

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

**O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a
fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?**

Maria Paula Barchi Bertolucci

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em
Ciências Biológicas, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Área
de Zoologia.

BOTUCATU - SP

2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?

Maria Paula Barchi Bertolucci

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Cardoso Benine

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Área de Zoologia.

BOTUCATU – SP

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

BERTOLUCCI, Maria Paula Barchi

O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências de Botucatu, Departamento de Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Cardoso Benine

Aos meus pais e irmãos.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao professor Pitágoras C. Bispo, pela amizade e orientação deste trabalho. Obrigada por todo ensinamento e disposição ao longo desses anos.

Também agradeço ao professor Ricardo C. Benine, pelos conselhos e ajudas nos momentos turbulentos desta caminhada.

A equipe do Parque Estadual de Intervales, pessoas fantásticas que contribuíram muito com esse trabalho e com o meu conhecimento sobre Mata Atlântica.

A família Labia, agradeço de coração a ajuda e os ensinamentos de cada um, que facilitou e tornou essa jornada mais divertida. Elisa Yokoyama, além da amizade, agradeço pela ajuda em campo, na identificação da fauna de EPT e nas análises estatísticas. Anelisa Duarte, amiga do peito, obrigada pela ajuda em campo, nas identificações e conselhos. Rafael Gandolfo, esse trabalho aconteceu graças a você, obrigada por me ajudar a pensar, montar e depositar os experimentos, mesmo sobre uma moto, muita chuva e frio.

O meu obrigado ao Gabriel Paciência, sempre nos dando dicas e ajudas valiosas na identificação de insetos; a Inajara Fiusa, pela ajuda de laboratório, pela amizade, pelas conversas e pela linda pessoa que é; e Aurélio Fajar, pesquisador e cantor do Labia, agradeço as horas fractais que tivemos, os desenhos e as dicas.

Agradeço também ao Ricardo Leite, Lucas Souza e Rhainer Guilherme, pela grande ajuda com a fauna de Chironomidae, Ephemeroptera e Odonata respectivamente, e ao Tadeu Fracarolli, que auxiliou com a identificação de Coleoptera e Hemiptera.

Marcos Carneiro, agradeço o companheirismo, toda ajuda oferecida e pelo ombro sempre presente.

Agradeço também ao Mateus Pepinelli, pela disposição e os ensinamentos com a fauna de simulídeos, e a Alessandra Carneiro, amiga que de longe me ajudou e muito nos trâmites acadêmicos, obrigada por me mostrar os caminhos.

A FAPESP agradeço pelo apoio financeiro no projeto “O tipo de mesohabitat (remanso e corredeira) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?” (proc.09/53233-7) no qual este trabalho está inserido, e a CAPES, pela bolsa de estudos.

Aos funcionários Raquel Ronqui, Inaura Rosa e Gilberto Milani pela disposição em ajudar.

E por fim, mas não menos importante, a minha família, que junto torceu, chorou, riu e me apoiou, muito obrigada pelo apoio e carinho. E ao mais novo membro da família, Francisco, meu amado sobrinho, que nos trouxe tantas alegrias.

Este trabalho foi planejado, desenvolvido e redigido pela aluna Maria Paula Bertolucci e pelo Prof. Dr. Pitágoras C. Bispo do Laboratório de Biologia Aquática da UNESP de Assis. Os dados obtidos nesse projeto pertencem ao projeto “Diversidade, densidade, biomassa, composição faunística e relações tróficas de insetos aquáticos de riachos em diferentes substratos e mesohabitats” coordenado pelo Prof. Pitágoras e financiado pela FAPESP (proc. FAPESP 2009/53233-7).

SUMÁRIO

Resumo.....	1
Abstract.....	2
 Capítulo I	
1- Introdução.....	4
2- Referências bibliográficas.....	7
 Capítulo II	
1 – Introdução.....	11
2- Materiais e Métodos.....	13
2.1. Área de Estudo.....	13
2.2. Experimentos.....	15
2.3. Análise de dados.....	16
3 – Resultados.....	17
4 – Discussão.....	22
4.1. Mesohabitat e a fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	22
4.2. Complexidade e a fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	25
5 - Referências bibliográficas.....	29

Resumo

Os diferentes tipos de mesohabitat e a complexidade do substrato podem ser um importante fator na determinação da riqueza, abundância e distribuição das comunidades bentônicas. Neste sentido, no presente trabalhos fizemos um experimento em um riacho do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo, com o objetivo de responder as seguintes questões: 1) a abundância, riqueza e composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos são afetadas pelo tipo de mesohabitat (corredeira e remanso)? 2) a abundância, riqueza e composição da fauna são afetadas por substratos com diferentes complexidades fractais? 3) A fauna é afetada pela interação entre o tipo de mesohabitat e a complexidade do substrato? Para responder esses questionamentos, coletamos dados experimentais em um riacho de Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. Foram coletados 2.223 indivíduos. O primeiro eixo da DCA explicou 48,5% da variabilidade e separou a fauna coletada em remanso daquela coletada em corredeira. O segundo eixo explicou 15,9% e não pôde ser interpretado. A DCA não mostrou nenhum padrão que pudesse ser explicado pelas diferentes dimensões fractais. A maior abundância dos macroinvertebrados aquáticos foi observada em corredeiras. O tipo de mesohabitat e a complexidade do substrato não afetaram a riqueza padronizada. Por outro lado, o tipo de mesohabitat afetou significativamente a composição faunística, DCA I.

Palavras-chave: Dimensão fractal, ambientes lóticos, substratos artificiais, colonização.

Abstract

The richness, abundance and distribution of benthic communities may be affected by the different types of mesohabitat and by substrate complexity. In this sense, in the present work, we made a experiment in a stream located in the Intervales State Park, São Paulo State, with the aim to answer the following questions: 1) are abundance, richness and the faunal composition of aquatic macroinvertebrates affected by the type of mesohabitat (riffle and pool)? 2) Are abundance, richness and the faunal composition affected by the substrates with different fractal complexity? 3) Does the interaction between mesohabitat type and substrate complexity affect the fauna? To answer these questions, we collected experimental data in an Atlantic Rainforest stream in the Southeastern of Brazil. We collected 2.223 individuals. The first axis of DCA explained 48.5% of the variability and segregated the fauna of riffle from that of pool. The second axis explained 15,9% and could not be interpreted. The DCA analyses did not show any pattern that could be explained by the different fractal dimensions. The greatest aquatic macroinvertebrate abundance was observed in riffles. The mesohabitat type and the substrates complexity did not affect the standardized richness. On the other hand, the mesohabitat type affected significantly the faunal composition, DCA I.

Keywords: Fractal dimension, lotic environments, artificial substrates, colonisation.

Capítulo I

Introdução Geral

1. Introdução geral

As águas continentais abrigam uma biota bastante diversa e são tradicionalmente classificadas em ambientes lóticos, representados por águas correntes (rios e riachos), e lênticos, representados por águas estagnadas (lagos). Ecossistemas lóticos são caracterizados por fluxos unidirecionais, instabilidade do leito e do canal e heterogeneidade temporal e espacial em todas as escalas (Giller & Malmqvist, 1998). Strahler (1957) classificou os ambientes lóticos em ordens, o qual é considerado um riacho de 1ª ordem àquele que não apresenta tributários, originado diretamente da nascente. O encontro de dois riachos de 1ª ordem dá origem a um riacho de 2ª ordem, e o encontro de dois de 2ª ordem, origina-se um de 3ª ordem. Assim, um riacho de ordem “n” origina outro “n+1”, quando há a confluência de dois ambientes lóticos. O presente trabalho foi desenvolvido em um riacho de 2ª-ordem.

