

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

Efeito do Sedimento Fino de Origem Terrestre sobre a
Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos

Márlon de Castro Vasconcelos

Porto Alegre, Abril, 2007

Efeito do Sedimento Fino de Origem Terrestre sobre a Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos

Márlon de Castro Vasconcelos

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

Orientador: Prof. Dr. Adriano Sanches Melo

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Claudio Gilberto Froehlich

Prof. Dr. Albano Schwarzbald

Prof. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues

Porto Alegre, Abril, 2007

Dedicatória

Aos meus pais, Vicente e Zélia, pelo carinho e incentivo e aos meus irmãos que se privaram da minha companhia.

“Clavo mi remo en el agua
Llevo tu remo en el mío
Creo que he visto una luz al otro lado del río

El día le irá pudiendo poco a poco al frío
Creo que he visto una luz al otro lado del río

Sobre todo creo que no todo está perdido
Tanta lágrima, tanta lágrima y yo, soy un vaso vacío

Oigo una voz que me llama casi un suspiro
Rema, rema, rema-a Rema, rema, rema-a

En esta orilla del mundo lo que no es presa es baldío
Creo que he visto una luz al otro lado del río

Yo muy serio voy remando muy adentro sonrío
Creo que he visto una luz al otro lado del río

Sobre todo creo que no todo está perdido
Tanta lágrima, tanta lágrima y yo, soy un vaso vacío

Oigo una voz que me llama casi un suspiro
Rema, rema, rema-a Rema, rema, rema-a
Clavo mi remo en el agua

Llevo tu remo en el mío
Creo que he visto una luz al otro lado del río.”

Jorge Drexler

Agradecimento

“A uma grande diferença entre saber o caminho e trilhar o caminho”

Morpheu, Matrix

Quero agradecer ao Adriano Sanches Melo, por me orientar, puxar minha orelha nas horas certas e mostrar que sempre temos de ter empenho e buscar as respostas por mim mesmo.

Ao Leonardo G. Lessa, que muito me incentivou e ensinou a ter prazer pelo que faço.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

Ao programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRGS, pelo material e infraestrutura cedida para a realização deste trabalho. Em especial ao Marcelo, pela grande ajuda em campo.

Aos amigos, em especial, Bruno Spacek (Pikachu) e ao Giuslan, pela amizade e tardes de monitoria jogando conversa fiada.

À turma de Ecologia 2005, em especial Fabiana, Graice, Jorge e Grazi pela amizade: Tiago e ao grupo de discussão de ecologia de riachos pelas tardes de sexta “conversando” sobre artigos.

Maurício Petrúcio, Mário, Maurício Faria, que me aturaram e me incentivaram para esta nova etapa.

À professora Ligia Vignol, pela ajuda no início desta etapa. Gilberto, Fernando “Fritz” por sugestões e material cedido.

E à Deise, por me aturar e acima de tudo por estar do meu lado e me dar apoio, afago e carinho.

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

<u>DEDICATÓRIA</u>	<u>III</u>
<u>AGRADECIMENTO</u>	<u>V</u>
<u>LISTA DE FIGURAS.....</u>	<u>VIII</u>
<u>LISTA DE TABELAS.....</u>	<u>X</u>
<u>LISTA DE ANEXOS.....</u>	<u>XI</u>
<u>SÍMBOLOS.....</u>	<u>XII</u>
<u>RESUMO.....</u>	<u>XIII</u>
<u>ABSTRACT</u>	<u>XV</u>
<u>INTRODUÇÃO</u>	<u>1</u>
<u>OBJETIVOS</u>	<u>6</u>
OBJETIVO GERAL	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
<u>MATERIAL E MÉTODOS</u>	<u>7</u>
ÁREA DE ESTUDO	7
DESENHO EXPERIMENTAL	9
PROCEDIMENTO EM CAMPO	11
AMOSTRAGENS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	15
ANÁLISE DOS DADOS	15
<u>RESULTADOS</u>	<u>19</u>
<u>DISCUSSÃO</u>	<u>34</u>
EFEITO DA ADIÇÃO DE SEDIMENTO FINO SOBRE A FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.	34
INFLUÊNCIA DAS FRAÇÕES AREIA FINA E AREIA GROSSA SOBRE A FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS	38
EFEITO DA VELOCIDADE DO FLUXO NO SEDIMENTO FINO	39
<u>CONCLUSÃO.....</u>	<u>41</u>

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 43

ANEXOS 53

Lista de Figuras

- Figura 1. Em a) Localização geográfica da bacia do rio Maquiné (RS) e em b) a sub-bacia do rio Forqueta. 1 = alto Forqueta e 2 = baixo Forqueta. O X é a cidade de Maquiné e o Y o distrito de Barra do Ouro. A seta indica o trecho utilizado para o experimento. Modificado de Becker (2002)..... 11
- Figura 2. Esquema do desenho amostral. Os quadrados representam as amostras. Os números dentro dos quadrados representam a ordem em que foi feita a aplicação dos tratamentos e amostragem..... 13
- Figura 3. Adição de sedimento fino: a) balde com sedimento fino; b) adição de água ao balde com sedimento fino; c) mistura de água com o sedimento fino sendo conduzido até o rio com o auxílio de uma mangueira e d) sedimento fino sendo adicionado ao rio. As setas indicam a seqüência do experimento..... 14
- Figura 4. Partição da variação na matriz resposta Y (matriz de abundância ou presença/ausência) entre as variáveis exploratórias X e W (matrizes ou variáveis). A linha horizontal grossa representa 100% da variação em Y, sendo dividida em quatro partes. [a] é a parte explicada unicamente pela variável X, [b] é a parte explicada tanto por X quanto por W, [c] é a parte explicada unicamente pela variável W e [d] é a parte que não pode ser explicada, seja por erro de amostra ou alguma variável ou variáveis que não foram amostradas..... 18
- Figura 5. Relação entre areia fina e areia grossa para a média de abundância de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 5,0303$; $P = 0,02$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais. 26
- Figura 6. Relação entre areia fina e areia grossa para a média da riqueza de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 1,4588$; $P = 0,23$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais. 27
- Figura 7. Relação entre areia fina e areia grossa para a média da riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 0,0578$; $P = 0,81$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais. 29
- Figura 8. Relação entre a velocidade da corrente, a abundância de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 4,9681$; $P = 0,03$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 1,6076$; $P = 0,21$). - - - - Sem areia; — Com areia. 31
- Figura 9. Relação entre: a velocidade da corrente, a riqueza de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 0,9087$; $P = 0,34$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 0,1541$; $P = 0,69$). - - - - Sem areia; — Com areia..... 32
- Figura 10. Relação entre: a velocidade da corrente, a riqueza rarefeita de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 10,6069$; $P = 0,001$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 0,0580$; $P = 0,81$). - - - - Sem areia; — Com areia..... 32

Figura 11. Partição da variação ou explicação do padrão observado na abundância relativa e composição de espécies. Em *a)* verifica-se a relação do bloco com os tratamentos com sedimento fino e em *b)* a relação da matriz ambiental e os tratamentos com sedimento fino..... 33

Lista de Tabelas

- Tabela 1. Resumo das características físicas e químicas do rio Forqueta (março a julho de 2006). Estes valores representam as médias gerais e de cada tratamento somando-se os blocos..... 20
- Tabela 2. Análise de variância das variáveis físicas e químicas em relação aos tratamentos com sedimento fino. 21
- Tabela 3. Abundância de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada tratamento. 22
- Tabela 4. Análise de variância da abundância total em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em negrito são médias estatisticamente significativas. 25
- Tabela 5. Análise de variância da riqueza de macroinvertebrados bentônicos em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em negrito são médias estatisticamente significativas..... 27
- Tabela 6 Análise de variância da riqueza rarefeita em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em negrito são médias estatisticamente significativas..... 28
- Tabela 7. MANOVA sobre o efeito do sedimento fino na composição de espécies (Presença e ausência). Os valores de *P* em negrito são estatisticamente significativos..... 30
- Tabela 8. MANOVA sobre o efeito do sedimento fino na abundância relativa. Dados padronizados pelo total dentro de blocos seguidos de extração de raiz quadrada. Não houve diferenças entre os tratamentos. 30

Lista de Anexos

- Anexo 1. Abundância de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada bloco. 53
- Anexo 2. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 10, entre a abundância total de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo. 56
- Anexo 3. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 11, entre a riqueza total de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo. 56
- Anexo 4. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 12, entre a riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo. 57

