substrato (detritos) preferível pelos organismos e que sustentaria uma comunidade mais rica e diversa. A divisão do habitat em manchas também parece importante, pois sustentou um número maior de espécies, provavelmente ligado ao aumento do número de refúgios e habitats disponíveis. O presente trabalho destaca a utilização das métricas para investigar relações entre a composição e a disposição de paisagens de fundo de riachos e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

**Palavras-chave:** heterogeneidade espacial, dinâmica de manchas, ecologia da paisagem, macroinvertebrados, riachos

## 2.1 Introdução

Entender e prever a composição das comunidades biológicas em uma paisagem continua sendo um desafio para os ecólogos (Poff 1997). A compreensão e a predição são dificultadas pela imensa heterogeneidade encontrada na natureza em diferentes escalas espaciais e temporais (Levin 1992). A heterogeneidade espacial é reconhecida como um dos fatores determinantes nos padrões e processos ecológicos (Palmer & Poff 1997). A respostas dos organismos a paisagens com distribuições heterogêneas de recursos deve diferir daquelas com distribuição homogênea (Kawata & Agawa 1999). Conseqüentemente, diferentes métodos e teorias (ver revisão em Gustafson 1998) foram propostos para tentar classificar e compreender o papel da variabilidade espacial em padrões de riqueza de espécies e processos de colonização e competição (Zajac 2008; Silver et al. 2000). Muitas dessas abordagens surgiram e são estudadas pela ecologia da paisagem, que vem sendo considerada como uma ecologia espacial interessada em analisar a influência da composição e do arranjo espacial das paisagens nos processos ecológicos (Turner 1989). Inicialmente, a maior parte dos trabalhos em ecologia da paisagem foi realizada em ambientes terrestres, tratando ambientes aquáticos como um elemento da paisagem, porém uma nova abordagem que considera os ambientes aquáticos como paisagens com suas próprias características tem ganhado força (Wiens 2002; Silver et al. 2004).

O fluxo unidirecional da água em rios e riachos pode criar uma heterogeneidade espacial e temporal, por exemplo, devido aos padrões de velocidade da correnteza e distribuição do substrato, influenciando assim a formação de diferentes habitats dentro dos corpos de água (Kobayashi & Kagaya 2005b; Beauger et al. 2006). Os padrões na estrutura da paisagem de riachos podem ser detectados em diferentes escalas espaciais,

com diversos fatores atuantes em cada escala (Parsons et al. 2003; Boyero 2003b; Pettit & Naiman 2005). Por exemplo, em escalas menores a estrutura da paisagem é influenciada por características do substrato, relacionadas com a procura dos organismos por alimento e refúgio (disposição de gravetos, folhas e sedimentos minerais) (Boyero & Bailey 2001). Portanto, as paisagens dentro dos rios e riachos podem ser entendidas como mosaicos de manchas de recursos de diferentes tipos, tamanhos e distribuições espaciais que os organismos podem utilizar (Turner et al. 2001; Wiens 2002). Reconhecer que as manchas diferem em qualidade é o primeiro passo para transformar um mapa descritivo em um mosaico que possa realmente representar o componente espacial nos processos ecológicos (Silver et al. 2004; Kobayashi & Kagaya 2002).

Macroinvertebrados aquáticos são conhecidos pela associação a diferentes microhabitats encontrados em riachos como: corredeiras, raízes submersas, remansos e quedas d'água. Uma combinação de diferentes variáveis ambientais (velocidade, profundidade, quantidade de matéria orgânica e o tipo e o tamanho das partículas do substrato) em cada microhabitat é fundamental para determinação a comunidade de macroinvertebrados aquáticos associada (Costa & Melo 2008). Kobayashi & Kagaya (2005<sup>a</sup>), estudando processos de decomposição de serrapilheira em riachos, verificaram que a qualidade de um microhabitat (mancha) influencia os processos de colonização, ao relatar um aumento da abundância de macroinvertebrados aquáticos em manchas localizadas no meio das regiões de remanso, que tinham taxas de decomposição mais elevada que em regiões de maior velocidade da correnteza. Outros autores também ressaltam a capacidade de movimentação ativa e através de deriva desses organismos, mesmo em trechos de corredeira, possibilitando uma seleção dos recursos (Negishi & Richardson 2006).



Um dos métodos utilizados pela ecologia da paisagem para entender os elementos espaciais da paisagem é por meio de métricas que quantificam a estrutura da paisagem (Hargis et al. 1998). Essas métricas são conhecidas por estarem relacionadas a alguns descritores importantes das comunidades tais como riqueza e diversidade de espécies (Knutson et al. 1999; McGarigal & McComb 1995). Por exemplo, Boyero (2003a) quantificou a heterogeneidade do substrato de riachos por meio de métricas em uma escala espacial fina e encontrou uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a métrica que quantificava a riqueza do substrato, além de encontrar uma relação negativa entre a abundância e a equitabilidade dos macroinvertebrados aquáticos e a heterogeneidade da densidade de manchas. Palmer et al. (2000) realizou um experimento na escala de trechos de riachos e encontrou um aumento na abundância dos macroinvertebrados aquáticos em relação ao tipo e distribuição espacial das manchas, além de demonstrar experimentalmente que a qualidade da mancha (diferentes espécies de folhas) também influenciava positivamente os padrões de colonização. Considerando as perspectivas abertas na utilização dessas métricas para a análise da influência espacial na estruturação da comunidade, o presente trabalho teve como objetivo quantificar a heterogeneidade dos substratos de riachos por meio de abordagens da ecologia da paisagem e verificar a influência das características da paisagem na comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

## **2.2 Métodos**

### *Área de estudo*

Realizamos o estudo em cinco riachos de baixa ordem na região sudeste do Brasil, pertencentes às bacias dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira. A região possui clima tropical e subtropical em sua extensão, tendo domínio subtropical a montante e tropical a jusante (IPT 1981). O clima da região é caracterizado por ter um inverno frio e seco com verão quente, com precipitação acentuada entre os meses de outubro a março, com temperatura média anual entre 22° a 25° C. Padronizamos a escolha dos locais de coleta pela presença de areia no fundo, por considerarmos esse substrato poderia ser de menor preferência pelos organismos (Yamamuro & Lamberti 2007), o que permitiria uma análise de possíveis manchas de outros substratos na paisagem no fundo dos riachos.

#### *Delineamento experimental e cálculo das métricas de ecologia da paisagem*

Em cada riacho, selecionamos um trecho com 10 m de comprimento e largura homogênea para facilitar na montagem dos mosaicos, já que não era possível registrar a paisagem de uma só vez. Utilizando uma câmera fotográfica digital (resolução de 10 *megapixels*) capturamos 10 imagens do fundo dos córregos a cada 1 m, usando uma régua como escala. Capturamos todas as imagens a cerca de 1 m de altura do fundo para manter a escala espacial de interpretação visual escolhida, discriminando diferentes tipos de substrato (Figura 2.1). Para a utilização das imagens em sistemas de informação geográfica (SIG), anotamos em campo as coordenadas geográficas dos pontos de coleta utilizando um GPS (Garmin - eTrex Vista C). Reunimos as imagens, compondo um mosaico de aproximadamente 10 m de comprimento, e posteriormente, categorizamos a paisagem do fundo do riacho usando o SIG Mapinfo (versão 8.5) (ver exemplo em Figura 2.2). Determinamos oito tipos de classes para categorizar os elementos que

compõem a paisagem do mosaico: folhas, cascalho, raízes submersas, gravetos, areia, macrófitas, matéria orgânica particulada grossa e a borda do córrego (esta última classe foi atribuída para facilitar a classificação, mas foi retirada no cálculo das métricas). Transformamos as imagens categorizadas utilizando o SIG IDRISI (versão ANDES) para o cálculo das métricas no programa Fragstats (McGarigal et al. 2002).

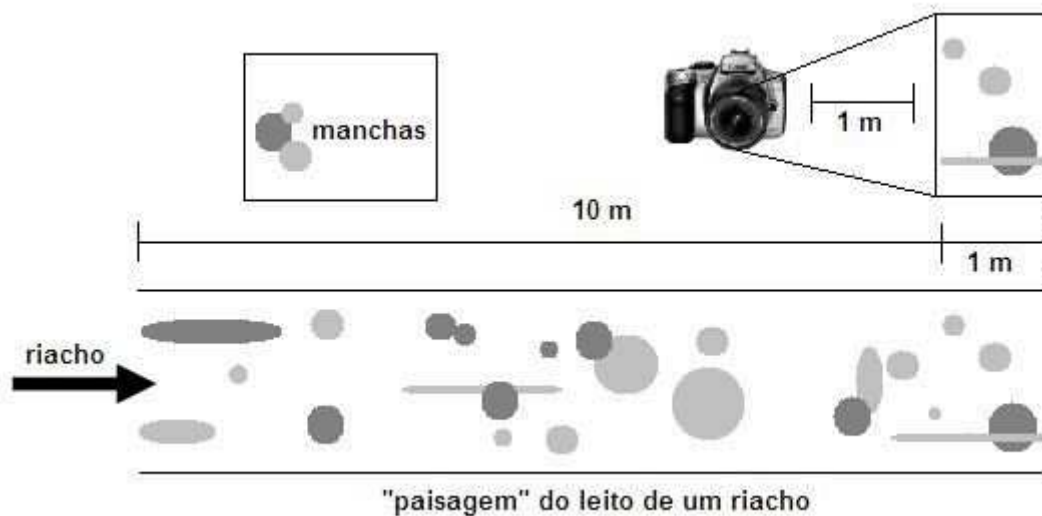


Figura 2.1 Esquema da captura das fotos da paisagem

As métricas da paisagem são agrupadas de acordo com o padrão espacial quantificado, por essa razão, escolhemos pelo menos uma métrica de cada grupo para quantificar diferentes aspectos das paisagens estudadas. No nível da paisagem, calculamos: riqueza de classes (PR), diversidade da paisagem (SHDI) e equitabilidade da paisagem (SHEI). Essas métricas estão relacionadas à composição da paisagem. Nossa previsão é de que paisagens mais ricas e diversas sustentem também comunidades mais ricas, diversas e abundantes. Tanto SHDI como SHEI são calculadas baseando-se nos índices de diversidade e equitabilidade de Shannon. Calculamos também quatro métricas no nível da classe “detritos”, que seria a soma de duas classes

“folhas” e “CPOM”, pois consideramos que seriam de maior qualidade para os macroinvertebrados: porcentagem da paisagem (PLAND – porcentagem ocupada pela classe na paisagem), número de manchas (NP – número de manchas da classe na paisagem), distância Euclidiana do vizinho mais próximo (ENN\_MN – medida de isolamento calculada a partir da medida Euclidiana entre uma mancha e a mais próxima de mesma classe) e *clumpiness* index (CLUMPY – frequência que diferentes pares da paisagem aparecem par a par, sendo uma medida de agregação da classe na paisagem) (mais detalhes em McGarigal et al. 2002).