Esses ecossistemas apresentam alta complexidade, a qual pode ser observada em diferentes escalas (bacia, microbacia, segmento, trecho, mesohabitat e microhabitat). Dentre esses, os mesohabitats, ambientes de corredeira e remanso, podem ser visivelmente observados ao longo do trecho (Pardo & Armitage, 1997). Estes apresentam diferentes características como a velocidade da água, profundidade e o tipo de substrato. Esta discretização em corredeiras e remansos é fundamental para a distribuição dos organismos aquáticos em riachos (Fenoglio *et al.*, 2004; Crisci-Bispo *et al.*, 2007), sendo essencial para a manutenção da beta diversidade nestes ambientes (Costa & Melo, 2008). A biodiversidade observada nesses ecossistemas tem sido alvo de pesquisas que buscam compreender os fatores determinantes da estrutura da biota (Fenoglio *et al.*; 2004, Crisci-Bispo *et al.*; 2007). Dentre os organismos estudados, a macrofauna bentônica tem obtido uma atenção especial por apresentar um vasto número de espécies e uma alta abundância.

Teoricamente, habitats fisicamente mais complexos apresentam um maior número de espécies e indivíduos. Em ambientes aquáticos, a complexidade do substrato pode ser gerada por irregularidades da superfície, rachaduras, musgos e outras projeções. Neste sentido, há um grande número de trabalhos que avaliam o efeito da complexidade do substrato sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos (Dudley & D'Antonio, 1991; Douglas & Lake, 1994; Downes *et al.*, 1995; Robson & Barmuta, 1998). Portanto, o tipo e as características do substrato estão diretamente relacionados com a composição dos organismos, tornando-se assim determinante da riqueza e abundância dos espécimes associados (Tokeshi & Arakaki, 2012).

A dificuldade em quantificar a complexidade ambiental tem sido relatada em diversos trabalhos, dentre eles citamos Attrill *et al.* (2000), Downes *et al.* (2000) e Taniguchi & Tokeshi (2004). Formas irregulares e fragmentadas, comumente encontradas na natureza, não se adaptam aos modelos provenientes da geometria clássica Euclidiana, uma vez que esta descreve somente formas geométricas consideradas “perfeitas”, tais como círculos, esferas, cones etc. Para contornar dificuldades desta natureza, em 1982, Benoit Mandelbrot descreveu a denominada geometria fractal, considerando-a como “a nova geometria da natureza”. A palavra fractal é derivada do latim *fractus*, que significa quebrar, fragmentar (Mandelbrot, 1982). A teoria fractal assume que os objetos são autossimilares em diferentes escalas, pressuposto que permite caracterizar os objetos por uma dimensão fracionária ou não inteira, possibilitando mensurar a complexidade de estruturas tortuosas ou irregulares. Assim, as estruturas da natureza podem ser melhores avaliadas através da geometria fractal. A utilização da abordagem fractal tem sido bastante útil para o melhor entendimento do papel da complexidade do substrato sobre a biota bentônica de ecossistemas aquáticos (Jeffries, 1993; Mouillot *et al.*, 2000; Taniguchi *et al.*,

2003; Taniguchi & Tokeshi, 2004; McAbendroth *et al.*, 2005; Thomaz *et al.*, 2008; Tokeshi & Arakaki, 2012).

Diante do exposto o presente trabalho teve como objetivo geral testar os efeitos do tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e da complexidade do substrato (considerando uma abordagem fractal) sobre a fauna de macroinvertebrados de um riacho do Sudeste do Brasil.

Considerações

O presente trabalho foi realizado no Ribeirão Bocaina, situado no Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. Os resultados obtidos durante o desenvolvimento do mestrado é apresentado na forma de manuscrito no segundo capítulo dessa dissertação.

2. Referências Bibliográficas

- ATTRILL, M.J.; STRONG, J.A.; ROWDEN, A.A. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? - **Ecography** **23**:114-121.
- COSTA, S.S. & MELO, A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia** **598**: 131-138.
- CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **24 (3)**: 545-551.
- DOUGLAS, M. & LAKE, P.S. 1994. Species richness of stream Stones: an investigation of mechanisms generating the species-area relationship. **Oikos** **69**: 387-396.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER E.S.G. 1995. Habitat structure and invertebrate assemblages on stream stones – a multivariate view from the riffle. **Australian Journal of Ecology** **20**: 502-514.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER, E.S.G.; GLAISTER, A. 2000. Habitat structure, resource and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. **Oecologia** **123**: 569-581.
- DUDLEY, T.L. & D'ANTONIO C. 1991. The effects of substrate texture, grazing, and disturbance on macroalgae establishment in streams. 1991. **Ecology** **72(1)**: 297-309.
- FENOGLIO, S.; BO, T.; CUCCO, M. 2004. Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a Neotropical Rainforest stream (Río Bartola, Nicaragua). **Caribbean Journal of Science** **40 (2)**: 253-257.
- GILLER, P. & MALMQVIST B. 1998. **The Biology of streams and rivers**. Oxford, UK: Oxford University Press.

- JEFFRIES, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. **Oikos** **67**: 142-148.
- MANDELBROT, B.B. 1982. **The fractal geometry of nature**. New York, Freeman and Co. 461pp.
- McABENDROTH, L.; RAMSAY, P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S.D.; BILTON, D.T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? – **Oikos** **111**: 279-290.
- MOUILLOT, D.; LEPRÊTRE, A.; ANDREI-RUIZ, M.C.; VIALE, D. 2000. The Fractal Model: a new model to describe the species accumulation process and relative abundance distribution (RAD). **Oikos** **90**: 333-342.
- PARDO I. & ARMITAGE D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia** **344**: 111-128.
- ROBSON, B.J. & BARMUTA, L.A. 1998. The effect of two scales of habitat architecture on benthic grazing in river. **Freshwater Biology** **39**: 207-220.
- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. New Halen: Transactions: **American Geophysical Union** **38**: 913-920.
- TANIGUCHI, H.; NAKANO, S.; TOKESHI, M. 2003. Influence of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. **Freshwater Biology** **48**: 718-728.
- TANIGUCHI, H. & TOKESHI, M. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshwater Biology** **49**: 1164-1178.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J.; BINI, L.M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology** **53**: 358-367.

TOKESHI, M. & ARAKAKI, S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia** 685: 27-47.

Capítulo II

O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?

O tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e a complexidade do substrato afetam a fauna de macroinvertebrados aquáticos de riacho?

1- Introdução

Os riachos são ecossistemas com grande diversidade e grande complexidade em diferentes escalas. Uma característica marcante destes ecossistemas é a discretização em diferentes mesohabitats (Pardo & Armitage, 1997), o que adiciona complexidade a estes sistemas. Entre os mesohabitats de um riacho, dois são bastante claros, os de corredeira e de remanso. Os mesohabitats de corredeiras geralmente possuem fundo de pedra, devido a maior velocidade da água, e em alguns locais pode haver acúmulos de folhiços que se prendem em obstáculos. Nos mesohabitats de remansos deposição de sedimentos, folhiço ou areia devido à menor velocidade da água. Esta fragmentação em remanso e corredeira é fundamental para a distribuição e diversidade dos organismos aquáticos em riachos (Hose *et al.*, 2005; Crisci-Bispo *et al.*, 2007; Costa & Melo, 2008).