Símbolos

Na ordem em que aparecem no texto:

km^3/ano = Quilômetros cúbicos por ano

mm = Milímetros

km^2 = Quilômetros quadrados

m = Metros

km = Quilômetros

cm = Centímetros

RS = Rio Grande do Sul

$^{\circ}\text{C}$ = Graus Celsius

cm^3 = Centímetros cúbicos

min = Minutos

cm/s = Centímetros por segundo

mL = Mililitros

ml/L = Mililitros por litro

$\mu\text{S}/\text{cm}$ = MicroSiemens por centímetro

DP = Desvio padrão

SQ = Soma de quadrados

GL = Graus de liberdade

QM = Quadrados médios

Resumo

O aporte de sedimento fino é um dos principais agentes causadores de impactos a ecossistemas aquáticos. Este trabalho teve por finalidade avaliar por experimentalmente o efeito do sedimento fino sobre a fauna de macroinvertebrados bentônicos em um riacho subtropical. O local escolhido foi o rio Forqueta no distrito de Barra do Ouro pertencente ao município de Maquiné, RS. Foi adicionado por tratamento cerca 3138 cm³ de sedimento fino, separado em duas frações: areia fina (0 mm a 0,250mm) e areia grossa (0,25 mm a 1mm), em dois níveis, com e sem sedimento. Os dados foram analisados através por meio de uma Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores para abundância total, riqueza e riqueza rarefeita, além de uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para abundância relativa e composição de espécies e de uma Análise de Correspondência Canônica (pCCA), esta última, para avaliar o quanto eventos de perturbações influenciam a fauna aquática. A interação entre a velocidade do fluxo e os fatores envolvendo sedimentos também foram avaliados. O sedimento fino afetou negativamente a abundância total, a riqueza e a composição de espécies, mas não a riqueza rarefeita e a abundância relativa. O fluxo foi um importante fator para a distribuição da fauna avaliada, sendo a abundância, riqueza e a riqueza rarefeita maior em áreas com maior fluxo. Houve interação do fluxo com a areia fina, aumentando seu efeito sobre a abundância total e riqueza rarefeita em locais com maior velocidade de fluxo. A pCCA mostrou que eventos pontuais e de curta duração de acréscimo de sedimento fino não são danosos à fauna aquática. Os resultados obtidos mostram que o sedimento fino afeta de forma negativa a fauna de macroinvertebrados bentônicos em riachos, e este efeito negativo se dá por diversas formas, tais como redução do hábitat, perda da qualidade do alimento, estresse fisiológico e por outros. A relação da fauna com a velocidade pode ser atribuída às preferências

ecológicas dos grupos encontrados. Por alguns resultados divergirem de estudos prévios, o efeito do sedimento fino sobre a fauna aquática deve ser mais bem estudado.

Palavras chave: Macroinvertebrados bentônicos, sedimento fino, perturbações, riachos.

Abstract

Effect of Fine sediment on benthic macroinvertebrate in subtropical streams

One of the main forms by which aquatic ecosystems are impacted is the input of fine sediment. The objective of our study was to determine by one experiment the effect of fine sediment on benthic macroinvertebrates in subtropical streams. The study area was the Forqueta River in Barra do Ouro district of Maquiné city, Rio Grande do Sul, Brazil. It's was added 3138 cm³ of sediment, in two fractions: fine sand (0mm – 0.25mm) and coarse sand (0.25mm – 1mm) into the river with two levels (with or without sediment) . The data were analyzed by Analysis of Variance (ANOVA two-way) for abundance, richness and rarefied richness, the last one intended to compare species richness based on an equivalent number of individuals. Using Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) we examined the effect of fine sediment on relative abundance and composition of species. Sediment was used as one factor in four levels. A Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA) was used to examine the effect of the disturbance event on communities. The interaction between the flow and the factors of the sediment was examined. There was a negative effect of fine sediment on abundance, richness and species composition, but the effect was null on relative abundance and rarefaction of species richness. The flow was important for distribution of individuals collected. The abundance, species richness and rarefied richness were highest on places with fastest flows. The flow increased the effect of fine sand on abundance and rarefied richness. The pCCA showed that disturbance events of small frequency consisting of input of terrestrial sediment have no negative effects on benthic macroinvertebrate. The relationship between flow and benthic macroinvertebrates can be attributed to the ecological preferences of species. These results showed that fine sediment impact is harmful for benthic macroinvertebrates in streams, particularly in terms

of abundance. This negative effect may be a consequence of loss of habitat, reduced food quality, physiological stress and others forms. Because some results differ from other studies, the effect of the fine sediment on the benthic macroinvertebrates needs to be better studied.

Key – words: Benthic macroinvertebrates, fine sediment, disturbance, streams.

Introdução

Ecossistemas lóticos são um importante componente da paisagem onde está inserido além de ser um atrativo cênico (Allan, 1995). Os rios, por serem sistemas abertos, são dependentes do aporte de material da área de entorno para manter os processos ecológicos inerentes ao seu funcionamento. Os ecossistemas terrestres, normalmente exportam água e nutrientes para os cursos d'água formando assim uma unidade funcional equilibrada (Margalef, 1983). Assim, o gradiente físico no qual o sistema está inserido determina a resposta da comunidade de organismos que se encontram nestes ecossistemas (Vannote *et al.*, 1980). Por outro lado, em uma escala espacial de menor abrangência, os ecossistemas lóticos possuem uma série de mosaicos que formam “paisagens” possuindo processos e comunidades ecológicas que se ajusta a estas zonas, repetindo os padrões da escala de maior abrangência (Poole, 2002). Desta forma, as respostas encontradas na “saúde” dos rios e riachos são reflexos do uso do solo na área de drenagem no qual está inserido (Silva *et al.*, 2003).

As comunidades aquáticas estão sujeitas a estas interações sendo ora beneficiadas ora prejudicadas pela inter-relação entre estes dois ecossistemas (Margalef, 1983; Allan, 1995). Dentre os organismos encontrados nos ecossistemas lóticos os invertebrados bentônicos estão entre os mais diversificados (Esteves, 1998). Este grupo pode ser classificado como invertebrados que utilizam o substrato em atividades para a manutenção de seu metabolismo, crescimento e sobrevivência (Hynes, 1970; Margalef, 1983; Allan, 1995; Esteves, 1998). Se destacado larvas de insetos, anelídeos, nematóides, moluscos e crustáceos (Callisto, 2000). Vários fatores influenciam a presença destes organismos nos ambientes aquáticos. A velocidade da corrente, por exemplo, exerce uma força direta a que muitos organismos estão sujeitos além de limitar a disponibilidade de material suspenso na coluna d'água, pois regiões

com maior fluxo tendem a ter maior disponibilidade de matéria em suspensão (Carvalho, 1994; Allan, 1995). O substrato age como refúgio para muitos grupos de organismos e serve de proteção contra predadores e contra a corrente, além de ser local de alimentação (Hynes, 1970). Muitas espécies apresentam uma seletividade a algum tipo de substrato, seja ele orgânico, como resto de madeira, ou inorgânico, como seixos (Macan, 1974). Devido a sua grande diversidade e por alguns grupos terem uma estreita relação com o ambiente onde vivem, os macroinvertebrados bentônicos, são utilizados como indicadores ambientais em diversos estudos (Culp *et al.*, 1986; Callisto *et al.*, 2001; Buss *et al.*, 2002).

Devido a esta estreita relação com o ambiente e pela sua alta diversidade, os macroinvertebrados bentônicos estão sujeitos a diversos eventos de perturbações. Podemos entender perturbações como qualquer evento que modifique o estado de “equilíbrio”, que seja relevante em uma população ou comunidade (Ricklefs, 2003). Assim, essas perturbações podem desestruturar os locais atingidos e podem remover organismos e espécies e diminuir a fonte de alimento para a colonização das áreas afetadas após estes eventos de perturbação (McCabe & Gotelli, 2000). Alterações causadas por perturbações têm basicamente duas origens: natural e antrópica. Naturais são causados predominantemente por eventos estocásticos como furacões, tempestades, erupções vulcânicas e algumas que são cíclico como fogo no cerrado brasileiro (Ricklefs, 2003; Prada & Marinho-Filho, 2004). Aquelas ditas antrópicas são resultado da ação direta ou indireta da ação humana (Wood & Armitage, 1997).