Figura 2.2 Mosaico categorizado com as diferentes classes da paisagem escolhidas

### *Coleta dos organismos*

Coletamos três amostras da comunidade de macroinvertebrados usando um amostrador Surber com área de 0,09 m<sup>2</sup> em pontos aleatórios dentro dos trechos de 10 m. Acondicionamos as amostras em sacos plásticos até o laboratório, onde triamos os organismos e os preservamos em álcool 70%. Utilizamos diferentes chaves de identificação taxonômica para os diferentes grupos: Trivinho-Strixino & Strixino

(1995), Calor (2007), Lecci & Froelich (2007), Mariano (2007), Pinho (2007), Costa et al. (2004) e Pes et al. (2005).

### *Análise dos dados*

Para determinar quais variáveis influenciam a estrutura de macroinvertebrados, analisamos os seguintes descritores: riqueza de táxons, índice de diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener, abundância total (transformada para a escala logarítmica) e a riqueza de táxons calculada por rarefação. O cálculo da rarefação justifica-se pela dependência entre a riqueza de táxons e o número de organismos amostrados (Magurran 2004). As variáveis independentes compreenderam as métricas de ecologia de paisagem. Usamos uma regressão múltipla passo-a-passo (*stepwise*) para determinar qual modelo melhor explica os descritores em cada caso. Previamente a esta análise, correlacionamos as variáveis independentes entre si para retirar variáveis correlacionadas e evitar multicolinearidade (Sokal & Rohlf 1995). Para verificar quais variáveis independentes influenciam a composição das comunidades de macroinvertebrados usamos a Análise de Correspondência Canônica (CCA), com as mesmas variáveis selecionadas previamente para a regressão múltipla. Fizemos as análises de correlação e regressão múltipla no programa SYSTAT (versão 12), a CCA no programa MVSP (Kovach 1999) e a rarefação usando uma função do pacote vegan (Oksanen et al. 2006) do programa R (R Development Core Team 2006).

### **2.3 Resultados**

Coletamos 1761 macroinvertebrados pertencentes às ordens da classe Insecta: Odonata, Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera e Hemiptera. Encontramos também organismos pertencentes a outros grupos: Oligochaeta, Bivalve, Hirudinea e Tricladida. Em relação aos descritores da comunidade, destacam-se os córregos Orquídeas e Bromélias, com maior abundância, riqueza e diversidade taxonômica (Tabela 2.1), já os riachos Queixada e Jacutinga apresentaram os menores valores.

Tabela 2.1 Descritores da comunidade de macroinvertebrados e métricas da paisagem calculadas pelo programa Fragstats (PR = riqueza de classes, SHDI = diversidade de classes, SHEI = equitabilidade de classes, NP = número de fragmentos, PLAND = proporção da classe na paisagem, CLUMPY = medida de agregação da classe, ENN\_MN = média da distância euclidiana entre dois fragmentos de mesma classe)

	Jacutinga	Macaúba	Orquídeas	Queixada	Bromélias
<b>Descritores</b>					
Riqueza de taxons	16	22	42	16	42
Diversidade de Shannon	1.67	2.22	2.41	1.44	2.76
Equitabilidade	0.600	0.716	0.643	0.518	0.738
Abundância total	164	124	722	133	618
Riqueza por rarefação	14.16	22.00	23.72	15.65	25.29
<b>Métricas da paisagem</b>					
PR	5	3	6	4	4
SHDI	1.051	0.761	1.040	0.939	0.754
SHEI	0.653	0.692	0.580	0.677	0.544
NP	105	58	95	54	196
PLAND	30.89	35.45	28.04	15.28	29.37
CLUMPY	0.816	0.683	0.669	0.764	0.719
ENN_MN	0.230	0.266	0.398	0.364	0.259

O número de tipos de substrato variou entre 3 e 6, já os valores de diversidade da paisagem tiveram os maiores valores relacionados à riqueza de classes, uma vez que a equitabilidade variou menos entre 0.544 e 0.692 (Tabela 2.1). O número de manchas (NP) do substrato “detritos” (folhas + CPOM) variou entre 54 e 196 representando 15,5 e 35,5%, respectivamente, da ocupação total da paisagem; a distância média do vizinho mais próximo (ENN\_MN) variou entre 0.233 e 0.398 e a dispersão das manchas apresentou uma tendência à agregação. Utilizamos todas as métricas (Tabela 2.1) no cálculo da regressão múltipla, pois as métricas não apresentaram correlações significativas ( $P < 0.005$ ).

Tabela 2.2 Resultados da regressão múltipla entre as métricas da paisagem e os descritores da comunidade de macroinvertebrados

Variável dependente	Modelo selecionado	Coefficiente	Erro padrão	<i>P</i>
Riqueza de taxons	CLUMPY	-96.975	6.824	0.005
$R^2 = 0.998, P = 0.002$	SHEI	-161.368	6.412	0.002
Diversidade de Shannon	SHEI	-6.420	3.130	0.133
$R^2 = 0.584, P = 0.133$				
Equitabilidade	PLAND	0.009	0.004	0.107
$R^2 = 0.633, P = 0.107$				
Abundância total	NP	-0.008	0.002	0.070
$R^2 = 0.989, P = 0.011$	SHEI	-18.964	1.968	0.011
Riquza por rarefação	NP	0.044	0.004	0.009
$R^2 = 0.995, P = 0.005$	CLUMPY	-70.677	4.048	0.003

Diferentes métricas da paisagem influenciaram os descritores da comunidade. A riqueza de táxons foi negativamente influenciada pela métrica de agregação (CLUMPY) e pela equitabilidade da paisagem (SHEI). Já a riqueza calculada por rarefação aumentou com o número de fragmentos do substrato “detritos”, mas diminuiu em relação à CLUMPY (Tabela 2.2). A diversidade de Shannon demonstrou uma tendência negativa com a equitabilidade da paisagem e a equitabilidade de táxons, uma tendência positiva com proporção da paisagem (PLAND) ocupada pelo substrato “detritos”. Embora a variância explicada foi alta, os níveis de significância foram baixos (Tabela 2.2). Por fim, a abundância dos macroinvertebrados teve uma relação negativa com o número de manchas e a equitabilidade da paisagem.

Tabela 2.3 Coeficientes canônicos e de correlações entre as métricas da paisagem e os táxons pertencentes aos cinco riachos estudados

Variável	Coeficientes canônicos		Correlações	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
PLAND	-0.141	0.849	-0.301	0.487
CLUMPY	0.616	0.687	0.827	0.337
SHDI	-0.107	0.726	0.033	0.390
SHEI	0.591	-0.441	0.763	-0.164

Em relação à análise de correspondência canônica, o primeiro eixo e o segundo eixo explicaram 60.479% da variação dos dados, sendo que 31.823% pelo primeiro eixo e 28.656% pelo segundo eixo (Figura 2.3). Os quatro primeiros eixos explicaram toda a variação dos dados. O primeiro eixo separou fracamente os riachos Bromélias e Orquídeas. O segundo eixo separou principalmente o riacho Jacutinga do riacho Queixada (Tabela 2.3). O programa que utilizamos para a análise multivariada retirou



três métricas (NP, ENN\_MN e PR) por detectar multicolinearidade entre as variáveis. Alguns táxons (*Perlidae*, *Harnischia*, *Cryptochironomus* e *Zonophora*) relacionaram-se aos pontos de coleta, principalmente aos córregos Jacutinga e Queixada. Não encontramos padrões claros entre as métricas da paisagem e a composição da comunidade estudada.