A complexidade ambiental em um riacho pode ser visualizada através da observação da discretização em diferentes mesohabitats, e também quando analisamos os detalhes do substrato. Assim, estruturas como fendas, rachaduras, musgos e algas epilíticas, geram complexidade do substrato afetando a biota local (Dudley & D'Antonio, 1991; Douglas & Lake, 1994; Taniguchi & Tokeshi, 2004). A complexidade é apontada como um fator preponderante na determinação tanto da abundância quanto da riqueza de espécies de uma comunidade (Taniguchi & Tokeshi 2004; Tokeshi & Arakaki, 2012). Baseados nesta constatação, diversos estudos vem sendo feitos com o objetivo de testar o papel da complexidade sobre as comunidades (Jeffries, 1993; Downes *et al.*, 1998; Taniguchi & Tokeshi, 2004; Vieira *et al.*, 2007; Thomaz *et al.*, 2008; Cremona *et al.*;

2008). Segundo O'Connor (1991), quando uma área permanece constante, a complexidade do ambiente se correlaciona positivamente com a riqueza taxonômica. Isto ocorre uma vez que ambientes que apresentam uma complexidade estrutural maior, suportam uma maior variedade de recursos e nichos (Dean & Connell, 1987b; O'Connor 1991). Em ambientes aquáticos, essa relação é facilmente observada, pois esses ecossistemas apresentam alta complexidade estrutural em diferentes escalas espaciais abrigando uma rica biodiversidade (Cooper *et al.*, 1997; Boyero, 2003).

Apesar da complexidade do habitat ter um importante papel na estruturação das comunidades, quantificá-la adequadamente tem sido um grande desafio (Tokeshi & Arakaki, 2012). Essa dificuldade é ainda maior quando é necessário quantificar a complexidade de forma contínua (Attrill *et al.* 2000; Taniguchi & Tokeshi, 2004). Os princípios da geometria fractal descritos por Benoit Mandelbrot (1977), apesar de suas limitações (Tokeshi & Arakaki, 2012), tem sido utilizados com sucesso com o objetivo de quantificar a complexidade de forma contínua (Taniguchi & Tokeshi, 2004). Diferentemente da geometria euclidiana que descreve formas perfeitas, a geometria fractal preocupa-se com as formas irregulares e descontínuas. Tal ferramenta leva em conta o grau de autossimilaridade das estruturas encontradas na natureza através de uma variedade de escalas e resoluções espaciais. Desta forma, a complexidade de estruturas da natureza pode ser representada através de uma abordagem fractal. Assim, baseado neste conceito, é possível quantificar a complexidade de diferentes tipos de habitats (Taniguchi & Tokeshi, 2004; Tokeshi & Arakaki, 2012).

Diante do exposto, a avaliação do efeito da complexidade dos riachos sobre a fauna dos macroinvertebrados aquáticos é de grande importância, uma vez que a compreensão dessa relação pode fornecer subsídios para o manejo adequado e conservação dos ambientes lóticos de baixa ordem. Segundo O'Connor (1991), a redução da complexidade

ambiental gera uma diminuição na produção secundária fornecida pelos macroinvertebrados aquáticos, propiciada, por exemplo, pela redução de refúgios. Essa diminuição pode afetar a riqueza local e consequentemente a cadeia trófica. Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivos testar os efeitos do mesohabitat e da complexidade sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos respondendo as seguintes perguntas: 1) a abundância, riqueza e composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos são afetadas pelo tipo de mesohabitat (corredeira e remanso)? 2) a abundância, riqueza e composição da fauna são afetadas por substratos com diferentes complexidades fractais? 3) A fauna é afetada pela interação entre o tipo de mesohabitat e a complexidade do substrato? Para responder esses questionamentos, coletamos dados experimentais em um riacho de Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

2- Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual de Intervales, localizado no Estado de São Paulo (Figura 1). Este Parque juntamente com outros adjacentes forma um dos mais significativos remanescentes florestais de Mata Atlântica do Estado de São Paulo, abrigando uma extensa rede de drenagem. O experimento foi realizado no Ribeirão Bocaina (24°16'13"S, 48°27'09"W), o qual é um riacho de segunda ordem (sensu Strahler, 1957) com uma densa vegetação marginal e com as seguintes características ambientais, valores médios: temperatura 16.2°C, velocidade corredeira 0,556 m/s, velocidade remanso 0,108 m/s, vazão de 0,0546 m³/s, oxigênio dissolvido 9,2 mg/L, pH 7,8, condutividade

elétrica da água 0,113 mS/cm e turbidez 3,5. A variação da precipitação durante o experimento é apresentada na figura 2.

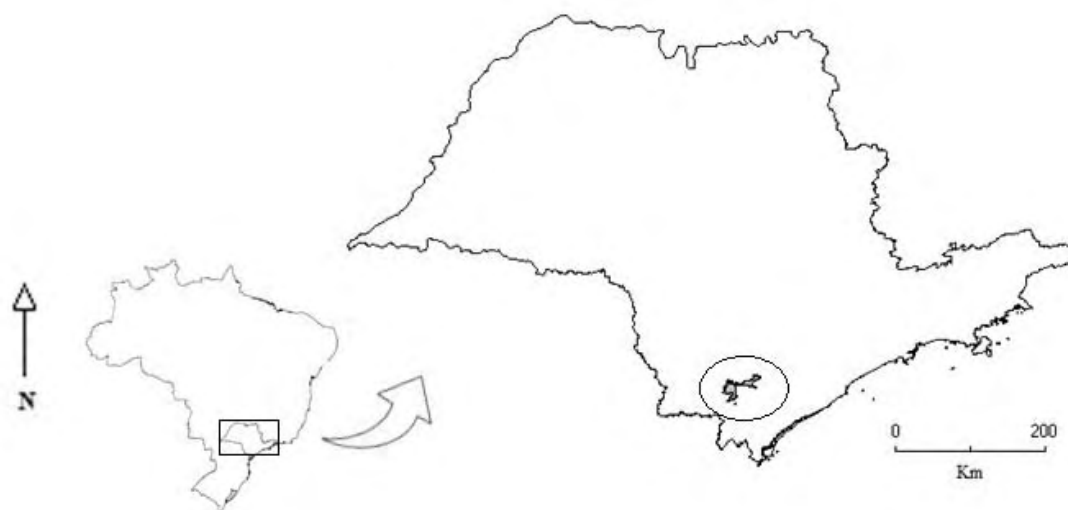


Figura1. Mapa do Parque Estadual de Intervales, localizado na Serra do Paranapiacaba, São Paulo, Brasil.

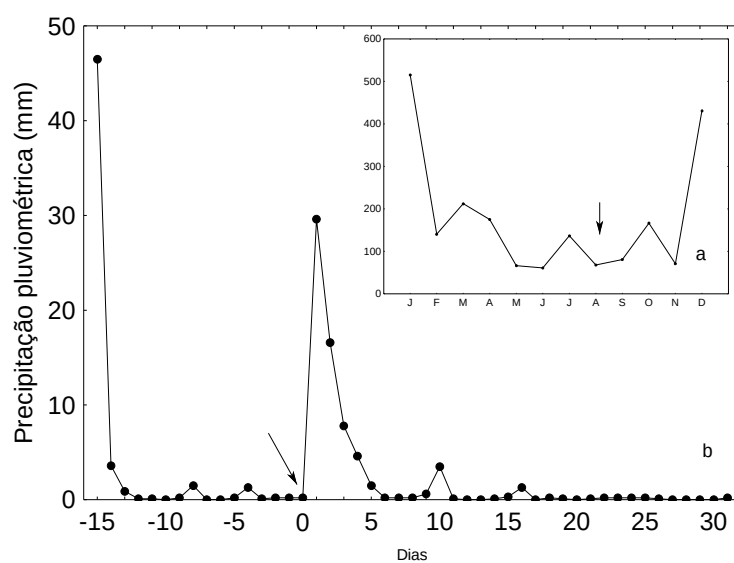


Figura 2. Índice de pluviosidade no Parque Estadual de Intervales para o ano de 2010 (a), e para os dias da exposição do experimento em agosto e setembro (b).