Em sistemas aquáticos, as principais perturbações são causadas por eventos de enchentes, que aumentam o fluxo no canal e deslocam o substrato, removem organismos e reestruturam os habitats no leito (Melo *et al.*, 2003). Outras fontes de perturbações são atividades humanas afetando tanto as condições locais quanto aquelas na bacia de drenagem

de ecossistemas lóticos (Mattson & Angermeier, 2007). Por exemplo, construções de barragens modificam os regimes no fluxo do canal e modificam as características tanto a jusante quanto a montante do barramento. Ademais, dificultam processos migratórios de espécies de peixes (Allan & Flecker, 1993). Aporte de matéria orgânica proveniente de esgoto não-tratado restringe a disponibilidade de oxigênio para a biota, causa da morte de vários organismos aquáticos (Esteves, 1998). O desmatamento de áreas próximas aos ambientes aquáticos para a implementação de plantações contribui com um aporte razoável de sedimento para dentro dos rios (Silva *et al.*, 2003).

Uma outra fonte de perturbação em ecossistemas lóticos é causada pelo aporte de sedimento orgânico e inorgânico (Wood & Armitage, 1997), sendo o sedimento orgânico aquele decorrente da decomposição de restos de animais, plantas além de efluentes de esgoto e o inorgânico é a partícula depositada ou em transporte o resultante da mineralização da rocha sendo a sedimentação a deposição de partículas no meio terrestre ou aquático (Carvalho, 1994; Silva *et al.*, 2003). A fração inorgânica tem como origem fontes internas ou externas aos ecossistemas lóticos. Fonte interna ocorre com o desgaste do substrato mineral pela corrente liberando na coluna d'água partículas de sedimento inorgânico além da erosão das margens e do leito e como fonte externa podemos atribuir o aporte provocado pela erosão do solo, pelo aporte resultante de empreendimentos próximos a rios como construções de estradas (Carvalho, 1994; Lane & Sheridan, 2002). O sedimento que chega aos sistemas aquáticos é transportado na coluna d'água ou se deposita no leito ou nas margens (Silva *et al.*, 2003). O transporte no meio aquático é dependente de vários fatores como morfologia do canal, velocidades da corrente, peso específico das partículas além de obstáculos como troncos e seixos (Walters, 1995; D'Agostini, 1999). Rios mais sinuosos tendem a reter mais sedimento

do que rios com leito mais retilíneo (Carvalho, 1994), rios com altas velocidades de corrente transportam mais sedimento (Allan, 1995; Silva *et al.*, 2003), partículas menores que 1 mm em velocidades de fluxo maiores que 20 cm/s são transportados em suspensão em relação àquelas maiores que 1 mm (Hynes, 1970) e os obstáculos no leito agem retendo o sedimento transportado (Carvalho, 1994).

Partículas em suspensão aumentam os custos no tratamento de água, podem atuar como portador de outros poluentes, alterar a forma do canal além de danificar turbinas de hidrelétricas (Carvalho, 1994; Waters, 1995). A constante entrada de sedimento resulta na redução da profundidade do leito dos rios, diminui sua capacidade de navegação, aumenta sua área de inundação e torna mais frequentes eventos de enchentes (Carvalho, 1994).

Para a comunidade aquática, o aporte de sedimento fino, menor que dois milímetros, é o mais prejudicial (Waters, 1995). O aumento de sua concentração aumenta a turbidez, afeta a transmissão de luz na coluna d'água e reduz a produtividade nestes sistemas (Davies-Colley *et al.*, 1992). O soterramento de algas perifíticas diminui sua biomassa, diversidade e produtividade, além de indisponibilizar esse recurso para invertebrados como Psephenidae (Insecta) e alguns moluscos (Cline *et al.*, 1982; Davies-Colley *et al.*, 1992). Além disso, o soterramento pelo sedimento aumenta a mortalidade principalmente de organismos sésseis ou com pouca mobilidade e aumenta a deriva (*drift*) pelo soterramento de locais apropriados. Gayrad & Philippe (2001) demonstram que o soterramento do espaço intersticial indisponibiliza estes locais para muitos grupos de invertebrados, afetando o forrageio, refúgio contra predação e podendo ainda dificultar o movimento entre regiões de rios e riachos. No entanto, Gayrad & Philippe (2001) observaram também que outros grupos de organismos são favorecidos por essa sedimentação e homogeneização do substrato, principalmente aqueles

com hábitos escavadores, podendo-se citar algumas espécies de Chironomidae (Diptera) e larvas de Coleoptera como *Oulimnius* sp. e *Stenelmis* sp..

Vários autores observaram uma redução na abundância, riqueza e diversidade de vertebrados, como peixes, e macroinvertebrados bentônicos (Quinn *et al.*, 1992; Doeg & Koeng, 1994; Fossati *et al.*, 2001) após a entrada de sedimento fino em riachos. O sedimento suspenso e depositado afeta os invertebrados aquáticos, principalmente devido a alterações no substrato que faz diminuir sua heterogeneidade (Angermeier *et al.*, 2004); pode afetar também as atividades de alimentação e respiração de macroinvertebrados, neste último caso pela deposição de sedimento nos órgãos respiratórios (Wood & Armitage, 1997). Partículas em suspensão podem entrar em contato direto com as brânquias de peixes e causar-lhes abrasão, diminuir o seu desempenho e as taxas de crescimento e limitar as taxas de trocas gasosas. Os sólidos suspensos podem alterar o comportamento e estressar os peixes e reduzir dessa forma, a eficiência de captura de presa, além da percepção do risco de predação (Shapley & Bishop, 1965; Shaw & Richardson, 2001).

O sedimento fino se deposita em estruturas de filtração de organismos como tricópteros da família Hydropsychidae e dípteros da família Simuliidae. O sedimento que se fixa nas estruturas de filtração destes organismos reduz a eficiência de captura e a qualidade do alimento (Strand & Merritt, 1997; Fossati *et al.*, 2001). Strand e Merritt (1997), em experimentos com *Hidropsyche betteni* e *Ceratopsyche sparna* (Trichoptera: Hidropsychidae), observaram uma redução na sobrevivência de *H. betteni* e atribuíram essa redução principalmente ao custo na manutenção das redes de captura. Em relação a *C. sparna*, argumentam que a mortalidade dessa espécie pode ter sido influenciada pela competição com *H. bettei*. Essa competição muito provavelmente foi por locais de refúgio, uma vez que se

observaram disputas entre as larvas que estavam fora dos refúgios com aquelas estabelecidas e, neste caso, *H. battei* é favorecido por ser maior que *C. sparna*.

Muitos estudos no Brasil envolvendo sedimento estão relacionados à contaminação por metais como Zinco, Níquel, Cobre e outros (Moreira *et al.*, 2006; Sanders *et al.*, 2006), transporte nos rios e deposição em regiões costeiras (Morais *et al.*, 2006), além de trabalhos que avaliam as características hidrológicas no transporte do material em suspensão no curso d'água (Mantovanelli *et al.*, 2004). O sedimento depositado também é usado no monitoramento de qualidade ambiental, uma vez que age como zona de armazenamento de metais (Gioia *et al.*, 2006). Trabalhos que avaliam os efeitos do sedimento sobre comunidades aquáticas ainda são poucos se comparados às pesquisas avaliando os efeitos físicos do sedimento. Callisto e Esteves (1995) avaliaram os efeitos do rejeito de uma mineração de bauxita sobre macroinvertebrados bentônicos aquáticos, Colmeniro & Caramaschi (2005) avaliaram o pulso de inundação e a sedimentação em comunidades de peixes no lago Batata e Veado *et al.* (2006) observaram que os rejeitos de uma mineração aumentaram as concentrações de metais pesados e a incidência de doenças neurológicas na ictiofauna.

Objetivos

Objetivo geral

Verificar se o sedimento inorgânico fino, menor que um milímetro, de origem terrestre, afeta negativamente a fauna de macroinvertebrados bentônicos.

Objetivos específicos

i) avaliar a influência de duas porções granulométricas sobre a fauna de macroinvertebrados aquático;

ii) verificar se a velocidade da corrente influencia o efeito do sedimento fino na fauna aquática;

Material e métodos

Área de Estudo

O rio Forqueta é o principal afluente do rio Maquiné (29°31'57'' sul e 50°14'55''). Possui cerca de 19 quilômetros de extensão e uma bacia hidrográfica com cerca de 116,1 Km² de área (Lemos, 2003). O leito é composto por seixos, pedregulhos, rochedos, matações além de galhos e troncos de árvores que são arrastados durante enxurradas. O rio Forqueta possui algumas pontes que, em eventos de grandes enxurradas, podem ser deslocadas para dentro do leito. Há pelo menos uma nesta situação (observação pessoal).