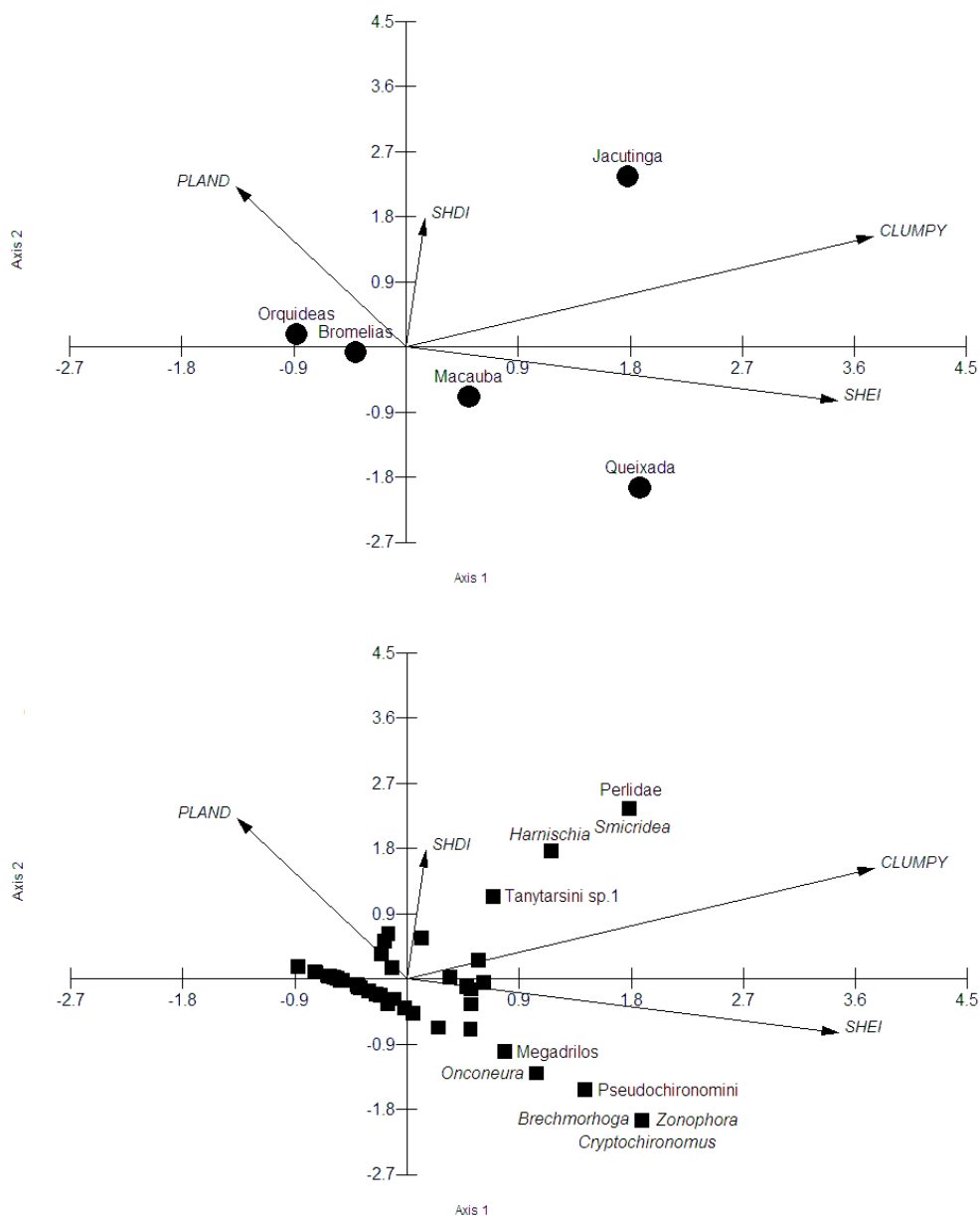


Fig 2.3 Análise de correspondência canônica das métricas da paisagem e da composição da comunidade de macroinvertebrados dos cinco riachos no sudeste brasileiro

## Discussão

A capacidade das métricas da paisagem em explicar a variação nos descritores das comunidades estudadas indica que variáveis que quantificam padrões espaciais podem ser úteis no entendimento dos processos que estruturam as comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos de baixa ordem. Outros trabalhos (Boyero 2003a; Palmer 2000) já utilizaram abordagens de ecologia da paisagem, inclusive com o cálculo de métricas, porém este é o primeiro estudo, no qual, foi combinado o uso de fotos, programas específicos de análise e paisagens dominadas por um substrato que pode ser considerado como uma matriz na paisagem (areia). A validade das métricas é evidenciada pela explicação dos modelos por métricas relacionadas à disposição espacial da paisagem, como *clumpiness* (CLUMPY) e o número de fragmentos (NP). Encontramos também uma relação dos descritores com uma métrica relacionada à composição da paisagem: equitabilidade da paisagem (SHEI), ou seja, não explicitamente espacial. Um dos indícios de que a distribuição e o arranjo das manchas do substrato “folhas” parece ser importante para a estruturação das comunidades é que a proporção ocupada por esse tipo de substrato na paisagem (PLAND) ficou próxima ou abaixo do nível crítico de 30% em todas as paisagens que estudamos. Andrén (1994) comenta a influência da configuração da paisagem quando esse limite é alcançado, ou seja, acima desses valores é provável que a resposta por parte dos organismos esteja ligada principalmente a disponibilidade de habitat.

A riqueza de taxons foi explicada por um modelo que combinou duas métricas da paisagem, CLUMPY e SHEI, o que indica que o número de táxons que ocupa a paisagem pode variar primeiramente pela maior proporção ocupada por determinados tipos de habitat na paisagem, provavelmente devido à escolha por determinado tipo de

substrato. A preferência de determinados tipos de substratos pela comunidade estudada já foi relatada em outros trabalhos (Costa and Melo 2008; Ligeiro et al. 2010). Um aumento na equitabilidade da paisagem poderia diminuir a disponibilidade dos substratos preferíveis pelos macroinvertebrados, conseqüentemente influenciando a riqueza de taxons. Além disso, a distribuição dessas manchas também parece influenciar o descritor em questão, já que, a divisão da paisagem em manchas menos agregadas poderia representar uma maior abundância de manchas, pois manchas mais agregadas poderiam ser interpretadas como uma só, sendo dominadas por poucos táxons. Assim, a desagregação das manchas poderia aumentar a riqueza nessa escala, desde que a disponibilidade de manchas de maior qualidade seja maior, pois mesmo que as manchas tenham tamanho reduzido e sustentem menos organismos, o padrão resultante seria o de um aumento no número total de taxons nessa escala. Outra explicação possível seria a de que a divisão permitiria que uma maior quantidade de manchas servisse como refúgio para os organismos, o que dificultaria a busca de predadores e parasitas por presas permitindo assim a coexistência de um maior número de espécies (Ryall & Fahrig 2006). Embora, as relações entre predador-presa em um sistema vão depender também da capacidade de dispersão dos organismos (Kareiva 1987).

É importante ressaltar que no presente estudo, a fragmentação do habitat é estudada como uma divisão do habitat e não um fenômeno ligado a perda de habitat. Fahrig (2003) comenta sobre a importância de discernir entre as diferentes interpretações do uso do termo fragmentação, ou seja, separar o efeito da perda de habitat e o de divisão do habitat em si. A perda de habitat tem seus efeitos negativos na biodiversidade exemplificados para diferentes organismos e em diferentes componentes da comunidade, como riqueza e abundância (Findlay & Houlihan 1997; Ockinger &

Smith 2006), mas o efeito da divisão do habitat parece variar dependendo do caso estudado (Fahrig 2002).

A relação encontrada entre a riqueza estimada por rarefação e as métricas NP e SHEI reforça as hipóteses levantadas anteriormente, ou seja, (1) de que a fragmentação da paisagem pode levar ao favorecimento de um número maior de espécies (2) a equitabilidade da paisagem pode estar relacionada à presença de determinados tipos de substratos que podem ser favoráveis aos organismos estudados. Palmer et al. (2000) também encontrou relações positivas entre paisagens fragmentadas de fundo de rios e a comunidade de macroinvertebrados e sugeriu três hipóteses para explicar esse padrão: (1) a coluna d'água diminuiria uma das vantagens de paisagens com manchas menos fragmentadas, pois tornaria qualquer local do fragmento acessível, (2) determinados organismos teriam vantagens em habitar paisagens fragmentadas relacionadas ao efeito de borda dos fragmentos e (3) manchas de tamanho maior podem oferecer maior quantidade de recurso, porém tem taxas de oxigênio menores nas regiões centrais e risco de predação elevado. Em relação à diversidade de espécies, o modelo relacionou uma maior diversidade com uma diminuição nos valores da equitabilidade da paisagem. A relação negativa é mais uma evidência de que parece haver uma classe que aumenta a diversidade de recursos e assim possibilita uma maior diversidade local. Esse efeito combinado resultando em variação em pequena escala poderia explicar o aumento da riqueza e da diversidade da comunidade estudada no presente trabalho, ao possibilitar a colonização por diferentes táxons na mesma mancha.

A relação entre as métricas da paisagem e a composição faunística de macroinvertebrados foi influenciada pelo efeito da diferença entre as comunidades dos riachos estudados. A escolha dos riachos baseada principalmente na presença de areia como substrato principal não se traduziu em comunidades com composições

semelhantes, principalmente os riachos Jacutinga e Queixada. Alguns táxons exclusivos dos dois riachos influenciaram na busca da influência das métricas nos padrões de composição. Talvez sejam necessárias novas análises utilizando uma resolução taxonômica menor ou a classificação em grupos funcionais, pois muitos dos grupos podem apresentar respostas semelhantes aos padrões espaciais da paisagem e com um menor número de táxons exclusivos, o efeito da composição seria retirado da análise.

Ao contrário do que esperávamos, paisagens menos ricas sustentaram comunidades mais ricas e diversas, a presença do substrato “detritos” parece ter um efeito positivo na comunidade. Ao invés de um número maior de diferentes substratos, a criação de habitats distintos relacionados ao substrato “detritos”, parece ser mais importante. Como a disponibilidade desse substrato esteve limitada a valores próximos a 30%, parece que também pode haver um efeito da distribuição dessas folhas na paisagem, padrão que já foi levantado em estudos anteriores (Andrén 1994). Fahrig (2003) comenta que não existem testes empíricos que comprovem esta idéia, mas no presente estudo encontramos uma possível evidencia desse padrão. Sugerimos que as paisagens “aquáticas” estudadas aqui sejam interessantes para testar essa previsão, pois não existe uma perda de habitat *per se* e pode-se testar se a partir desses valores de proporção da paisagem se há um efeito da distribuição das manchas de folhas na comunidade. A utilização de abordagens e conhecimentos da ecologia da paisagem no entendimento da estruturação das comunidades de macroinvertebrados se mostra promissora pelos resultados do presente trabalho. Além de possibilitar um mapeamento mais preciso de características de composição e disposição dos diferentes tipos de substratos encontrados em riachos, as métricas resultantes do trabalho se mostram informativas em relação a alguns descritores das comunidades. A utilização de fotos e de programas de cálculo de métricas para o entendimento da influência da

heterogeneidade espacial nos processos ecológicos pode ser estendida para estudos que necessitam trabalhar em escalas espaciais reduzidas. Ao quantificar a variação do componente espacial nessas escalas menores podemos tentar entender comunidades que devido ao tamanho reduzido podem interpretar o espaço de maneira particular (Farji-Brener et al. 2004). Vale lembrar que o presente trabalho teve um caráter descritivo em tentar entender padrões entre métricas da paisagem e a estruturação das comunidades de macroinvertebrados, porém é interessante que estudos futuros testem hipóteses por meio de experimentos manipulativos na busca de evidências mais diretas da relação entre o componente espacial do fundo de riachos e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

## 2.5 Referências

- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-386
- Beauger A, Lair N, Reyes-Marchant P, Peiry JL (2006) The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia* 571:63-76
- Boyero L (2003a) The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 499:161-168
- Boyero L (2003b) Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research* 18:365-379
- Boyero L & Bailey RC (2001) Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464:219-225

- Calor AR (2007) Trichoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Costa SS & Melo AS (2008) Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia* 598:131-138
- Costa JM, Souza LOI, Oldrini BB (2004) Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Museu Nacional* 99:1-44
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515
- Fahrig L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2):346-353
- Farji-Brener AG, Barrantes G, Ruggiero A (2004) Environmental rugosity, body size and access to food: a test of the size-grain hypothesis in tropical litter ants. *Oikos* 104:165-171
- Findlay CS, Houlihan J (1997) Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11(4):1000-1009
- Gustafson EJ (1998) Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1:143-156
- Hargis CD, Bissonette JA, David JL (1998) The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13:167-186
- Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (1981). Mapa geológico do Estado de São Paulo 1:500000, Monografias 6:2v. IPT, São Paulo.