2.2. Experimentos

Os experimentos foram realizados utilizando placas de 20cm x 20cm construídas com concreto, as quais apresentaram diferentes dimensões fractais (D). Os diferentes níveis fractais foram obtidos considerando quadrantes com diferentes tamanhos: 10cm x 10cm, 2,5cm x 2,5cm, 5cm x 5cm, 1cm x 1cm e placas lisas. O resultado final foi equivalente a um tabuleiro de xadrez com espaços com diferentes tamanhos (Figura 3). Esta estratégia foi similar àquela adotada por Taniguchi & Tokeshi (2004), os quais construíram placas com diferentes complexidades utilizando pedras. No nosso caso, cada placa foi fixada em placas de concretos maiores assegurando que não seriam carregadas mesmo em dias chuvosos. No total, foram confeccionadas 70 placas, metade destas foram distribuídas aleatoriamente em corredeiras e a outra metade em remansos.

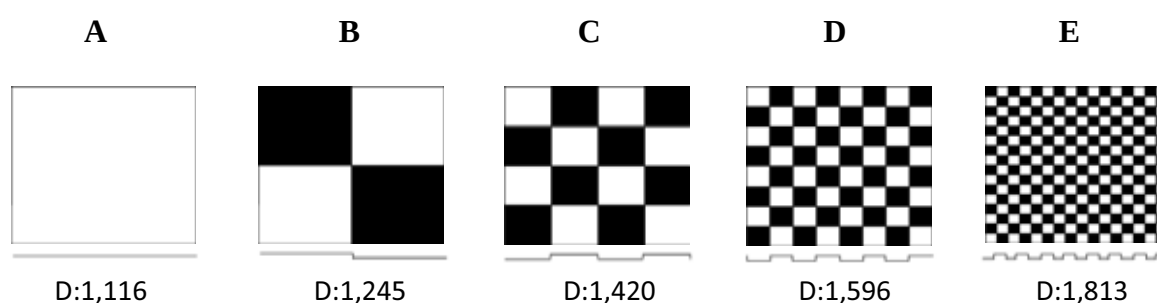


Figura 3. Placas com diferentes níveis de complexidade. (A) 20x20 cm; (B) 10x10cm; (C) 5x5cm e (E) 1x1cm. (Modificado de Taniguchi & Tokeshi, 2004).

As placas foram depositadas no riacho 15 dias antes de começar o experimento para que pudessem ser condicionados. Após estes 15 dias, os animais presentes foram removidos, e as placas recolocadas no riacho dando início ao experimento. As placas permaneceram no riacho por 30 dias (mês de agosto de 2012). Após esse período, os experimentos foram retirados do riacho com o auxílio de um puçá de malha 0,250mm e lavados com a ajuda de uma escova. Devidos cuidados foram tomados para que somente os

animais que estavam presos na superfície da placa fossem coletados. Estes foram acondicionados em formol, e etiquetados em campo. No laboratório o material coletado foi triado e os macroinvertebrados identificados e contados com o auxílio de um microscópio estereoscópico. A identificação dos indivíduos, em sua grande maioria, permaneceu em gênero. Para a identificação da fauna foram consultados trabalhos de Domínguez *et al.* (2006) Domínguez & Fernández (2009), Lecci & Froehlich (2007), Trivinho-Strixino (2011), Nieser & Melo (1997), Segura (2012), Passos *et al.* (2007), Wiggins (1998), Pes *et al.* (2005) Hamada *et al.* (2006). O material coletado está depositado na coleção de insetos aquáticos da UNESP de Assis

2.3. Análise de dados

Antes das análises os dados obtidos foram logaritmizados, $\log_{10}x$ ou $\log_{10}(x+1)$. Os efeitos do mesohabitat e da complexidade sobre a abundância, a riqueza padronizada e a composição faunística (primeiro eixo da DCA) foram testados utilizando uma ANCOVA (Análises de Covariância). Como a riqueza normalmente é impactada pela abundância, utilizamos os resíduos da regressão entre essas duas variáveis como riqueza padronizada. Neste caso, os resíduos podem ser considerados como a parte da variação da riqueza que não pode ser explicada pela abundância. Para avaliar a composição faunística, utilizamos uma DCA (Análise de Correspondência Destendenciada) (Legendre & Legendre, 1998) e uma Análise de táxons indicadores (Dufrene & Legendre, 1997) de corredeiras e remansos utilizando o software PC-ORD 5.31 (McCune & Mefford, 2006).

3- Resultados

Foram coletados 2.223 indivíduos, pertencentes às ordens Amphipoda, Decapoda, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Hemiptera, Megaloptera, Trichoptera, Coleoptera e Diptera, das quais, Diptera foi representado pelo maior número de indivíduos, 81,1% (Tabela 1). O primeiro eixo da Análise de Correspondência Destendenciada explicou 48,5% da variabilidade e separou a fauna coletada em remanso daquela coletada em corredeira (Figura 4). O segundo eixo explicou 15,9% e não pode ser interpretado. A DCA não mostrou nenhum padrão que pudesse ser explicado pelas diferentes dimensões fractais. (Figura 4).

Com relação aos táxons indicadores, *Corynonera* (Diptera), *Onconeura* (Diptera), *Parametriocnemus* (Diptera), *aff. Paratendipes* (Diptera), *Rheocricotopus* (Diptera), *Baetodes* (Ephemeroptera), *Farrodes* (Ephemeroptera), *Cryphocricos* (Hemiptera), *Hyalella* (Crustacea), *Anacroneuria* (Plecoptera), *Rheotanytarsus* (Diptera) *Paragrypopteryx* (Plecoptera) e *Simulium* (Diptera) foram indicadores para o mesohabitat de corredeira. *Labrundinia* (Diptera), *Polypedilum* (Diptera), *Tanytarsus* (Diptera), *Hexacylloepus* (Coleoptera) e *Zavrelimyia* (Diptera) foram indicadores de remanso (Tabela 1).

A maior abundância dos macroinvertebrados aquáticos foi observada em corredeiras (Tabela 1 e Figura 5). O tipo de mesohabitat e a complexidade do substrato não afetaram a riqueza padronizada (Tabela 2 e Figura 5). Por outro lado, o tipo de mesohabitat afetou significativamente a composição faunística, DCA I (Tabela 2 e Figura 5).

Tabela 1: Fauna macroinvertebrados e táxons indicadores dos mesohabitats de corredeira (R) e remanso (C) coletados no Ribeirão Bocaina do Parque Estadual de Intervales, Estado de São Paulo. V.I., valor indicador; para 5000 permutações.