Lemos (2003) encontrou para o rio Forqueta velocidades da corrente (fluxo) variando de 0,08 m³/s a 2,7 m³/s sendo o período de verão e outono as menores vazões, pH médio de 6,5, a sub-bacia do rio Forqueta possui os maiores valores de condutividade (10,1 µS/cm a 49,6 µS/cm) sendo atribuído a maior carga de sedimento (32 mg/L a 174 mg/L) e valores para Turbidez variando de 4 a 7 NTU (Unidade nefelométrica de Turbidez). O rio possui águas bem oxigenadas variando de 7,8 a 9,9 mg/L, no entanto possui também valores altos chegando a 480 UFC/100mL, sendo atribuído a presença de criações como bovinos e suínos bem como, pelo lançamento de esgoto.

Segundo Becker (2002), a sub-bacia do rio Forqueta encontra-se em melhores condições entre aquelas sub-bacias que drenam diretamente para o rio Maquiné, atribuídas a diferentes trajetórias do uso da terra com diferentes graus de antropização em cada sub-bacia.

Lemos (2003) obteve a mesma conclusão quanto a qualidade d'água da sub-bacia do rio Forqueta obtendo uma pontuação de 74,3 no IQA (Índice de Qualidade d'água).

Para Becker (2002), a sub-bacia do rio Forqueta está dividida em duas “regiões”: alto Forqueta e Forqueta “calha”. O “alto” Forqueta drena regiões que variam de 800 a 1000 m de altitude e possui cerca de 11 quilômetros de extensão. É a parte da sub-bacia que possui melhor estado de conservação, pelo fato de ser uma área de relevo mais acidentado com uma cobertura vegetal mais densa (Figura 1).

O Forqueta “calha” ou “baixo” possui cerca de oito quilômetros de extensão. É a porção da sub-bacia que apresenta um maior grau de impacto antrópico, por possuir terrenos mais produtivos, com conseqüentes áreas agrícolas, além de estar mais próximo dos centros urbanos como o distrito de Barra do Ouro e da cidade de Maquiné. Um outro fato que pode contribuir para uma maior ocupação nesta parte da sub-bacia do Forqueta é a presença de estradas vicinais com melhor estado de conservação, além da proximidade com a rodovia BR 101, principal acesso à região.

Os solos da região são, predominantemente, pertencentes à unidade de mapeamento Vila e Ciriaco, ambos com solos de brunizém avermelhados e unidade Charrua. Estes solos são litólicos eutróficos e podem formar associações entre si. Os solos da unidade Vila são profundos, os da Ciriaco são rasos e os pertencentes à unidade Charrua são pouco desenvolvidos e possuem grande incidência de cascalhos e pedras. Estes solos são moderadamente drenados, de textura argilosa, desenvolvidos a partir do basalto, presentes em relevo plano e são levemente ondulados (Horn-Filho, 1987).

A Bacia hidrográfica do rio Maquiné possui um clima Subtropical úmido (do tipo Cfa, segundo Koppen *in* Geografia do Brasil, 1990), com temperaturas médias, nos meses quentes,

em torno de 22° C e, nos meses frios, em torno de 13 e 15° C. A temperatura média anual é superior a 18° C. A localidade possui altos índices pluviométricos anuais (1400 – 1800 mm), com altos índices de dias chuvosos, o que deixa a região com ausência de um período seco (Horn-Filho, 1987; Sevegnani, 1995; Becker, 2002).

A região, segundo Sevegnani (1995), possui algumas formações vegetais principais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e áreas com vegetação secundária. A Floresta Ombrófila Densa é dividida em diferentes formações: Floresta das Terras Baixas, Submontana, Montana e Floresta Alto-montana. Estas divisões são discriminadas de acordo com a altura em relação ao nível do mar em que se encontram, sendo de 5 a 30 m, 30 a 400 m, superiores a 400 m e, por último, as da crista da Serra Geral, respectivamente. A Floresta Estacional Semidecidual é dividida em duas formações: Floresta Submontana e Montana. A vegetação secundária está dividida de acordo com a vegetação predominante sendo de Pinheiros, de Capoeirinha, de Capoeira, Capoeirão.

Desenho experimental

O efeito do sedimento fino (< 1mm) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi avaliado através de um experimento de dois fatores com dois níveis cada. Os dois fatores correspondem às frações: areia fina (0,001mm a 0,25mm) e areia grossa (0,25mm a 0,8mm) (Waters, 1995). Sendo os níveis: i) com sedimento e ii) sem sedimento. Assim, temos quatro possibilidades no experimento: (0,0) sem areia fina e sem areia grossa, (0,1) sem areia fina e com areia grossa, (1,0) com areia fina e sem areia grossa e (1,1) com areia fina e com areia grossa. O experimento foi planejado em forma de blocos, para que outros fatores como profundidade, tipo de substrato e velocidade da corrente (fluxo) fossem mais

semelhantes possíveis e não influenciassem os resultados. Os pontos correspondentes a cada bloco eram escolhidos visualmente pela sua homogeneidade quanto ao substrato, ausência de matacões, velocidade da corrente (fluxo) e profundidade. Procurou-se manter uma distância média de 1 m entre os tratamentos, dentro de cada bloco. A fração areia grossa continha a fração areia média (0,25mm a 0,5mm) a fração areia fina fração menores como silte e argila.

O sedimento fino que se utilizou no experimento foi retirado da estrada que margeia o rio Forqueta. Este sedimento foi recolhido com pás de pedreiro, acondicionados em baldes de 60 litros e transportados para o Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Quando necessário, o sedimento retirado da estrada foi seco em uma estufa a 60°C, por um período de 24 horas. Todo o sedimento foi peneirado em duas peneiras: uma com abertura de malha de 0,80 mm, aproximadamente, para a areia grossa e a outra, com abertura de malha de 0,25 mm, para a areia fina. Após separar o sedimento fino, este foi recolhido em duas porções com diferentes granulometria, o sedimento peneirado foi acondicionado em sacos plásticos, sendo um para a areia fina, um segundo para areia grossa e uma terceira porção que correspondente à areia fina mais a areia grossa. Estes sacos plásticos com sedimento fino peneirado foram transportados para o experimento no campo.

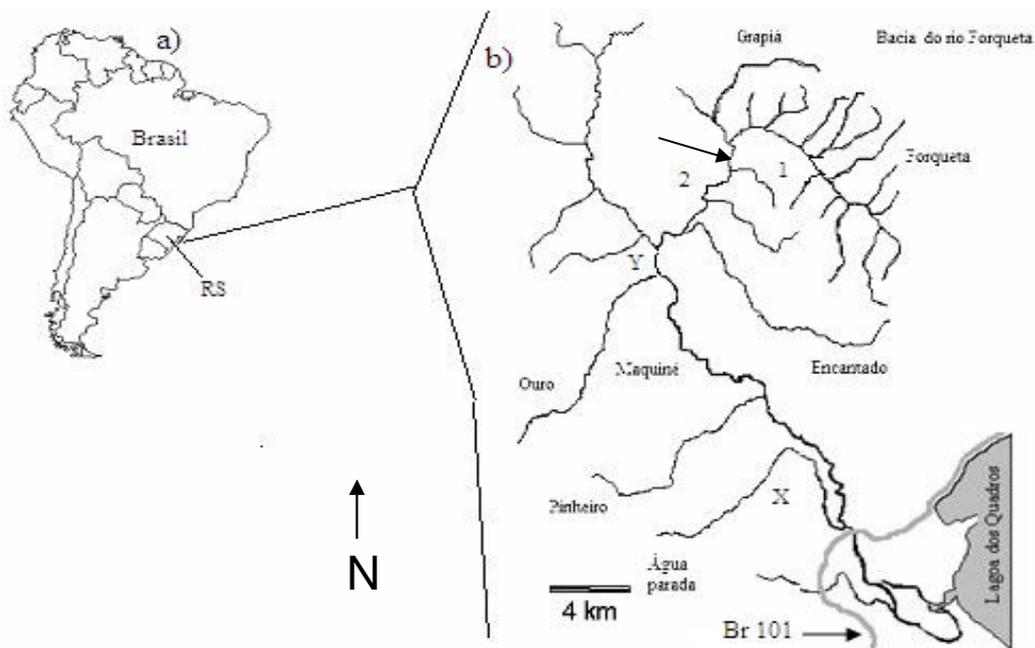


Figura 1. Em a) Localização geográfica da bacia do rio Maquiné (RS) e em b) a sub-bacia do rio Forqueta. 1 = alto Forqueta e 2 = baixo Forqueta. O X é a cidade de Maquiné e o Y o distrito de Barra do Ouro. A seta indica o trecho utilizado para o experimento. Modificado de Becker (2002).