- Kareiva P (1987) Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326:388-390
- Kawata M & Agawa H (1999) Perceptual scales of spatial heterogeneity of periphyton for freshwater snails. *Ecology Letters* 2:210-214
- Kobayashi S & Kagaya T (2002) Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles in a headwater stream. *Limnology* 3:37-42
- Kobayashi S & Kagaya T (2005a) Hot spots of leaf breakdown within a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 50:921-929
- Kobayashi S & Kagaya T (2005b) Across-reach consistency in macroinvertebrate distributions among litter patch types in Japanese headwater streams. *Hydrobiologia* 543:135-145
- Knutson MG, Sauer JR, Olsen DA, Mossman MJ, Hemesath LM, Lannoo MJ (1999) Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology* 13(6):1437-1446
- Lecci LS & Froelich CG (2007) Plecoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6):1943-1967
- Ligeiro R, Melo AS, Callisto M (2010) Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55:424-435
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, London



- Mariano R (2007) Ephemeroptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer Software Program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst [available at the following web site: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)].
- McGarigal K & McComb WC (1995) Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65(3):235-260
- Negishi JN & Richardson JS (2006) An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *Journal of Animal Ecology* 75:118-129
- Ockinger E & Smith HG (2006) Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149:526-534
- Palmer MA & Poff NL (1997) The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16(1):169-173
- Palmer MA, Swan CM, Nelson K, Silver P, Alvestad R (2000) Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology* 15:563-576
- Parsons M, Thoms MC, Norris RH (2003) Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. *Journal of the North American Benthological Society* 22(1):105-122

- Pes AMO, Hamada N, Nessimian JL (2005) Identification key to families and genera of larvae of Trichoptera from Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2):181-204
- Pettit NE & Naiman RJ (2005) Flood-deposited wood debris and its contribution to heterogeneity and regeneration in a semi-arid riparian landscape. *Oecologia* 145:434-444
- Pinho LC (2007) Diptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Poff NL (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2):391-409
- Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB (2006) vegan: Community Ecology Package version 1.8-2. <http://cran.r-project.org>
- R Development Core Team (2006) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN3-900051-07-0, URL <http://www.r-project.org>
- Ryall KL & Fahrig L (2006) Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87(5):1086-1093
- Silver P, Cooper JK, Palmer MA, Davis EJ (2000) The arrangement of resources in patchy landscapes: effects on distribution, survival, and resource acquisition of chironomids. *Oecologia* 124:216-224
- Silver P, Wooster D, Palmer MA (2004) Chironomid responses to spatially structured, dynamic, streambed landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 23(1):69-77

- Sokal RR & Rohlf FJ (1995) *Biometry*. Freeman, San Francisco
- Trivinho-Strixino S & Strixino G (1995) *Larvas de Chironomidae (Diptera do Estado de São Paulo: Guia de identificação de diagnose dos gêneros*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, Berlin.
- Turner MG (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 20:171-197
- Wiens JA (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47:501-515
- Yamamuro AM & Lamberti GA (2007) Influence of organic matter on invertebrate colonization of sand substrata in a northern Michigan stream. *Journal of the North American Benthological Society* 26(2):244-252
- Zajac RN (2008) Macrobenthic biodiversity and sea floor landscape structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:198-203

## **Capítulo II**

### **Influência da distribuição espacial de recursos na colonização por macroinvertebrados aquáticos**

## **Resumo**

A heterogeneidade espacial em um curso de água pode ser formada por uma combinação de diferentes variáveis ambientais que atuam em diferentes escalas espaciais. A composição e o arranjo das manchas de substrato em fundos de riachos podem influenciar a estruturação e a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Avaliamos por meio da manipulação de manchas de folhas como a comunidade respondia a quatro diferentes arranjos de sacos de folhas em intervalos temporais de 8, 15 e 21 dias. Encontramos diferenças na colonização principalmente no primeiro período estudado (8 dias) para todos os descritores utilizados (riqueza, diversidade de Shannon, equitabilidade e abundância) e também na composição faunística. Em relação à questão espacial, o tratamento “agregado nas margens” apresentou valores maiores em relação ao tratamento “controle” tanto para a diversidade como para a equitabilidade. As variações mais contundentes no primeiro período (8 dias) podem estar relacionadas aos processos de sucessão e competição decorridos da redução da disponibilidade de recursos; após esse período pode haver uma uniformização da comunidade resultando em valores menores para os descritores. As diferenças nos tratamentos podem estar ligadas à qualidade do recurso disponibilizado e à disposição espacial das folhas. Os resultados do presente trabalho podem contribuir com programas de restauração de riachos incorporando novos subsídios para o restabelecimento da fauna de macroinvertebrados aquáticos.

**Palavras-chave:** recursos, dinâmica de manchas, colonização, macroinvertebrados, riachos

### 3.1 Introdução

A distribuição dos organismos pode ser influenciada por componentes ambientais e biológicos, como a distribuição de locais favoráveis para a sobrevivência e relações de competição e predação entre os organismos (Begon et al. 2006). Entre os componentes ambientais, a heterogeneidade espacial é um forte fator influenciador da distribuição dos organismos (Palmer & Poff 1997). A paisagem pode ser entendida como um mosaico de manchas de habitats com diferentes tipos, tamanhos e distribuições espaciais que os organismos podem utilizar (Turner et al. 2001). Essa heterogeneidade resulta em padrões de resposta diferentes para cada configuração espacial, e exemplos dessa relação são relatados para diversas espécies em diferentes ecossistemas, como marinho (Zajac 2008), água doce (Silver et al. 2000) e terrestre (Summerville & Crist 2001). Inicialmente, a influência espacial nos processos ecológicos foi estudada principalmente em ambientes terrestres, porém nos últimos anos essa vertente de pesquisa tem chamado a atenção dos pesquisadores que trabalham com ecossistemas aquáticos (Wiens 2002). Pringle et al. (1988) ressalta a importância do estudo da influência espacial em ambientes aquáticos, por exemplo, considerando um riacho, ou um rio, como um mosaico de habitats formados pelo fluxo unidirecional de água.

Devido à destruição das paisagens naturais, a interpretação dos processos dependentes da configuração espacial tem recebido mais atenção (Summerville & Crist 2001). A modificação e perda dos habitats figuram como as principais causas da perda da biodiversidade (Myers et al. 2000) e, portanto, o entendimento das respostas dos organismos a diferentes configurações espaciais se mostra fundamental para a elaboração de programas de manutenção e restauração dos ecossistemas. Os ambientes

aquáticos também têm sofrido alterações diversas devido à ocupação humana, relacionadas, por exemplo, com o aumento da poluição e a destruição da mata ciliar, decorrentes de alterações no uso do solo (Karr & Chu 2000). Essas alterações causam modificações, como alteração da composição química da água, mudanças no fluxo da água e nos habitats dos córregos (Maddock 1999). Em escalas menores, a destruição da mata ciliar, por exemplo, reduz a entrada de materiais alóctones que atuam como recursos alimentares e substratos para colonização (folhas, flores, frutos e gravetos) e formam microhabitats importantes para diversos organismos (Boyero & Bailey 2001). A vegetação ripária também atua como um filtro de nutrientes e sedimentos por reduzir o escoamento superficial e subsuperficial e, conseqüentemente, sua retirada pode facilitar processos de assoreamento. Assim, a diminuição na entrada de materiais alóctones provenientes da mata ripária e a entrada de sedimentos por escoamento poderiam causar uma simplificação da complexidade espacial do fundo dos riachos. A vegetação ripária, portanto, atua como uma fonte e um filtro, tanto da matéria orgânica e inorgânica que entra nos riachos, estando assim intimamente relacionada também com o fluxo de energia do ambiente (Lecerf et al. 2005; Wallace et al. 1997).

A heterogeneidade espacial em um curso de água pode ser formada por uma combinação de diferentes variáveis ambientais que atuam em diversas escalas espaciais; assim, variações locais no fluxo de água, profundidade, quantidade de matéria orgânica e o tipo e o tamanho das partículas do substrato podem resultar em diferentes microhabitats (manchas) que os organismos podem utilizar (Costa & Melo 2008). Em escalas mais amplas, fatores como inundações, barragens (naturais e artificiais) e alterações climáticas também podem alterar a configuração espacial e assim influenciar as comunidades biológicas de rios e riachos (Poff & Zimmerman 2010; Dunbar et al. 2010). Uma comunidade que pode ser utilizada para se testar hipóteses sobre a

influência de padrões espaciais na distribuição de espécies é a de macroinvertebrados aquáticos, conhecida por colonizar diferentes habitats dentro de rios e riachos (Beisel et al. 1998; Boyero & Bailey 2001). O material orgânico e inorgânico que se distribui em manchas pode servir tanto de alimento, como de refúgio e habitat para esses organismos; por essas razões, os macroinvertebrados podem ser utilizados para obter respostas sobre características dos ambientes em estudo (Kobayashi & Kagaya 2004). Outros autores também ressaltam a capacidade de movimentação ativa e através de deriva desses organismos, mesmo em trechos de corredeira, possibilitando uma seleção dos recursos (Negishi & Richardson 2006). É necessário ressaltar que cada organismo terá uma escala espacial de interpretação, ou seja, o mosaico da paisagem para um peixe não será entendido da mesma maneira por uma larva de inseto (ver revisão em Wiens 1976).