TÁXON	REMANSO	CORREDEIRA	TOTAL	V.I.	p*	MESOHABITAT
CRUSTACEA						
Decapoda						
Aeglidae						
<i>Aegla</i>	4	1	5	7,4	0,2941	R
Amphipoda						
Dogielinotidae						
<i>Hyalella</i>	30	72	102	57,5	0,0012	C
INSECTA						
Ephemeroptera						
Baetidae						
<i>Americabaetis</i>	0	2	2	5,7	0,5051	C
<i>Apobaetis</i>	1	0	1	3,0	0,4963	R
<i>Baetodes</i>	0	40	40	48,6	0,0002	C
<i>Cloeodes</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
<i>Zelus</i>	3	0	3	9,1	0,1016	R
Caenidae						
<i>Caenis</i>	3	1	4	6,9	0,3507	R
Leptophlebiidae						
<i>Farrodes</i>	0	7	7	17,1	0,0292	C
<i>Hylister</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
<i>Massartella</i>	1	0	1	3,0	0,4809	R
<i>Needhamella</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Leptohyphidae						
<i>Leptohyphes</i>	5	7	12	7,9	0,8292	C
<i>Traverhyphes</i>	2	1	3	2,1	0,7419	R
Odonata						
Calopterygidae						
<i>Mnesarete</i>	0	4	4	11,4	0,1123	C
Coenagrionidae						
<i>Argia</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Megapodagrionidae						
<i>aff.Heteragrion</i>	2	0	2	6,1	0,2328	R
Plecoptera						
Gripopterygidae						
<i>Grypopteryx</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
<i>Paragrypopteryx</i>	4	45	49	54,8	0,0002	C
<i>Tupiperla</i>	7	12	19	10,6	0,7680	C
Perlidae						
<i>Anacroneuria</i>	0	29	29	48,6	0,0002	C
<i>Macrogynoplax</i>	1	1	2	1,6	1,0000	R
Hemiptera						
Naucoridae						
<i>Cryphocricos</i>	0	12	12	31,4	0,0008	C
<i>Limnocoris</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Coleoptera						
Elmidae						
<i>Austrolimnus</i>	2	1	3	4,1	0,5925	R
<i>Heterelmis</i>	5	7	12	9,8	0,7884	C
<i>Hexacylloepus</i>	25	1	26	46,7	0,0002	R
<i>Microcyllloepus</i>	1	3	4	6,3	0,6071	C
<i>Phanocerus</i>	0	5	5	11,4	0,1196	C
Hydrophilidae 1	1	1	2	3,0	0,4907	R
Larva 1	0	1	1	2,9	1,0000	C
Megaloptera						
Corydalidae						

<i>Corydalus</i>	0	2	2	5,7	0,4947	C
Trichoptera						
Anomolopsychidae						
<i>Contulma</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Calamoceratidae						
<i>Phylloicus</i>	5	0	5	12,1	0,0560	R
Hydrobiosidae						
<i>Atopsyche</i>	0	2	2	5,7	0,4939	C
Hydropsychidae						
<i>Leptonema</i>	0	2	2	5,7	0,5003	C
<i>Smicridae</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Hydroptilidae						
<i>Leucotrichia</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Leptoceridae						
<i>Nectopsyche</i>	0	1	1	2,9	1,0000	C
Polycentropodidae						
<i>Cernotina</i>	2	0	2	6,1	0,2358	R
<i>Polypsectropus</i>	2	0	2	6,1	0,2274	R
Diptera						
<i>Psychodidae 1</i>	1	4	5	6,8	0,4901	C
Simuliidae						
<i>Simulium</i>	20	1101	1121	98,1	0,0002	C
Chironomidae						
Chironominae						
<i>Beardius</i>	2	0	2	6,1	0,2354	R
<i>Endrotribelos</i>	1	0	1	3,0	0,4877	C
<i>Harnischia</i>	2	0	2	6,1	0,2308	R
<i>Polypedilum</i>	58	4	62	45,5	0,0002	R
<i>aff. Paratendipes</i>	0	18	18	31,4	0,0004	C
<i>Rheotanytarsus</i>	34	227	261	81,4	0,0002	C
<i>Stempellina</i>	2	0	2	6,1	0,2356	R
<i>Stempellinella</i>	7	4	11	13,8	0,2683	R
<i>Stenochironomus</i>	1	0	1	3,0	0,4821	R
Orthoclaadiinae						
<i>Corynoneura</i>	18	57	75	51,4	0,0014	C
<i>Cricotopus</i>	5	11	16	15,4	0,2721	C
<i>Limnophyies</i>	1	0	1	3,0	0,4797	R
<i>Lopescladius</i>	2	6	8	12,7	0,2689	C
<i>Metriocnemus</i>	7	2	9	9,5	0,2398	R
<i>Nanocladius</i>	1	0	1	3,0	0,4939	R
<i>Onconeura</i>	1	38	39	44,5	0,0002	C
<i>Parametriocnemus</i>	2	56	58	68,8	0,0002	C
<i>Rheocricotopus</i>	0	13	13	28,6	0,0014	C
<i>Tanytarsus</i>	68	9	77	59,3	0,0002	R
Tanypodinae						
<i>Ablabesmyia</i>	2	0	2	6,1	0,2354	R
<i>Labrundinia</i>	10	0	10	24,2	0,0016	R
<i>Pentaneura</i>	2	1	3	4,1	0,6069	R
<i>Thienemannimyia</i>	1	0	1	3,0	0,4895	R
<i>Zavrelimyia</i>	4	0	4	12,1	0,0452	R

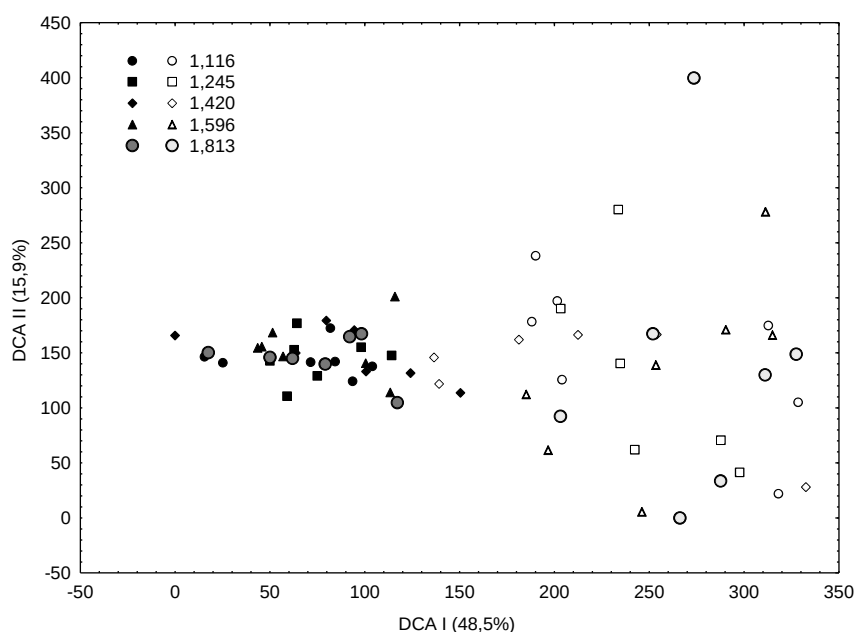


Figura 4. Ordenação da fauna de macroinvertebrados coletada nos mesohabitats (remanso e corredeira) em substratos com diferentes dimensões fractais (1.116, 1.245, 1.420, 1.596 e 1.813) no Ribeirão Bocaina, Parque Estadual de Intervales, Estado de São Paulo. Pontos preenchidos (●) equivalentes à corredeira, pontos vazios (○) equivalentes ao remanso.

Tabela 2: Análise de covariância (ANCOVA) realizada para o tipo de mesohabitat (remanso e corredeira) e dimensões fractais, considerando esta como variável contínua e a primeira como variável categórica. Coleta realizada em setembro de 2010 no Parque Estadual de Intervales – SP.