Procedimento em campo

As campanhas de campo foram conduzidas de março a julho de 2006. Foram amostrados 20 pontos, cada ponto correspondendo a um bloco, sendo quatro tratamentos por bloco, totalizando 80 amostras, sendo 20 amostras para cada tratamento (Figura 2).

O trecho do rio utilizado para o experimento foi a porção do baixo forqueta, com cerca de 1 km e meio de extensão, largura média de 19 m e profundidade média de 40 cm. Essa parte do rio Forqueta constitui trecho de quarta ordem.

Para adicionar o sedimento ao riacho, usou-se um balde de 20 litros, no qual se fez um orifício em uma das laterais e acoplou-se uma mangueira. O sedimento foi despejado no balde e em seguida preenchido com água. A água contendo o sedimento foi drenado para dentro do rio (Figura 3). Nos locais destinados ao tratamento sem sedimento o fluxo do balde para dentro do riacho foi feito apenas com água. O volume de sedimento adicionado em cada tratamento foi de 3.138 cm³ medido com auxílio de um pote plástico.

A adição do sedimento fino era sempre feita da jusante para a montante, para que uma amostragem acima não influenciasse amostragens abaixo. Os tratamentos dentro de cada bloco foram efetivados de forma aleatória. O processo de drenagem do sedimento coletado dentro do balde ou do tratamento sem sedimento (0,0) durou cerca de 15 min. Este tempo foi suficiente para que todo o sedimento dentro do balde fosse adicionado ao rio. Ao final deste processo, foram coletadas as amostras de macroinvertebrados bentônicos. Durante os trabalhos de campo, também se mediram os seguintes parâmetros físicos e químicos do rio: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, pH e a velocidade da corrente. O oxigênio dissolvido em miligramas por litro foi medido com auxílio de um oxímetro Alfaki AT 140; optou-se pela percentagem de saturação do oxigênio segundo a fórmula:

$$\text{Velocidade da corrente (cm/s)} = N * 0,447883781$$

- N = número de voltas da hélice do fluxímetro, durante 60 segundos;
- 0,447883781 = constante.

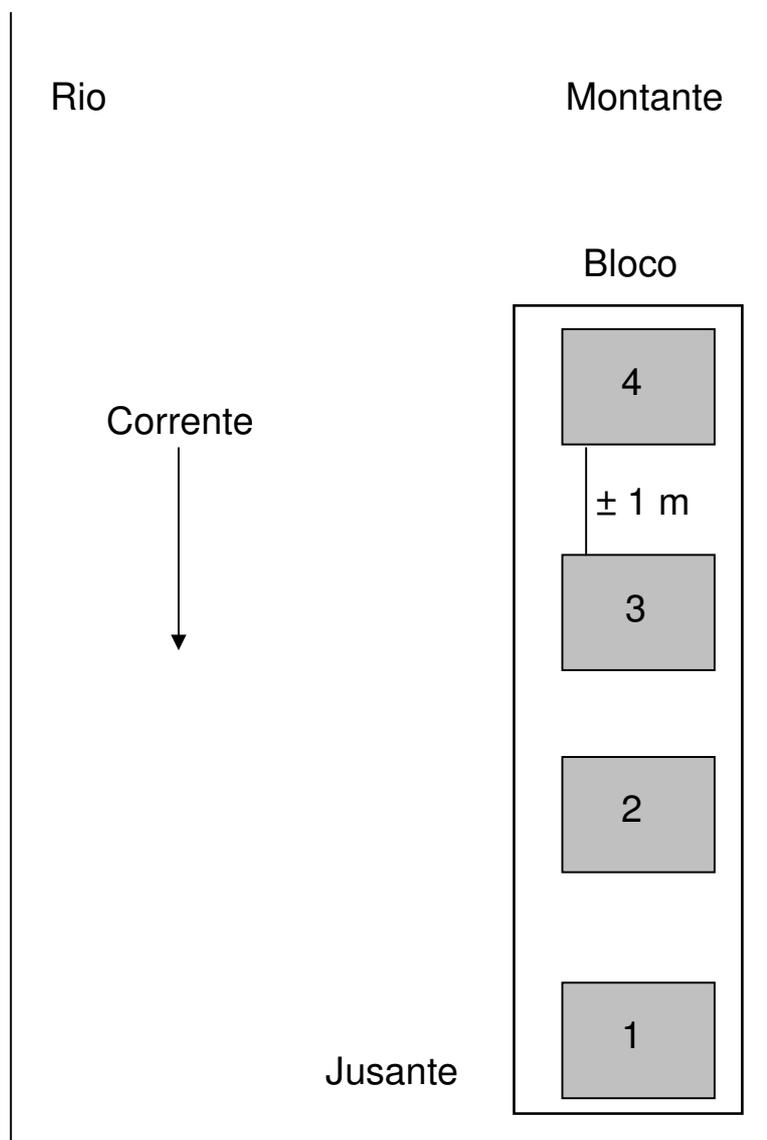


Figura 2. Esquema do desenho amostral. Os quadrados representam as amostras. Os números dentro dos quadrados representam a ordem em que foi feita a aplicação dos tratamentos e amostragem.

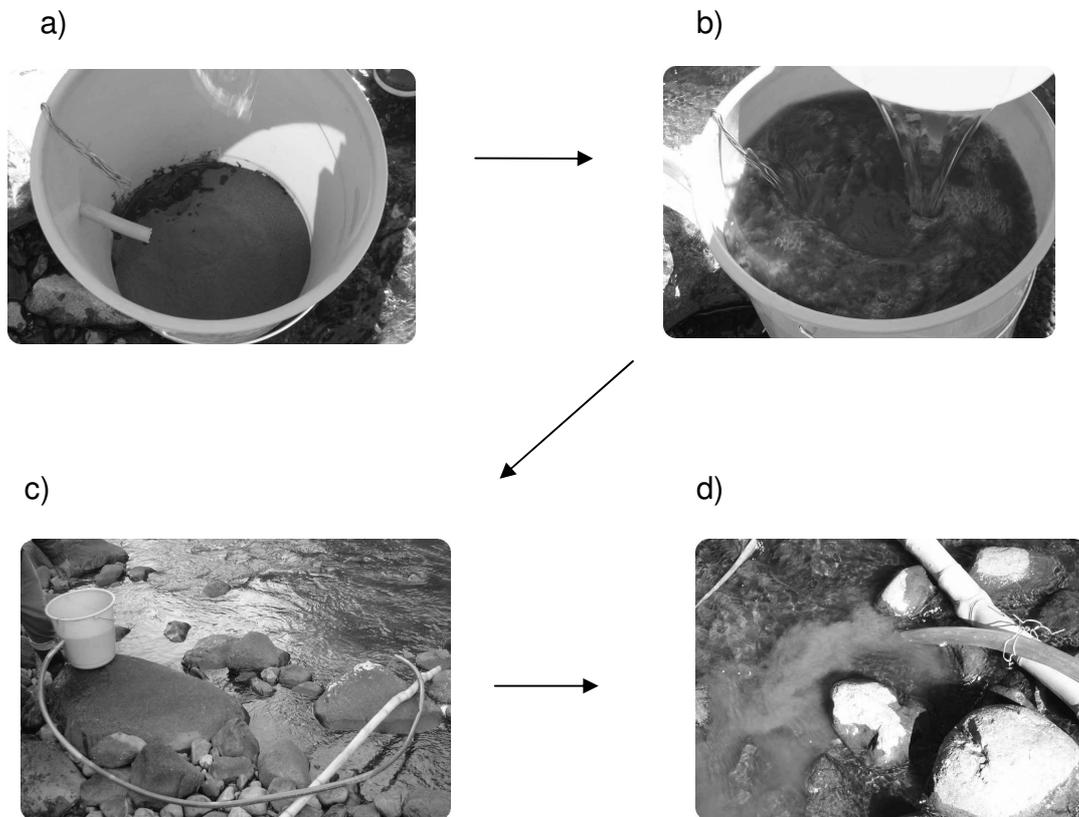


Figura 3. Adição de sedimento fino: a) balde com sedimento fino; b) adição de água ao balde com sedimento fino; c) mistura de água com o sedimento fino sendo conduzido até o rio com o auxílio de uma mangueira e d) sedimento fino sendo adicionado ao rio. As setas indicam a seqüência do experimento.