Algumas dificuldades são recorrentes nos estudos da influência da heterogeneidade espacial nos padrões ecológicos, como a falta de replicação adequada, a dificuldade na manipulação experimental de paisagens ou mesmo a necessidade do uso de ambientes artificiais. Uma abordagem interessante para esses problemas é a utilização de microcosmos como modelos de estudo, pois devido ao tamanho reduzido, permitem tanto a replicação como a aplicação de experimentos que alterem características como a distribuição de manchas ou até mesmo o tamanho dos ecossistemas (ver revisão em Srivastava et al. 2004). Entretanto, tais abordagens podem simplificar demais o ambiente, e podem não representar adequadamente as respostas dos organismos a múltiplos fatores tais como os observados em situações naturais. Portanto, considerando-se a abordagem de estudar os ambientes aquáticos como paisagens, utilizamos riachos de baixa ordem como modelo de estudo para testar experimentalmente, por meio da manipulação das manchas, se a distribuição espacial de



manchas de recursos influencia a colonização por macroinvertebrados aquáticos. Esse estudo foi conduzido em riachos que possuem o substrato dominado principalmente por areia; dessa maneira consideramos a priori as manchas de folhas como habitats mais atrativos do que a matriz de areia.

### **3.2 Métodos**

#### *Área de estudo*

Realizamos o estudo em cinco riachos de baixa ordem na região sudeste do Brasil, pertencentes às bacias dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira. A região possui clima tropical e subtropical em sua extensão, tendo domínio subtropical a montante e tropical a jusante (IPT 1981). O clima da região é caracterizado por ter um inverno frio e seco com verão quente, com precipitação acentuada entre os meses de outubro a março, com temperatura média anual entre 22° a 25° C.

#### *Delineamento do experimento*

Para avaliar a resposta dos organismos em relação a diferentes distribuições espaciais de substrato utilizamos uma abordagem experimental. Selecionamos trechos homogêneos em cada riacho para a implementação do experimento. Os trechos tinham 20 m de comprimento, sendo que dividimos os trechos em quatro parcelas de 5 m de comprimento. Retiramos de cada parcela, o máximo possível de folhas, gravetos, pedras e qualquer outro material que não fosse areia. Em seguida, alocamos aleatoriamente a cada parcela cada um dos quatro diferentes níveis de tratamento, com distribuições

distintas de recursos para testar as possíveis diferenças na colonização pelos organismos. Para criar a distribuição espacial de recursos nesta escala de paisagem, colocamos em cada parcela 20 sacos de nylon (abertura de malha: 2 cm) com aproximadamente 20 g (peso fresco) de folhas de espécies mistas, obtidas aleatoriamente da mata ciliar dos riachos. Distribuímos os sacos então nas seguintes disposições: aleatório, agregado aleatório, agregado nas margens e uma parcela controle, onde não colocamos nenhum saco (Figura 3.1). Como unidades amostrais, colocamos quatro sacos de nylon (2 cm de malha) contendo 20 g de *Talauma ovata* (Magnoliaceae), uma espécie característica da região, já estudada como um recurso de alta qualidade para os macroinvertebrados (Janke & Trivinho-Strixino 2007) no centro da parcela. A escolha de uma única espécie nas unidades amostrais também se justifica para uma maior padronização de possíveis variáveis, como a presença de espécies com diferentes concentrações de lignina, o que poderia interferir no experimento. Retiramos uma unidade amostral de cada tratamento para análise em intervalos de 8, 15 e 22 dias. Transportamos as amostras em saco plástico até o laboratório, onde retiramos os organismos e preservamos o material em álcool 70%. Identificamos os organismos pelos até o menor nível taxonômico possível. Utilizamos diferentes chaves de identificação taxonômica para os diferentes grupos: Trivinho-Strixino & Strixino (1995), Calor (2007), Lecci & Froelich (2007), Mariano (2007), Pinho (2007), Costa et al. (2004) e Pes et al. (2005).

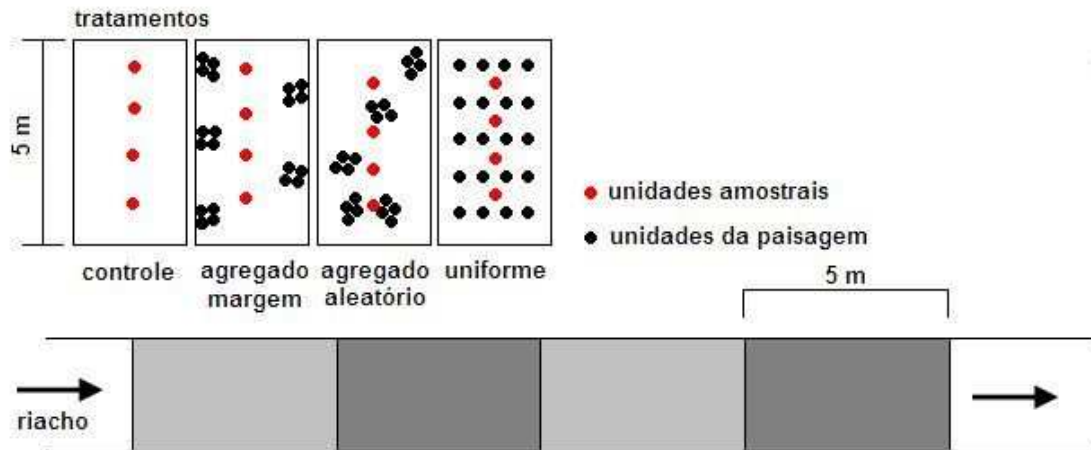


Figura 3.1 Esquema da fase experimental do projeto

### *Análise de dados*

Para verificar como diferentes tipos de distribuição espacial de substrato influenciam a colonização dos macroinvertebrados ao longo do tempo, usamos a Análise de Variância de Medidas Repetidas com um fator fixo (tipo de distribuição dos recursos) seguindo-se Underwood (1997). Utilizamos como estimadores de diversidade a riqueza de táxons, e os índices de diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener, além da densidade total. Transformamos os dados quando necessário para homogeneizar as variâncias. Para testar se a estrutura e composição das comunidades variam entre tratamentos após diferentes períodos de colonização, usamos a Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS). Transformamos os dados para  $\ln(x+1)$ , equilibrando assim, a contribuição de táxons raros e dominantes, e utilizamos o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke 1993). Avaliamos as diferenças entre grupos com a Análise de Similaridades (ANOSIM) simples para avaliar o efeito do tipo de distribuição espacial em cada um dos tempos de colonização. Determinamos as espécies com maior contribuição às diferenças entre grupos usando o protocolo de Quebra em

Porcentagem das Similaridades (SIMPER) seguindo-se Clarke (1993). Fizemos as análises com o programa estatístico PRIMER versão 6.0 (Clarke & Warwick 2001).

### **3.3 Resultados**

Encontramos 21618 organismos distribuídos em 77 táxons diferentes com classificações taxonômicas variando de gênero a classe. Coletamos principalmente indivíduos das ordens da classe Insecta: Diptera, Coleoptera Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Odonata, Plecoptera e Trichoptera. Os riachos Orquídeas e Ribanceira apresentaram a maior riqueza, independente do tratamento, com 30 táxons diferentes cada um. Em relação à abundância destacam-se a família Chironomidae, representada por 33 gêneros, os moluscos da família Spheridae, a família Elmidae (Coleoptera) e vermes da classe Oligochaeta. O riacho Ribanceira apresentou a maior abundância total, com um total de 7057 indivíduos nos quatro tratamentos aplicados, contrastando com o riacho Bugio que apresentou um total de 2187 indivíduos.