	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Abundância			
Mesohabitat	6,818454	74,75496	0,000000
Fractal	0,222196	2,43607	0,123429
Riqueza Padronizada (resíduo)			
Mesohabitat	0,002282	0,143825	0,705744
Fractal	0,000940	0,059252	0,808448
DCA			
Mesohabitat	508409,1	237,9595	0,000000
Fractal	1905,1	0,8917	0,348523

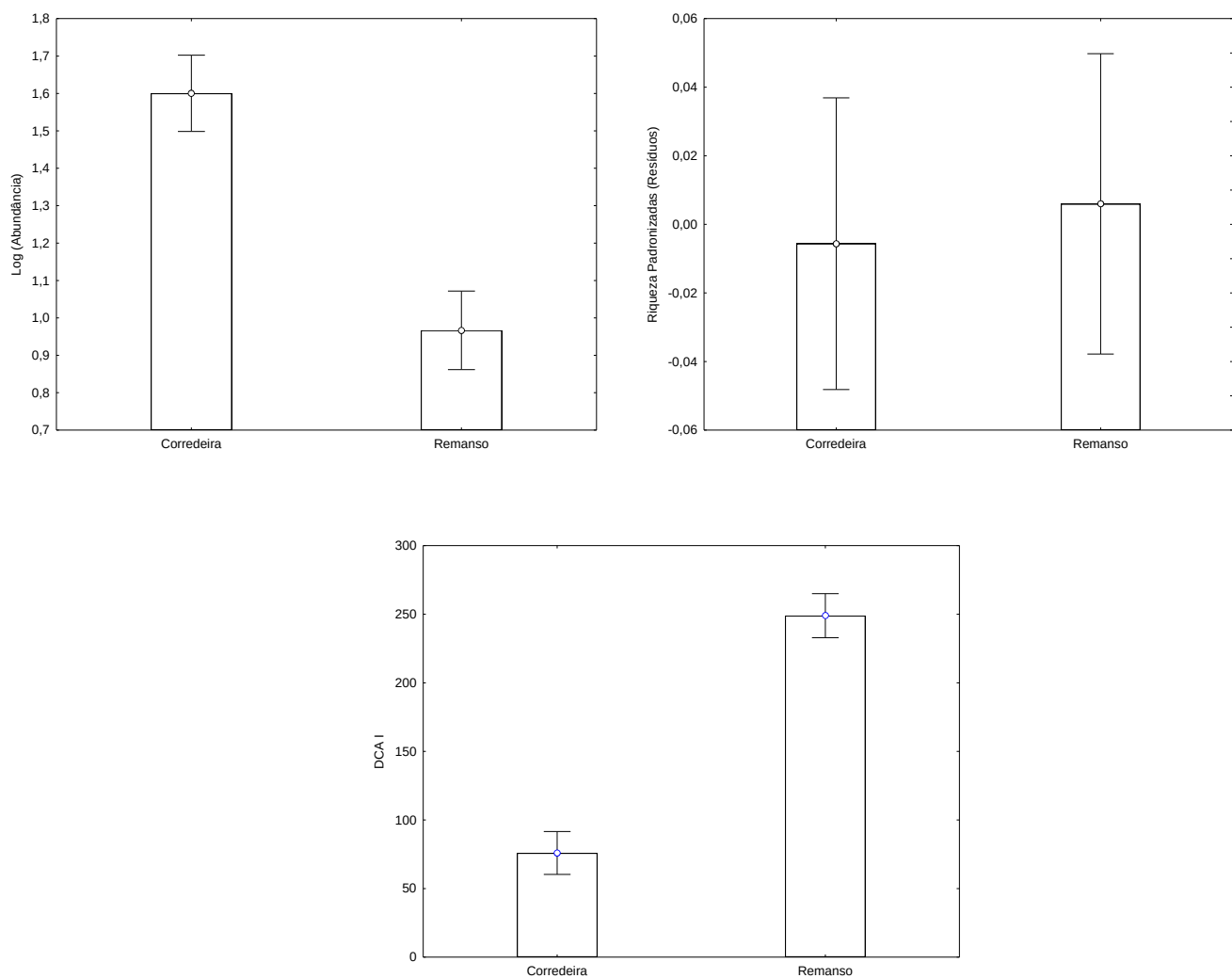


Figura 5. Abundância, riqueza e primeiro eixo da DCA referentes a fauna de macroinvertebrados coletada nos mesohabitats (remanso e corredeira) do Ribeirão Bocaina, Parque Estadual de Intervales, Estado de São Paulo.

4- Discussão

4.1 Mesohabitat e a fauna de macroinvertebrados aquáticos

Os nossos dados revelaram que a fauna de macroinvertebrados do riacho estudado apresentou abundâncias maiores em corredeira do que em remanso, concordando com grande parte da literatura (Kikuchi & Uieda, 1998; Kobayashi & Kagaya, 2002; Buss *et al.*, 2004; Crisci-Bispo *et al.*, 2007; Rezende, 2007). Por exemplo, Crisci-Bispo *et al.* (2007), estudando a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em folhiço observaram maior abundância em corredeira. Por outro lado, Costa & Melo (2008), estudando a fauna de macroinvertebrados em diferentes substratos naturais observaram maior abundância em remanso. Apesar do presente trabalho e o de Crisci-Bispo *et al.* (2007) apresentarem resultados opostos ao de Costa & Melo (2008), estes foram desenvolvidos em uma mesma bacia, o que sugere uma gama de resultados possíveis em uma mesma região. Reforçando esta constatação, Baptista *et al.* (2001), avaliando o efeito dos mesohabitats sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos, verificaram que no caso de riachos de 1ª a 4ª ordem, na maior parte dos períodos amostrados, a abundância foi maior em corredeira, com exceção de um dos riachos que apresentou resultado contrário em um dos períodos do ano. No riacho de 5ª ordem, em um dos períodos analisados, a abundância foi similar entre os dois mesohabitats, já em outros dois períodos, foi maior em remanso. Adicionalmente, Silveira *et al.* (2006), avaliaram 5 riachos em três períodos do ano e, verificaram que na maior parte dos riachos, a abundância foi maior em corredeira, porém, em alguns períodos do ano, a abundância apresentou valores similares entre os dois mesohabitats.

Portanto, apesar de na maior parte dos casos a abundância ser maior em corredeiras, os nossos dados e aqueles observados na literatura, mostram que este não é um padrão

universal, uma vez que, resultados distintos têm sido encontrados, seja para riachos dentro de uma mesma bacia ou para o mesmo riacho em diferentes períodos do ano (Baptista *et al.*, 2001). Estes resultados contraditórios sugerem que fatores locais e/ou eventos temporais podem influenciar as abundâncias relativas de corredeiras e remansos. Menores abundâncias em corredeiras poderiam ocorrer em momentos em que apenas os substratos desse mesohabitat são perturbados, o que poderia acarretar no aumento do carreamento dos indivíduos, muitas vezes com o aumento relativo da abundância nos remansos, os quais poderiam funcionar como refúgios (Brown & Brussock, 1991). Por outro lado, a presença de peixes predadores em remansos poderia aumentar a abundância relativa de macroinvertebrados em corredeiras (Brown & Brussock, 1991; Rezende *et al.*, 2010). Portanto, nós sugerimos que fatores locais (e.g. ocorrência de perturbações, disponibilidade de alimento, presença de predadores, interações com fatores sazonais, etc) atuando em cada mesohabitat podem ser relevantes para explicar os diferentes resultados encontrados para as abundâncias entre remansos e corredeiras.

Os resultados sobre os padrões de riqueza entre corredeiras e remansos em riachos têm mostrado resultados contraditórios (Baptista *et al.*, 2001; Buss *et al.*, 2004; Fidelis *et al.*, 2008). Neste sentido, Buss *et al.* (2004) e Silveira *et al.* (2006) estudando a fauna de macroinvertebrados de riachos de Mata Atlântica, e Fidelis *et al.* (2008), estudando riachos da Amazônia, observaram que a riqueza foi ligeiramente maior em corredeira. Os dados de Silveira *et al.* (2006) também mostram que, apesar da riqueza ser sempre maior em corredeiras, as diferenças entre os dois mesohabitats oscilaram espaço temporalmente. Por outro lado, os dados de Baptista *et al.* (2001) também obtidos em riachos de Mata Atlântica, mostram resultados bastante variados. Neste trabalho, o qual foi desenvolvido em uma mesma bacia, é possível observar que as maiores riquezas alternaram espacialmente e temporalmente entre corredeiras e remansos.