Onde $[O_2]$ é a concentração de oxigênio dissolvido na água. A condutividade elétrica e a temperatura foram obtidas através de um condutivímetro LF 320/set Tetracon® 325. A condutividade elétrica foi amostrada enquanto o sedimento estava sendo adicionado ao rio próximo à fonte (mangueira) de sedimento e também do controle. O pH foi medido com um aparelho Quimis Q-400 HM e a velocidade da corrente foi mensurada com um fluxímetro General Oceanics serial # B 15529 onde;

Amostragens de macroinvertebrados bentônicos

As amostragens de macroinvertebrados bentônicos foram feitas com um amostrador do tipo Surber com área de 25 cm X 25 cm, com malha de abertura de 0,5 mm. O amostrador era posto a cerca de 30 a 40 cm à jusante da fonte de sedimento, afim de garantir que o sedimento adicionado ao rio “cobrisse” uma área igual à do amostrador utilizado, o substrato dentro da área do Surber era revolvido e os seixos verificados a fim de garantir que o maior número de macroinvertebrados fossem amostrados. O material amostrado pelo Surber era posto em uma bandeja e o material grosseiro como gravetos, pequenas pedras, folhas e outras matérias fossem retirados. O material remanescente da bandeja foi acondicionado em potes plásticos de cerca de 240 mL e preservados com álcool 96° GL. No laboratório, o conteúdo dos potes foram separados e os macroinvertebrados identificados até o menor nível taxonômico possível, usualmente gênero ou designados como morfoespécies a partir de chaves taxonômicas publicadas (Pitoni *et al.*, 1976; Merritt & Cummins, 1984; Domínguez *et al.*, 1992 e 1994; Angrisano, 1995; Olifiers *et al.*, 2004; Pes *et al.*, 2005; Dias *et al.*, 2006). Os macroinvertebrados foram adicionados a uma coleção de referência, sempre que eram identificados pela primeira vez, para posteriores comparações quando necessárias.

Análise dos dados

A eficiência dos blocos em controlar as variáveis ambientais foi verificada através de uma Análise de variância (ANOVA) de um fator, seguido do teste Tukey, onde os valores amostrados para os parâmetros físicos e químicos foram tratados como variáveis respostas e os tratamentos com sedimento fino dentro de cada bloco como variáveis preditoras.

Para avaliar se o sedimento fino afeta negativamente a fauna de macroinvertebrados aquáticos, foram utilizados os dados de abundância total, riqueza, abundância relativa e composição de espécies. A abundância total utilizada é a somatória das abundâncias de cada táxon em cada tratamento, dentro de cada bloco. A riqueza total é o número de táxons coletados em cada amostra de Surber nos tratamentos em cada bloco. Além disso, sobre a riqueza foi aplicado o método da rarefação (McCabe & Gotelli, 2000), obtendo-se a riqueza esperada caso a amostra tivesse o mesmo tamanho (em número de indivíduos) da amostra menor dentro do bloco (Heck *et al*, 1975). Assim, sobre a abundância e as riquezas (total e rarefeita) foi utilizada uma ANOVA de dois fatores mais o bloco no pacote estatístico R versão 2.2.0 (R Development Core Team, 2002).

Por meio de uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), foi avaliado o efeito do sedimento fino sobre a composição de espécies e a abundância relativa. A composição de espécies foi avaliada com dados de presença e ausência usando-se o índice de similaridade de Jaccard; a significância do fator de estudo foi feita por teste de aleatorização. Os dados de abundância foram padronizados pelo total dentro de cada bloco e depois extraída a raiz quadrada para retirar o peso das espécies abundantes (Legendre *et al*, 2005). Calculou-se, então, uma distância euclidiana entre cada par de amostras dentro de cada bloco. A significância do fator de estudo foi feita por um teste de aleatorização. Nos dois casos o tratamento foi tratado como um fator com quatro níveis. Estas análises foram realizadas no software MULTIV versão 2.3 (Pillar, 2004).

As interações entre a velocidade da corrente (fluxo) e as frações areia fina e areia grossa foram avaliadas por meio de uma regressão múltipla, sendo o fluxo e ambas as frações variáveis preditoras. O gráfico de interação foi construído com os valores estimados de *a* e *b*

(Anexos 2, 3 e 4), Para cada variável resposta há dois gráficos de interação: um para a areia fina e outro para a areia grossa. As linhas de tendência foram adicionadas ao gráfico segundo a fórmula:

Sem areia:

$$(y = a + b_1X)$$

Para a presença de areia, adiciona-se na formula anterior o termo adicional (b_1b_2X), logo:

$$(y = a + b_1X + b_2 + b_1b_2X)$$

Onde:

- a = Valor do intercepto;
- b_1 = Valor do coeficiente de inclinação ou angular da velocidade;
- b_2 = Valor do coeficiente de inclinação ou angular da fração (0 no caso do tratamento sem areia);
- X = valores da velocidade da corrente.

Por meio de um pCCA (Análise de Correspondência Canônica parcial) (Borcard *et al*, 1992), analisou-se se a maior parte da variabilidade sobre os dados era explicada pelos blocos (estrutura dos trechos amostrados), pelos tratamentos ou pelas variáveis ambientais (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, condutividade e velocidade da corrente). Esta análise decompõe a variâncias das variáveis respostas (espécies) e fornece uma estimativa de quanto cada conjunto de variáveis preditoras contribui para a variação no padrão observado na matriz da comunidade. A figura 4 mostra como a análise pode ser interpretada. No presente estudo, por se tratar de um estudo fatorial “balanceado”, a fração “[b]” da partição é igual à zero. Para as

variáveis ambientais a análise foi feita para blocos e não dentro dos blocos, assim a fração “[b]” também é igual à zero.

A pCCA foi realizada sobre os dados de abundância padronizados pelo total dentro de cada bloco, e depois extraída a raiz quadrada para retirar o peso das espécies comuns (Legendre *et al*, 2005). A pCCA também foi aplicada sobre os dados de presença e ausência para analisar o efeito sobre a composição de espécies. A análise foi feita no programa estatístico R, utilizando-se o pacote para comunidades ecológicas *vegan* (Oksanen *et al*, 2006). As variáveis bloco e tratamento, por serem variáveis qualitativas, foram transformadas em variáveis binárias do tipo *dummy* (Borcard *et al*, 1992).

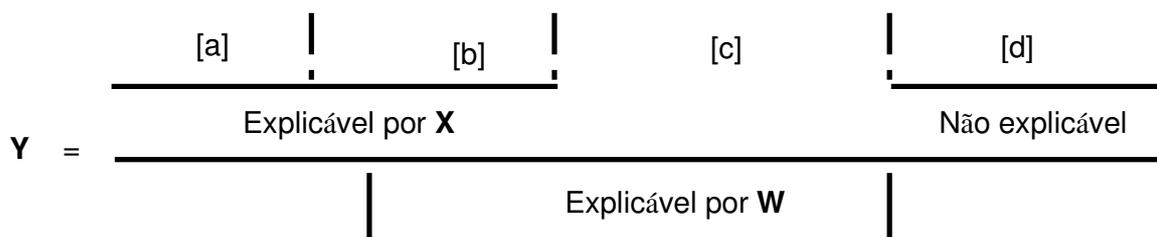


Figura 4. Partição da variação na matriz resposta Y (matriz de abundância ou presença/ausência) entre as variáveis exploratórias X e W (matrizes ou variáveis). A linha horizontal grossa representa 100% da variação em Y, sendo dividida em quatro partes. [a] é a parte explicada unicamente pela variável X, [b] é a parte explicada tanto por X quanto por W, [c] é a parte explicada unicamente pela variável W e [d] é a parte que não pode ser explicada, seja por erro de amostra ou alguma variável ou variáveis que não foram amostradas.

Resultados

A Tabela 1 resume as informações obtidas para as variáveis ambientais amostradas no rio Forqueta. Não houve diferença nos parâmetros físicos e químicos em relação aos tratamentos com e sem sedimento (Tabela 2).

Foram coletados 6.377 indivíduos, distribuídos em 81 táxons. Destes, 6.329 eram macroinvertebrados bentônicos. Os outros 48 indivíduos pertenciam à ordem Heteroptera, com dois táxons: *Rhagovelia* com 43 indivíduos e Nepidae com 5 indivíduos. Dos macroinvertebrados bentônicos encontrados Trichoptera, com 1.007 organismos, Ephemeroptera com 2.163 e Coleoptera com 1.593 foram as ordens mais abundantes. Estes três grupos representam 75,28% de toda amostra. Os táxons mais abundantes foram *Psephenus* com 1.160 indivíduos, *Leptohyphes* com 750 indivíduos em três morfoespécies, Chironomidae com 651 indivíduos, *Tricorythopsis* com 512 indivíduos em quatro morfoespécies, *Smicridea* com 425 indivíduos, *Argia* com 421 indivíduos, *Camelobaetidius* com 292 indivíduos, *Bernerius* com 185 indivíduos, *Grumicha* com 171 indivíduos, *Baetis* com 169 indivíduos, Elmidae sp1 com 154 indivíduos, *Anacroneuria* com 135 indivíduos, *Thraulodes* com 116 indivíduos em três morfoespécies e *Polyplectropus* com 111 indivíduos. Estes táxons juntos somam 5.279 indivíduos, ou seja, 83,43 % dos indivíduos amostrados. Os outros 16,57 % ou 1.048 indivíduos estão distribuídos nos 60 táxons restantes. Todos os táxons amostrados encontram-se discriminados na Tabela 3.