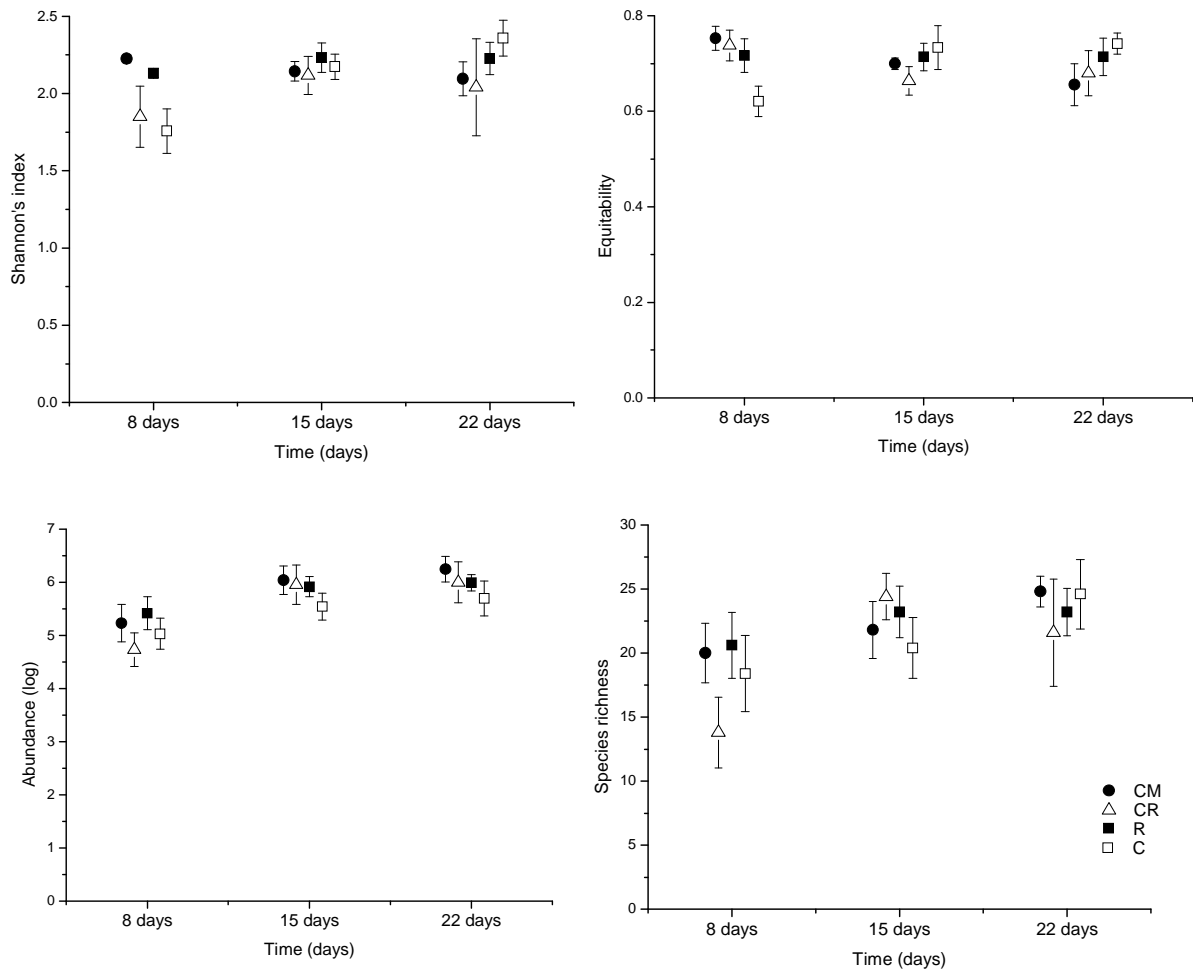


Figura 3.2 Riqueza, abundância total, equitabilidade e diversidade de Shannon nos quatro tratamentos [agregado nas margens (CM), controle (C), uniforme (R) e agregado aleatório (CR)] durante os três períodos amostrados. Os símbolos representam as médias e as barras o erro padrão

Em relação aos descritores da comunidade, o número de táxons (riqueza) encontrado nos experimentos foi influenciado pelo tempo que a amostra permaneceu no córrego (Tabela 3.1). Não encontramos relação com a distribuição espacial, testada pela manipulação dos substratos. A diversidade medida de acordo com o índice de Shannon aumentou ao longo do tempo (Figura 3.2), mas de modo desigual para cada tratamento, resultando em interação significativa (Tabela 3.1). Assim, após oito dias a diversidade no tratamento “agregado nas margens” (AM) foi maior (Teste de Tukey  $P < 0.005$ ) que

no tratamento “controle” (C), enquanto que os outros tratamentos apresentaram valores intermediários entre eles. Encontramos esse padrão também quando o descritor escolhido foi a equitabilidade, ou seja, após oito dias, houve um aumento nos valores (Figura 3.2), distinguindo novamente os tratamentos AM e C (Teste de Tukey  $P < 0.005$ ). Para os outros tratamentos e períodos (15 e 22 dias), a equitabilidade teve uma pequena diminuição em seus valores (Figura 3.2) Já a abundância total dos organismos não foi influenciada pelos tratamentos, mas aumentou ao longo da duração do experimento (Figura 3.2).

Tabela 3.1 Valores da análise de variância de medidas repetidas para os quatro tratamentos (abreviaturas: gl = graus de liberdade, QM = quadrado médio, F = estatística F, P = probabilidade)

Fonte	Riqueza				Diversidade			Equitabilidade			Abundância		
	gl	QM	F	P	QM	F	P	QM	F	P	QM	F	P
<b>Entre objetos</b>													
Tratamento	3	18.667	0.266	0.849	0.106	0.572	0.641	0.001	0.110	0.953	0.551	0.553	0.654
Resíduo 1	16	70.150			0.185			0.011			0.997		
<b>Dentro de objetos</b>													
Tempo	2	159.650	12.683	< 0,001	0.223	4.230	0.023	< 0.001	0.132	0.877	4.551	28.384	< 0,001
Tempo x tratamento	6	27.317	2.170	0.072	0.128	2.433	0.047	0.014	4.256	0.003	0.186	1.160	0.352
Resíduo 2	32	12.587			0.053			0.003			0.160		

A composição da comunidade de modo geral foi dominada pela presença de gêneros da família Chironomidae durante os três períodos amostrados. Ao comparar os três períodos amostrados, detectamos uma diferenciação das composições faunísticas do primeiro período (Figura 3.3) (ANOSIM R=0.084 P<0.005). Porém, dentro de cada tempo não houve diferença entre os tratamentos, resultando em uma separação das amostras devido à composição exclusiva de cada riacho (Figuras 3.4). No caso da influencia do primeiro período do experimento, os táxons que contribuíram mais fortemente foram gêneros da família Chironomidae, principalmente *Polypedilum*, *Chironomus*, *Corynoneura* e *Tanytarsus* (Tabela 3.2).

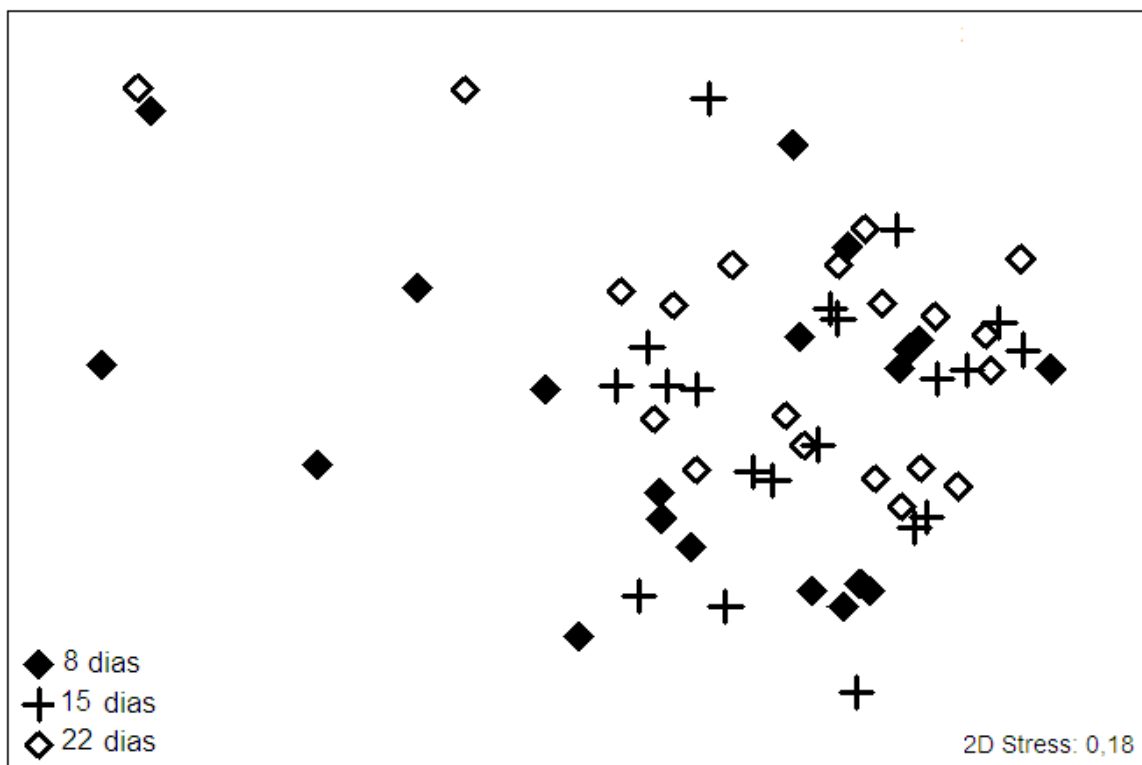


Figura 3.3 Análise de Escalonamento Multidimensional para os três períodos amostrados (8, 15 e 22 dias)