Apesar dos vários trabalhos apresentarem e tentarem discutir os padrões de riqueza nos diferentes mesohabitats, grande parte das explicações e hipóteses nesses trabalhos podem ser inadequadas, uma vez que os resultados obtidos podem ser apenas um reflexo da abundância (ver McCabe & Gotelli, 2000). Muitas vezes, na tentativa de explicar os padrões de riqueza, acabamos explicando os padrões de abundância. Neste sentido, Crisci-Bispo *et al.* (2007) verificou que a riqueza, a qual foi maior em corredeira, se tornou similar entre os dois mesohabitats após a padronização utilizando a rarefação. Costa & Melo (2008), verificou que as riquezas entre diferentes mesohabitats aumentaram a sua similaridade após a utilização da rarefação. Estes resultados indicam que a ausência de padronização pode alterar as conclusões tiradas em relação à riqueza, o que dificulta a comparação dos nossos dados com os dados da literatura. Os nossos resultados mostram que os valores da riqueza padronizada (resíduos da regressão entre a abundância e a riqueza) foram similares entre corredeiras e remansos, concordando com os dados de Crisci-Bispo *et al.* (2007).

A discretização dos trechos de um riacho em diferentes mesohabitats é uma característica marcante de riachos. As características dos mesohabitats, mesmo dentro de um mesmo riacho, podem diferir muito entre si. Como as condições e recursos dos diferentes mesohabitats são distintos, diferentes biotas tendem a ocorrer nos diferentes mesohabitats. Por isso, vários trabalhos tem mostrado que o tipo de mesohabitat pode ser um bom preditor da composição faunística de macroinvertebrados aquáticos (Pardo & Armitage, 1997; Kobayashi & Kagaya, 2002; Crisci-Bispo *et al.*, 2007; Costa & Melo, 2008). Este tem sido um resultado bastante universal, e tem sido documentado em riachos com diferentes características e em diferentes regiões geográficas. Por exemplo, a associação de composições faunísticas típicas para cada mesohabitat tem sido documentada para riachos de diferentes biomas tais como, planícies do sul da Inglaterra

(Pardo & Armitage, 1997), Florestas Mediterrâneas na Itália (Pace *et al.*, 2011), florestas com predomínio de eucalipto na Austrália (Hose *et al.*, 2005), Florestas Amazônica (Fidelis *et al.*, 2008) e Mata Atlântica no Brasil (Costa e Melo, 2008).

Em riachos, parte desses mesohabitats são formados pelo efeito diferencial da velocidade da água sobre o substrato. Neste sentido, nesses ecossistemas é possível reconhecer dois mesohabitats básicos: as regiões de corredeira e as de remanso. As regiões de corredeira geralmente possuem fundo de pedra, devido a maior velocidade da água, em alguns locais pode haver acúmulos de folhiço presos por algum obstáculo. Nas regiões de remanso, há a deposição de sedimentos, folhiço ou areia devido a menor velocidade. No presente trabalho, foi possível observar uma clara separação da fauna coletada nos dois mesohabitats e identificar táxons indicadores de cada um deles. Portanto, os nossos dados demonstram que o tipo de mesohabitat é um bom preditor da fauna de macroinvertebrados aquáticos de riachos, concordando com a nossa hipótese inicial e com a maior parte dos dados da literatura (Fenoglio *et al.*, 2004; Hose *et al.*, 2005 e Crisci-Bispo *et al.*, 2007) e reforçando a importância da integridade estrutural para manutenção da diversidade nesses ecossistemas (Costa & Melo, 2008).

4.2 Complexidade do substrato e a fauna de macroinvertebrados aquáticos

As relações entre a complexidade e heterogeneidade e a diversidade tem sido uma dos temas mais debatidos em ecologia, sendo a base para a compreensão do papel da disponibilidade de nichos sobre a estruturação das comunidades. Trabalhos empíricos têm confirmado as bases teóricas que predizem que uma maior parte da diversidade ocorre em ambientes estruturalmente mais complexos e/ou heterogêneos, entre os quais pássaros em florestas (MacArthur & MacArthur, 1961), peixes marinhos (Gratwicke & Speight, 2005) e

formigas em florestas (Lassau & Hochuli, 2004). No que se refere à complexidade, um dos desafios desse tipo de trabalho é quantificar a complexidade do habitat. Neste sentido, há um crescente interesse na aplicação da geometria fractal, como uma estratégia para mensurar a complexidade especialmente em ambientes aquáticos (Jeffries, 1993; Kostylev *et al.*, 2004; McAbendroth, 2005). Estudos observaram um efeito positivo entre o aumento da complexidade ambiental com o aumento da riqueza e a da abundância da fauna estudada (Jeffries, 1993; Taniguchi *et al.*, 2003; Taniguchi & Tokeshi, 2004). Um ambiente complexo proporciona um grande número de nichos e recursos disponíveis (Taniguchi & Tokeshi, 2004), os quais podem influenciar nas interações bióticas (McAbendroth *et al.*, 2005), tal como a coexistência de espécies competidoras, o que ocasiona o aumento da diversidade biológica (Kostylev *et al.*, 2005).

Em riachos, vários componentes estruturais possuem variação fractal, por exemplo, a sequência de corredeiras e remansos (Tokeshi & Arakaki, 2012). Ainda, o tipo de substrato também pode apresentar uma importante variação fractal, o que adiciona complexidade a esses ecossistemas (Tokeshi & Arakaki, 2012). Certamente, a grande complexidade observada em diferentes escalas de habitat de um riacho pode explicar parte de sua abundância e riqueza. Neste sentido, Taniguchi *et al.* (2003) verificaram que a abundância e a diversidade de invertebrados foi maior em plantas aquáticas artificiais com maior complexidade. Taniguchi & Tokeshi (2004) também verificaram um aumento da abundância e da riqueza com o aumento da complexidade, exceto para a abundância em uma das quatro estações. Discordando desses resultados, os nossos dados mostraram que o aumento da complexidade do substrato não afetou a abundância e a riqueza padronizada de macroinvertebrados aquáticos, discordando dos trabalhos citados anteriormente.

Apesar de vários trabalhos indicarem que a riqueza aumenta com a complexidade do habitat (Jeffries, 1993; Downes *et al.*, 2000; Taniguchi *et al.*, 2003; Taniguchi &

Tokeshi, 2004; Kostylev *et al.*, 2005), resultados como os nossos, negando esta relação, também são encontrados. Por exemplo, Attrill *et al.*, 2000, avaliando o papel da complexidade de macrófitas marinhas não encontrou relação positiva da abundância ou da riqueza sobre a epifauna. Os autores sugerem uma atenção maior às escalas estudadas, inferindo que as macrófitas marinhas podem apresentar diferentes funções em diferentes escalas. McAbendroth *et al.* (2005), estudando a complexidade estrutural de macrófitas e a riqueza de espécies de um lago também não encontraram nenhuma relação. Portanto, a relação complexidade, e riqueza, parece não ser universal e pode ser dependente da escala avaliada.