Tabela 1. Resumo das características físicas e químicas do rio Forqueta (março a julho de 2006). Estes valores representam as médias gerais e de cada tratamento somando-se os blocos.

		Geral	Areia fina	Areia grossa	Areia fina e grossa	Controle
Oxigênio dissolvido mg/L	Média	6,74	6,66	6,79	6,81	6,73
	Máximo	8,10	7,80	8,10	7,80	7,40
	Mínimo	5,60	5,60	6,10	6,00	6,20
	Desvio padrão	0,49	0,62	0,49	0,48	0,30
pH	Média	6,88	6,85	6,95	6,90	6,84
	Máximo	7,20	7,20	7,20	7,10	7,10
	Mínimo	6,40	6,50	6,50	6,70	6,40
	Desvio padrão	0,18	0,17	0,21	0,14	0,16
Condutividade elétrica (μ S/cm)	Média	37,16	36,84	37,18	37,14	37,49
	Máximo	45,00	39,60	39,80	39,50	45,00
	Mínimo	31,70	31,80	31,90	31,80	31,70
	Desvio padrão	2,18	2,05	2,09	1,95	2,55
Temperatura °C	Média	17,35	17,47	17,32	17,33	17,33
	Máximo	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
	Mínimo	13,00	13,10	13,20	13,00	13,00
	Desvio padrão	4,01	4,10	3,93	3,98	4,04
Velocidade (cm/s)	Média	23,36	22,96	23,75	24,28	22,46
	Máximo	45,59	37,98	41,47	39,86	45,59
	Mínimo	9,41	9,41	13,88	13,21	9,76
	Desvio padrão	7,88	7,55	7,44	8,58	7,78
Profundidade (cm)	Média	23,55	22,25	22,63	24,55	24,80
	Máximo	45,00	30,00	35,00	45,00	40,00
	Mínimo	12,00	12,00	12,00	12,00	12,00
	Desvio padrão	7,86	5,78	6,91	8,96	8,96
% Saturação O ₂	Média	71,74	70,96	72,01	72,49	71,52
	Máximo	97,20	92,15	97,20	91,09	88,59
	Mínimo	60,36	61,50	60,69	61,11	60,36
	Desvio padrão	8,82	8,94	9,68	9,12	7,30

Tabela 2. Análise de variância das variáveis físicas e químicas em relação aos tratamentos com sedimento fino.

	SQ	GL	QM	Valor de <i>F</i>	<i>P</i>
Oxigênio dissolvido mg/L					
Tratamento	0.214	3	0.071	0.451	0.71
Bloco	10.042	19	0.526	3.341	
Erro	9.016	57	0.158		
pH					
Tratamento	0.153	3	0.051	1.857	0.14
Bloco	0.805	19	0.042	1.539	0.12
Erro	1.569	57	0.028		
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)					
Tratamento	4.238	3	1.413	1.180	0.32
Bloco	309.292	19	16.279	13.593	
Erro	68.259	57	1.198		
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)					
Tratamento	0.331	3	0.110	1.497	0.22
Bloco	1285.076	19	67.636	916.575	
Erro	4.206	57	0.074		
Velocidade (cm/s)					
Tratamento	39.439	3	13.146	0.684	0.56
Bloco	3834.793	19	201.831	10.508	
Erro	1094.842	57	19.208		
Profundidade (cm)					
Tratamento	102.159	3	34.053	0.967	0.41
Bloco	2828.434	19	148.865	4.229	
Erro	2006.403	57	35.200		
% saturação de oxigênio					
Tratamento	25.561	3	8.520	0.408	0.95
Bloco	5010.535	19	263.712	12.642	
Erro	1189.030	57	20.860		

Tabela 3. Abundância de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada tratamento.

Táxon	Areia fina	Areia grossa	Areia fina e grossa	Controle
Insecta				
Trichoptera				
Calamoceratidae				
<i>Phylloicus</i>		1		1
Ecnomidae				3
Insecta	3		1	8
Helicopsychidae				
<i>Helicopsyche</i>	12	2	3	6
Hydrobiosidae				
<i>Atopsyche</i>	1		1	1
Hydropsychidae				
<i>Macronema</i>			1	1
<i>Smicridea</i>	14	19	57	124
Hydroptilidae				
<i>Hydroptila</i>	6	12	11	14
<i>Metrichia</i>	1			
<i>Neotrichia</i>			1	1
Leptoceridae				
<i>Grumichella</i>	6	1	14	12
<i>Nectopsyche</i>			2	1
<i>Oecetis</i>	4		3	2
Odontoceridae				
<i>Marilia</i>	15	12	19	22
Philopotamidae				
<i>Chimarra</i>	2	22	3	1
Polycentropodidae				
<i>Polypectropus</i>	31	22	29	29
Sericostomatidae				
<i>Grumicha</i>	42	44	47	38
Ephemeroptera				
Baetidae				
<i>Baetis</i>	56	21	35	57
<i>Bernerius</i>	39	33	46	67
<i>Callibaetis</i>	1	3	6	8
<i>Camelobaetidius</i>	59	4	61	132
Caenidae				
<i>Caenis</i>	3	11	6	17
Euthyplociidae				
<i>Euthyplocia</i>	1	1		
Leptohiphidae				
<i>Leptohiphes</i> sp.1	18	69	96	84
<i>Leptohiphes</i> sp.2	45	25	32	43
<i>Leptohiphes</i> sp.3	52	53	45	98
<i>Tricorythodes</i> sp.1	3	5	13	2
<i>Tricorythodes</i> sp.2	3	3	3	5
<i>Tricorythodes</i> sp.3		1		
<i>Tricorythopsis</i> sp.1	22	6	11	21

<i>Tricorythopsis</i> sp.2	48	36	37	34
<i>Tricorythopsis</i> sp.3	37	48	63	96
<i>Tricorythopsis</i> sp.4	13	9	7	24
Leptophebiidae				
<i>Farrodes</i>	1		1	3
<i>Meridialaris</i>	2	1	3	4
<i>Needhamella</i>	6	3	2	1
<i>Nousia</i>	3			4
<i>Thraulodes</i>	27	19	35	35
<i>Ulmeritus</i>			1	
Plecoptera				
Gripopterygidae				
<i>Gripopteryx</i>	1	3	5	5
<i>Tupiperla</i>	1			
Perlidae				
<i>Anacroneuria</i>	32	41	33	29
<i>Kempnya</i>	1			
Odonata				
Coenagrionidae				
<i>Argia</i>	116	98	87	12
Calopterygidae				
<i>Calopteryx</i>		1		
<i>Hetaerina</i>		1		
Gomphidae				
<i>Cacoides</i>		1		2
<i>Gomphus</i>	1			2
Libellulidae	3		1	1
<i>Dythemis</i>		1		1
<i>Perithemis</i>	5	9	4	2
Díptera				
Ceratopogonidae	7	7	6	13
Chironomidae	146	138	13	237
Empididae				
<i>Hemerodramia</i>				2
Simuliidae	9	6	1	8
Tabanidae	1	1		1
Tipulidae	6	5	3	6
Coleoptera				
Elmidae sp1	48	29	34	43
Elmidae sp2	17	14	13	43
Elmidae sp3	6	1	1	5
Elmidae sp4		1	4	
Elmidae sp5	21	14	12	49
Elmidae sp6	2	3	2	4
Elmidae sp7	1	4	3	1
Elmidae sp8				1
Hydrophilidae				
<i>Hydrochara</i>	12	13	1	21
Psephenidae				

<i>Psephenus</i>	254	246	283	377
Staphylinidae				1
Collembola				
Entomobryidae	3			1
Megaloptera				
Corydalidae				
<i>Corydalus</i>	5	9	3	11
Lepdoptera				
Pyralidae	2	2	2	3
Crustacea				
<i>Hyalella</i>			2	
Mollusca				
Bivalvia	5			1
Gastropoda				
Chilinidae	1			1
Hydrobiidae	6	15	1	1
Quelicerata				
Acari		5	1	1
Hirudinea	1	1	2	3
Oligochaeta	1	8	4	6

A adição de sedimento fino afetou negativamente a abundância de macroinvertebrados bentônicos (Tabela 4), sendo que 2.043 indivíduos foram amostrados nos locais destinados sem adição de sedimento (controle), 1.506 nos locais destinados à adição com areia fina; 1.399, nos locais destinados com areia grossa e 1.379, nos locais tanto com fina quanto areia grossa. A redução na abundância nos locais com adição de sedimento fino foi cerca de 15,3% para fração com areia fina, 18,71% para a fração com areia grossa e 19,4% para os locais onde houve adição das duas frações. A interação entre as frações de sedimento utilizadas nos experimentos mostrou que a abundância é influenciada de forma sinérgica tanto pela fração fina e fração grossa. A figura 5 mostra que na presença da areia grossa a média da abundância é menor do que aquela apresentada quando está presente somente a areia fina.