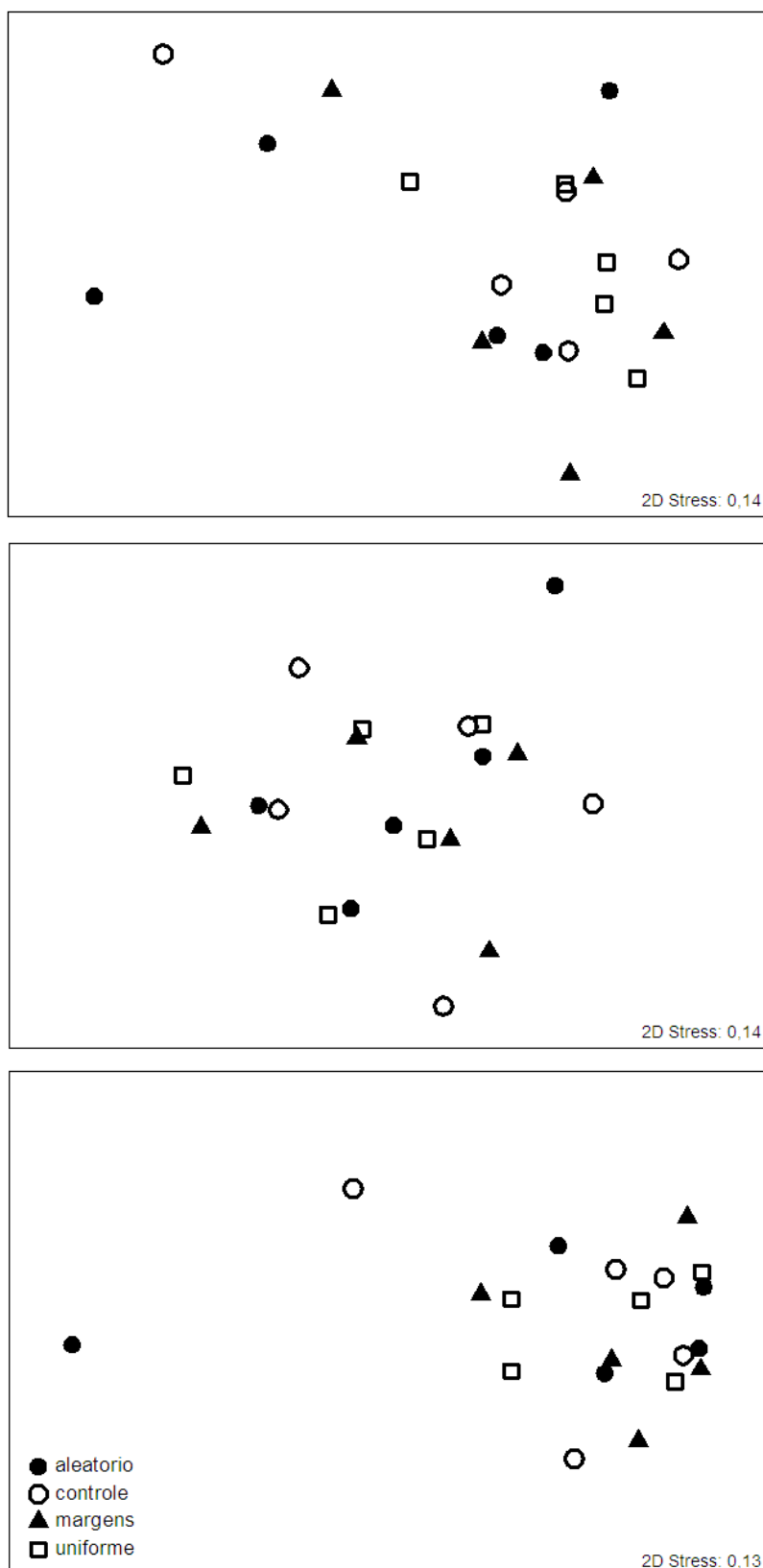


Figura 3.4 Análise de Escalonamento Multidimensional na sequência dos períodos analisados (8, 15 e 22 dias). Cada símbolo representa um dos quatro tratamentos (controle, uniforme, agregado nas margens e agregado aleatório)

Tabela 3.2 Contribuição dos macroinvertebrados para a dissimilaridade média entre períodos (8 – 15 dias e 8 – 22 dias)

<b>Táxon</b>	8 dias		Diss. (%)
	Ab.média	Ab.média	
<i>Polypedilum</i>	2.01	2.41	2.50
<i>Chironomus</i>	1.96	2.41	2.44
<i>Corynoneura</i>	2.33	3.44	2.44
<i>Polypedilum</i> sp.2	1.43	2.15	2.19
<i>Polypedilum</i> sp.3	2.27	2.93	2.19
<i>Tanytarsus</i>	1.17	1.84	2.18
<i>Onconeura</i>	1.23	1.91	1.94
<i>Rheotanytarsus</i>	1.05	1.30	1.92
<i>Larsia</i>	1.56	2.62	1.83
<i>Oligochaeta</i>	1.46	1.53	1.81

<b>Táxon</b>	8 dias		Diss. (%)
	Ab.média	Ab.média	
<i>Polypedilum</i> sp.3	2.27	3.42	2.40
<i>Chironomus</i>	1.96	1.50	2.40
<i>Corynoneura</i>	2.33	3.22	2.39
<i>Tanytarsus</i>	1.17	2.44	2.36
<i>Polypedilum</i>	2.01	2.33	2.15
<i>Onconeura</i>	1.23	2.28	2.12
<i>Oligochaeta</i>	1.46	2.59	2.00
<i>Rheotanytarsus</i>	1.05	1.61	1.95
<i>Polypedilum</i> sp.2	1.43	1.72	1.94
<i>Larsia</i>	1.56	2.71	1.92

### 3.4 Discussão

Os padrões encontrados no presente estudo relacionam a importância da mudança na estruturação e composição da comunidade de acordo com o passar do tempo (dias), além da influência da distribuição espacial de recursos (folhas) em córregos de baixa ordem para determinados casos (tratamentos controle e agregado nas margens). De maneira geral, o primeiro período de oito dias foi determinante para a comunidade de macroinvertebrados, tanto para a estrutura como para a composição. O efeito do primeiro período pode ser relacionado com a provável competição por recursos (refúgio ou alimento) logo após o início do experimento. As diferenças

encontradas na estruturação da comunidade podem nos dar indícios de como ocorrem os processos de colonizações iniciais, quando algum distúrbio ocorre nos riachos. Ao retirar a maior parte dos substratos disponíveis limitamos a quantidade de recursos para muitos organismos presentes na comunidade. Pode ocorrer também um efeito indireto aos indivíduos exclusivos de ambientes dominados por areia (substrato que ficou disponível), pois a diminuição da quantidade de recursos pode afetar o aporte de alimento em forma de matéria orgânica liberada pelas folhas em decomposição, além do efeito da diminuição da presença de possíveis presas para predadores. É importante lembrar que o processo de recolonização dos substratos disponíveis começa a ocorrer imediatamente assim que os distúrbios cessam. Boyero & DeLope (2001) simularam distúrbios em pedras e demonstraram que a colonização por parte dos macroinvertebrados começa a ocorrer em questão de horas. A importância dos primeiros dias para a colonização foi demonstrada em outro estudo que encontrou uma alta abundância de macroinvertebrados já nos primeiros três dias de experimento, com picos ao final dos primeiros 10 dias e 16 dias (Mathuriau & Chauvet 2002).

Tanto a diversidade como a equitabilidade foram influenciadas pela interação do tempo de permanência que as amostras permaneceram nos riachos e pela distribuição das folhas. Nos dois casos, o primeiro período foi determinante, com a diferenciação entre dois tratamentos: controle (C) e agregado nas margens (AM). A diferença pode ser explicada pela quantidade de recursos disponíveis para os organismos, assim como a forma que eles estavam alocados. O tratamento C ofereceu uma quantidade menor de recursos, o que poderia ocasionar variações nas comunidades por fatores ligados a colonização e competição. Já o tratamento AM ofereceu uma quantidade muito maior de recursos por agregar quatro vezes mais folhas nas unidades da paisagem do que nas unidades amostrais. A importância da alteração na disponibilidade de recursos pode ter

implicações em riachos, pois modifica a distribuição espacial de espécies chave (Tiegs et al. 2008), ligadas a processos importantes como a decomposição das folhas, principal fonte de recurso para os córregos. Descritores como a diversidade e a equitabilidade podem ter sido influenciados devido aos processos de sucessão e competição no tratamento controle terem sido mais contundentes, ou seja, como a quantidade de recursos era reduzida, espécies competidoras podem ter alcançado maiores abundâncias e dominado as amostras, diminuindo a diversidade e a equitabilidade.

Apesar da quantidade maior de recursos, vale lembrar que os outros dois tratamentos (uniforme e agregado aleatório) também ofereciam a mesma quantidade de recursos que o tratamento AM, ou seja, além da quantidade de recursos, a disposição espacial das folhas parece ser importante. Kobayashi & Kagaya (2005a) estudando diferenças nas regiões de remanso e corredeira, encontraram maiores taxas de decomposição em regiões menos perturbadas pelo fluxo de água, devido a uma maior abundância de macroinvertebrados. Como as unidades da paisagem do tratamento AM permaneceram em regiões de menor fluxo de água, podem ter sofrido menos distúrbios o que permitiria o acúmulo de um *pool* de espécies maior que nas unidades amostrais localizadas nas regiões centrais dos riachos. A proximidade e o tamanho de uma fonte de colonizadores influenciando outras manchas ou ilhas de recursos fazem parte da teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson (1967). Outro fator importante que devemos levar em consideração para entender a diferença entre os dois tratamentos é a qualidade do recurso oferecido nas unidades amostrais e nas unidades da paisagem, já que a espécie escolhida para as unidades coletadas já foi relatada como de alta qualidade para os macroinvertebrados (Janke & Trivinho-Strixino 2007). Assim, mesmo que as unidades da paisagem do tratamento AM tenham permanecido em regiões menos

perturbadas, é possível que os organismos colonizem um recurso de melhor qualidade mesmo que este esteja em regiões mais perturbadas.

A influência da distribuição das folhas na composição das comunidades não foi detectada, principalmente pela presença de determinados táxons exclusivos de cada riacho. Nossos resultados diferem de alguns encontrados recentemente (Costa & Melo 2008, Ligeiro et al. 2010) que destacam a importância de microhabitats para a composição das comunidades de macroinvertebrados, ou seja, a importância do estudo da influência das características dos substratos em escalas espaciais finas. Destacamos que os riachos escolhidos para o estudo possuíam características parecidas, principalmente em relação à composição do substrato predominantemente de areia e a ocupação da área de entorno. Talvez a utilização de um mesmo riacho com réplicas em trechos distantes possibilite diferenciar efeitos espaciais na composição das comunidades.

O presente estudo evidencia a importância de trabalhos que relatem a resposta por parte dos macroinvertebrados a alterações na quantidade de recursos disponíveis nos riachos e à disposição espacial desses recursos. Apresentamos subsídios teóricos que podem ser incorporados a projetos de restauração e conservação de riachos de baixa ordem. Nossos resultados relatam também a importância da questão temporal, principalmente após alterações na disponibilidade de recursos. Os períodos iniciais (primeira semana) parecem importantes para o entendimento dos processos de sucessão e colonização da comunidade. Futuros estudos podem utilizar a abordagem manipulativa de substratos para testar os efeitos da adição diferencial de recursos, variando a qualidade desses recursos e sua disposição nos fundos dos riachos, principalmente nos primeiros dias após a manipulação.