Um fator importante que os trabalhos os quais avaliaram o efeito da complexidade sobre a riqueza não tem se preocupado, é com o fato dessa variável ser altamente impactada pela abundância. Na verdade, parte dos trabalhos testando o papel da complexidade mostram que a riqueza e abundância possuem padrões semelhantes (Tuniguchi *et al.*, 2003; Tuniguchi & Tokeshi, 2004), o que pode ser um reflexo desta relação. Portanto, parte das conclusões tiradas nos trabalhos anteriores sobre a riqueza talvez se apliquem mais a abundância. Neste sentido, é importante observar que o aumento da abundância pode influenciar estatisticamente no aumento da riqueza dos organismos, para isso é sugerido que as análises estatísticas de riqueza faunística sejam examinadas de maneira independente, sem que haja influências de uma variável sobre outra (McCabe & Gotelli, 2000). Assim, a riqueza padronizada (retirada a influência da abundância) avaliada no presente trabalho, não pode ser comparada com a maior parte das riquezas utilizadas nos demais trabalhos avaliando os efeitos da complexidade, devido a probabilidade de estarem impactados pela abundância. Sugerimos, portanto, que os demais trabalhos tenham como princípios testar a complexidade sobre a riqueza padronizada.

Os substratos com diferentes dimensões fractais poderiam seleccionar táxons com tamanhos corpóreos distintos (Schmid *et al.*, 2002; Taniguchi & Tokeshi, 2004; McAbendroth *et al.*, 2005), por isso, admitimos a possibilidade de mudança da composição faunística com o aumento da complexidade. Os nossos dados não confirmaram esta expectativa, uma vez que não observamos mudança da composição, portanto, os diferentes níveis fractais não seleccionam os táxons colonizadores.

Os nossos resultados revelaram que faunas distintas habitam os mesohabitats de corredeiras e de remansos, portanto, estes são fundamentais para a manutenção da beta diversidade (Costa & Melo, 2004). Por outro lado, ao contrário do esperado (Tuniguchi *et al.*, 2003; Tuniguchi & Tokeshi, 2004), os nossos dados não foram afetados pela complexidade do substrato. Diante disso, consideramos que a resposta dos macroinvertebrados aquáticos à complexidade do substrato é dependente das características locais da fauna e que a ausência desta relação aqui observada pode ser um reflexo da grande mobilidade de indivíduos, que é uma característica comum da fauna de riachos erosivos (Lake, 2000).

5- Referências Bibliográficas

- ALLAN, J.D. 1975. Distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56: 1040-1053.
- ATTRILL, M.J.; STRONG, J.A.; ROWDEN, A.A. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? - **Ecography** 23:114-121.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. 2006. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** 61 (2): 249-258.
- BROWN, A.V.; BRUSSOCK, P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. **Hydrobiologia** 220: 99-108.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia** 518: 179-188.
- COSTA, S.S. & MELO, A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia** 598: 131-138.
- CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 24 (3): 545-551.
- DOMÍNGUES, E. & FERNÁNDEZ, H.R. 2009. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán.

- DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M.L.; HUBBARD, M.D.; NIETO, C. 2006. Ephemeroptera of South America. **In Aquatic biodiversity in Latin America** (J. Adis, J.R. Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantzen, Eds.) Sofia, Pensoft, 646p.
- DOUGLAS, M. & LAKE, P.S. 1994. Species richness of stream Stones: an investigation of mechanisms generating the species-area relationship. **Oikos** **69**: 387-396.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER, E.S.G.; GLAISTER, A. 2000. Habitat structure, resource and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. **Oecologia** **123**: 569-581.
- DUDLEY, T.L. & D'ANTONIO C. 1991. The effects of substrate texture, grazing, and disturbance on macroalgae establishment in streams. 1991. **Ecology** **72(1)**: 297-309.
- FENOGLIO, S.; BO, T.; CUCCO, M. 2004. Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a Neotropical Rainforest stream (Río Bartola, Nicaragua). **Caribbean Journal of Science** **40 (2)**: 253-257.
- FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica** **38 (1)**: 127-134.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M.R. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. **Journal of Fish Biology** **66**: 650-667.
- HAMADA, N.; PEPINELLI, M. MARDINI, L. 2006. **Simulídeos** – Programa Estadual Rio Grande do Sul. Porto Alegre. CEVS.
- HOSE, G.C.; JONES, P.; LIM R.P. 2005. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia. **Hydrobiologia** **532**: 81-90.
- JEFFRIES, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. **Oikos** **67**: 142-148.

- KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. **Oecologia Brasiliensis** 5: 157-173.
- 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.
- KOTYSLEV, V.E.; ERLANDSSON, J.; MING, M.Y. WILLIAMS, G.A. 2005. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. **Ecological Complexity** 2: 272-286.
- LAKE, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society** 19: 573-592.
- LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography** 27: 157-164.
- LECCI, L.S. & FROEHLICH, C.G. 2007. **Plecoptera**. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- MacARTHUR, R. & MacARTHUR, J. 1961. On bird species diversity **Ecology** 42: 594-598.
- MANDELBROT, B.B. 1982. **The fractal geometry of nature**. New York, Freeman and Co. 461pp.
- McABENDROTH, L.; RAMSAY, P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S.D.; BILTON, D.T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? – **Oikos** 111: 279-290.
- McCABE, D.J.; GOTELLI, N.J. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream invertebrates. **Oecologia** 124: 270-279.

- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD – **Multivariate analysis in ecological data**. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- NIESER, N. & MELO, A.L. 1997. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais. Belo Horizonte**. Editora UFMG, 177p.
- O’CONNOR, N.A. 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrate in a lowland stream. **Oecologia 85**: 504-512.
- PACE, G.; ANDREANI, P.; BARILE, M.; BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; MANCINI, L.; BELFIORE, C. 2011. Macroinvertebrate assemblages at mesohabitat scale in small sized volcanic siliceous streams of Central Italy (Mediterranean Ecoregion). **Ecological Indicators 11**: 688-696.
- PARDO I. & ARMITAGE D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia 344**: 111-128.
- PASSOS, M.I.S.; NESSIMIAN, J.L.; FERREIRA, N.J.R. 2007. Chaves para identificação dos gêneros Elmidae (coleóptera) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 51 (1)**: 42-53.
- PES, A.M.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. 2005. Chaves de Identificação de Larvas para Famílias e Gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 49 (2)**: 181-204.
- REZENDE, C.F.; MORAES, M.; MANNA, L.R.; LEITÃO, R.P.; CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. 2010. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro-Brazil. **Revista de Biología Tropical 58**: 1479-1487.
- SILVEIRA, M.P.; BUSS, J.L.; NESSIMIAN, J.L. BAPTISTA, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern brazilian river. **Brazilian Journal of Biology 66**: 623-632.
- STATSOFT, INC. 2001. **Statistica, version 6.0**. Tulsa, Stat Soft Inc.

- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. New Halen: Transactions: **American Geophysical Union 38**: 913-920.
- SEGURA, M.O. 2012. **Coleóptera (Insecta) em sistemas aquáticos florestados: aspectos morfológicos, comportamentais e ecológicos**. Tese (Doutorado em Ecologia e recursos naturais). Centro de ciências biológicas e da saúde. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.
- TANIGUCHI, H.; NAKANO, S.; TOKESHI, M. 2003. Influence of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. **Freshwater Biology 48**: 718-728.
- TANIGUCHI, H. & TOKESHI, M. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshwater Biology 49**: 1164-1178.
- TOKESHI, M. & ARAKAKI, S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia 685**: 27-47.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J.; BINI, L.M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology 53**: 358-367.
- TOKESHI, M. & ARAKAKI, S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia 685**: 27-47.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. **Larvas de chironomidae. Guia de identificação**. São Carlos. Departamento de Hidrobiologia/ Lab. Entomologia aquática/ UFSCar. 371p.
- VIEIRA, L.C.G; BINI, L.M.; VELHO, L.F.M.; MAZÃO, G.R. 2007. Influence of spatial complexity on the density and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae. **Fundamental and Applied Limnology 170 (1)**: 77-85.
- WIGGINS, G.B. 1998. **Larvae of the North America caddisfly Genera (Trichoptera)**. 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p.