### 3.5 Referências

- Beisel JN, Usseglio-Polatera P, Thomas S, Moreteau JC (1998) Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389:73-88
- Begon M, Townsend CR, Harper JL (2006) *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Boyero L & DeLope JL (2002) Short-term recolonization of stones in a tropical island stream. *Marine and Freshwater Research* 53:993-998
- Boyero L & Bailey RC (2001) Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464:219-225
- Calor AR (2007) Trichoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Austral Ecology* 18:117-143
- Clarke KR & Warwick RM (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E, Plymouth.
- Costa SS & Melo AS (2008) Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia* 598:131-138
- Costa JM, Souza LOI, Oldrini BB (2004) Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Museu Nacional* 99:1-44

- Dunbar MJ, Pedersen ML, Cadman D, Extence C, Waddingham J, Chadd R, Larsen SE (2010) River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology* 55:226-242
- IPT (2000) Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento das diretrizes para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré. Comitê da Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré.
- Janke H & Trivinho-Strixino S (2007) Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasilensia* 19(1):109-115
- Karr JR & Chu EW (2000) Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423:1-14
- Kobayashi S & Kagaya T (2004) Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of a Japanese headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23:78–89
- Kobayashi S & Kagaya T (2005) Hot spots of leaf breakdown within a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 50:921-929
- Lecci LS & Froelich CG (2007) Plecoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Lecerf A, Dobson M, Dang CK, Chauvet E (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* 146:432-442
- Ligeiro R, Melo AS, Callisto M (2010) Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55:424-435

- Maddock I (1999) The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41:373-391
- Mariano R (2007) Ephemeroptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Mathuriau C & Chauvet E (2002) Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3):384-396
- MacArthur RH & Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princenton University Press.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- Negishi JN & Richardson JS (2006) An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *Journal of Animal Ecology* 75:118-129
- Palmer MA & Poff NL (1997) The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16(1):169-173
- Pes AMO, Hamada N, Nessimian JL (2005) Identification key to families and genera of larvae of Trichoptera from Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2):181-204
- Pinho LC (2007) Diptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Acessado em 10/03/2009. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>



- Poff NL & Zimmerman JKH (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55:194-205
- Pringle CM, Naiman RJ, Bretschko G, Karr JR, Oswood MW, Webster JR, Welcomme RL, Winterbourn MJ (1988) Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7:503–524
- Silver P, Cooper JK, Palmer MA, Davis EJ (2000) The arrangement of resources in patchy landscapes: effects on distribution, survival, and resource acquisition of chironomids. *Oecologia* 124:216-224
- Srivastava DS, Kolasa J, Bengtsson J, Gonzalez A, Lawler SP, Miller TE, Munguia P, Romanuk T, Schneider DC, Trzcinski MK (2004) Are natural microcosms useful model systems for ecology? *Trends in Ecology and Evolution* 19(7):379-384
- Summerville KS & Crist TO (2001) Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82(5):1360-1370
- Tiegs SD, Peter FD, Robinson CT, Uehlinger U, Gessner MO (2008) Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 27(2):321-331
- Trivinho-Strixino S & Strixino G (1995) *Larvas de Chironomidae (Diptera do Estado de São Paulo: Guia de identificação de diagnose dos gêneros*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer.
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.

- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277:102-104
- Wiens JA (1976) Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 7:81-120
- Wiens JA (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47:501-515
- Zajac RN (2008) Macrobenthic biodiversity and sea floor landscape structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:198-203

## **Considerações finais**

#### 4. Considerações finais

##### *Considerações sobre a utilização das técnicas da ecologia da paisagem*

O mapeamento das paisagens dos fundos dos riachos por meio de fotos mostrou-se útil para estudar a influência da heterogeneidade espacial nas comunidades de riachos de baixa ordem. Essa abordagem permitiu mapear trechos inteiros com precisão, distinguindo substratos de diferentes tipos, inclusive em manchas de tamanho reduzido (folhas de alguns centímetros), provavelmente dentro da escala de percepção dos organismos estudados (Malmqvist 2002). As métricas também foram informativas ao quantificar padrões espaciais das paisagens, tanto em termos de composição como de disposição. Futuros trabalhos poderão utilizar outras métricas que quantifiquem outros aspectos da paisagem, como por exemplo, as métricas relacionadas ao formato das manchas e tamanho relativo das áreas centrais. Essas métricas podem elucidar alguns processos relacionados à influência do tamanho das manchas e ocupações diferenciadas nas regiões dentro das manchas, devido ao efeito do fluxo da água.

Vale lembrar que alguns requisitos necessários para a realização da amostragem podem limitar sua utilização, como a transparência da água e a profundidade do canal. Além disso, o mapa categorizado permite apenas uma análise de duas dimensões da paisagem (2D), desconsiderando em um primeiro momento a complexidade estrutural contida em cada substrato (Boyero 2003). Por essa razão, recomendamos uma classificação *a priori* dos substratos que podem ser de melhor qualidade para os organismos.

## *Considerações sobre a influência da heterogeneidade espacial nas comunidades de macroinvertebrados*

O presente estudo fornece evidências sobre a influência da distribuição de recursos sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. De maneira geral, os resultados foram bem mais contundentes nos padrões da estruturação da comunidade que na composição faunística. O primeiro capítulo da dissertação que utilizou abordagens oriundas da ecologia da paisagem se mostrou útil e deu mais indícios da importância das manchas de folhas e detritos para os organismos. Encontramos alguns táxons que são relacionados à classe areia como ninfas de Odonata do gênero *Progomphus* e tricópteros da família Odontoceridae (Costa et al. 2004; Pes et al. 2005) que poderiam estar “inflando” os valores dos descritores, porém mesmo esses organismos devem estar relacionados indiretamente as manchas de folhas, pois devem buscar alimento nesses substratos. Esta evidência é sustentada pelo fato de encontrarmos esses organismos também na fase experimental, onde utilizamos sacos de folhas como unidades amostrais.

O arranjo das manchas parece também ter um efeito sobre os macroinvertebrados, onde paisagens mais divididas podem sustentar comunidades mais ricas (primeiro capítulo). Porém, essa resposta foi diferenciada na fase manipulativa, pois paisagens com recursos menos divididos (agregado nas margens) sustentaram comunidades mais diversas e equitativas. Provavelmente, a diferença nos resultados deve estar ligada ao tamanho dos fragmentos da paisagem e a diferença na qualidade do recurso (folhas das unidades amostrais eram diferentes das unidades da paisagem). A adição diferencial na quantidade de recursos também deve ser levada em conta, pois o tratamento “controle” (apenas com as unidades amostrais) obteve valores menores para

a diversidade e equitabilidade. Sugerimos que futuros estudos variem esses componentes da paisagem, tentando isolar quais fatores influenciam mais contundentemente a colonização por parte dos macroinvertebrados. Na fase experimental também encontramos evidências da variação na estruturação da comunidade em períodos iniciais do processo de colonização (8 dias). Esse resultado é importante para o planejamento de futuros estudos, já que a maior variação parece ocorrer logo após o distúrbio da montagem do experimento. Em riachos da Nova Zelândia, Melo et al. (2003) encontraram retorno das comunidades de macroinvertebrados a situações pré-perturbação hidrológica no mesmo período de 8 dias, de forma que a alta resiliência do sistema parece estar então relacionada à alta capacidade de dispersão e colonização pela fauna.

A análise da composição faunística não apresentou efeitos claros da distribuição dos substratos. A presença de determinados táxons exclusivos provavelmente influenciou as análises de composição. Como realizamos o estudo em uma escala de trechos, sugerimos que o estudo pode ser realizado com réplicas dentro de um mesmo riacho, para tentar diminuir a influência desses táxons. Uma abordagem interessante seria a de utilizar grupos funcionais (Wallace & Webster 1996) que podem responder de maneira similar às diferentes distribuições do substrato, dessa maneira elucidando os padrões de resposta da composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

#### 4.1 Referências

- Boyero L (2003) The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 499:161-168
- Costa JM, Souza LOI, Oldrini BB (2004) Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Museu Nacional* 99:1-44
- Malmqvist B (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:679-694
- Melo AS, Niyogi DK, Matthaei CD, Townsend CR (2003) Resistance, resilience and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Aquatic Sciences* 60:731-739
- Pes AMO, Hamada N, Nessimian JL (2005) Identification key to families and genera of larvae of Trichoptera from Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2):181-204
- Wallace JB & Webster JR (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41:115-139

## 5. Apêndice

Tabela I. Dados das variáveis físicas e químicas dos sete riachos utilizados no projeto de pesquisa (abreviaturas: Veloc. = velocidade da água, Cond. = condutividade, S.T.D. = sólidos totais dissolvidos, O.D = oxigênio dissolvido)

	<b>Jacutinga</b>	<b>Macaúba</b>	<b>Queixada</b>	<b>Bromélias</b>	<b>Bugio</b>	<b>Orquídeas</b>	<b>Ribanceira</b>
Bacia	Jacaré-Guaçu	Jacaré-Guaçu	Jacaré-Guaçu	Jacaré-Pepira	Jacaré-Pepira	Jacaré-Pepira	Jacaré-Pepira
Veloc. (m/s)	0.34	0.21	0.24	0.09	0.06	0.19	0.33
Latitude	-21.77753124	-21.70514647	-21.72062751	-21.97349193	-21.85949343	-21.97651712	-21.98957428
Longitude	-48.68040391	-48.74375216	-48.8452446	-48.77023763	-48.7966418	-48.76819002	-48.76015931
Altitude (m)	490	482	508	460	451	466	475
Ordem	2°	1°	1°	2°	1°	1°	2°
Cond. (µS/cm)	5.0	16.0	13.3	23.0	96.0	64.0	26.0
S.T.D. (g/L)	0.004	0.012	0.010	0.017	0.068	0.044	0.018
O.D. (%)	78.6	64.8	58.9	68.2	65.2	74.4	71.8
O.D. (mg/L)	6.84	5.86	5.37	6.54	5.83	6.49	6.45
pH	6.79	6.01	6.15	6.68	7.08	7.28	7.07
Fase do projeto	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup> e 2 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup> e 2 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup> e 2 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>