Tabela 4. Análise de variância da abundância total em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em negrito são médias estatisticamente significativas.

	GL	SQ	QM	Valor de F	P
Areia fina (F)	1	2258	2258	3,2917	0,076
Areia grossa (G)	1	8467	8467	12,4779	0,0008
Velocidade (V)	1	37793	37793	55,6983	< 0,001
Bloco (B)	19	100238	5306	7,8194	< 0,001
F x G	1	3413	3413	5,0303	0,029
F x V	1	3371	3371	4,9681	0,03
G x V	1	1091	1091	1,6076	0,21
F x G x V	1	651	651	0,955	0,33
Erro	53	35962	679		

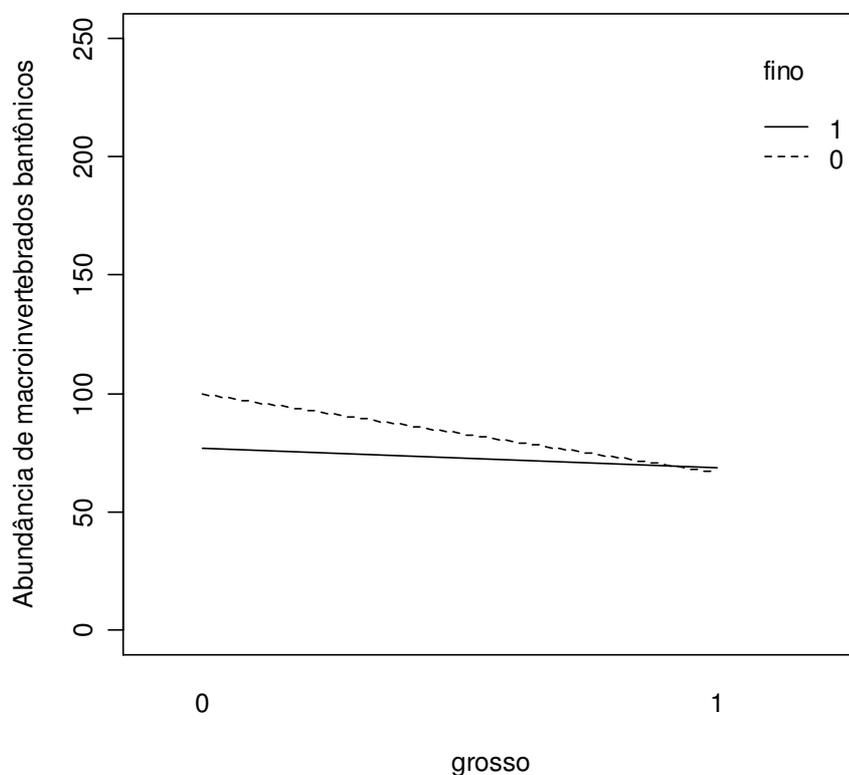


Figura 5. Relação entre areia fina e areia grossa para a média de abundância de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 5,0303$; $P = 0,02$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais.

A riqueza foi afetada pela adição de sedimento fino (Tabela 5). O valor médio para a riqueza encontrado nos locais sem adição de sedimento foi 20,45 (DP = 5,65), nos locais com areia fina 18,2 (DP = 5,13), nos locais com areia grossa 17,25 (DP = 5,82) e no locais com areia fina e areia grossa 16,81 (DP = 6,96). A riqueza foi maior nos locais sem adição de sedimento do que nos locais com adição de sedimento (Figura 6). Por outro lado, somente para a fração com areia grossa houve diferença significativa.

Tabela 5. Análise de variância da riqueza de macroinvertebrados bentônicos em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em negrito são médias estatisticamente significativas.

	GL	SQ	QM	Valor de F	P
Areia fina (F)	1	15,31	15,31	0,9872	0,32
Areia grossa (G)	1	195,31	195,31	12,5920	0,0008
Velocidade (V)	1	846,26	846,26	54,5982	< 0,001
Bloco (B)	19	1495,45	78,71	5,0744	< 0,001
F x G	1	22,63	22,63	1,4588	0,001
F x V	1	14,09	14,09	0,9087	0,34
G x V	1	2,39	2,39	0,1541	0,69
F x G x V	1	12,76	12,76	0,8228	0,36
Erro	53	822,07	15,51		

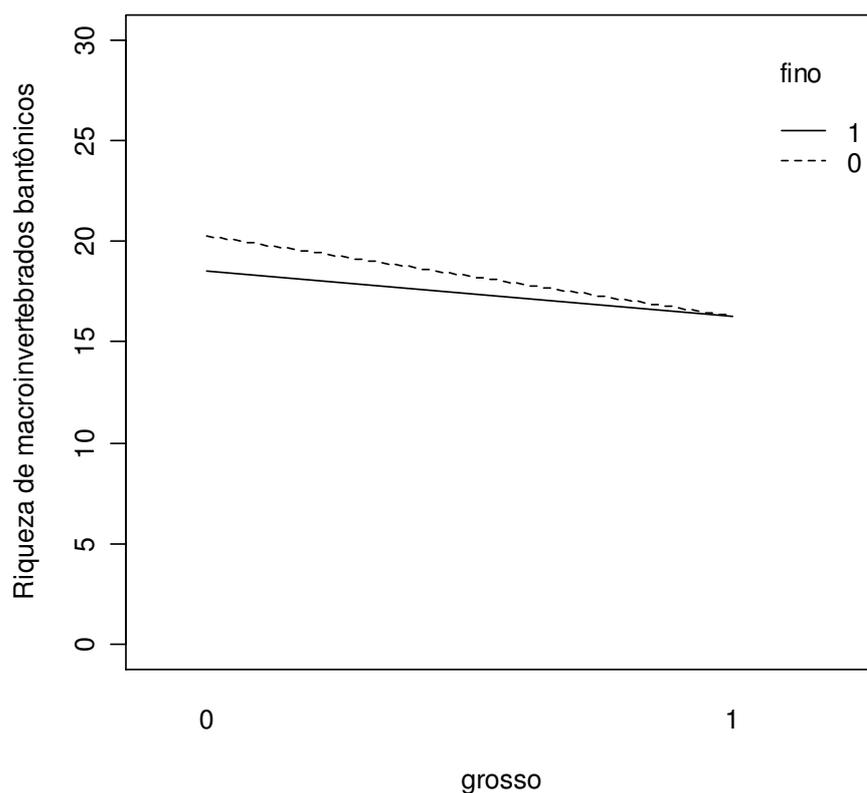


Figura 6. Relação entre areia fina e areia grossa para a média da riqueza de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 1,4588$; $P = 0,23$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais.

A riqueza obtida na rarefação, padronizada pelo menor número de indivíduos dentro de cada bloco, não diferiu entre os tratamentos (Tabela 6). A riqueza rarefeita foi de 15,16 (DP = 5,92) para os locais sem adição de sedimento, 15,79 (DP = 6,21) para os locais com areia fina, 15,31 (DP = 5,48) para os locais com areia grossa e 15,16 (DP = 6,47) para os locais com areia fina mais areia grossa. Não houve diferença entre os locais com adição de sedimento em relação àqueles sem adição do sedimento (Figura 7). Assim, o efeito observado da adição de sedimento fino sobre a riqueza total de macroinvertebrados bentônicos é um artefato da abundância. A correção feita pela rarefação, retirando o efeito da abundância, mostrou que a adição de sedimento fino não afeta a riqueza de macroinvertebrados bentônicos.

Tabela 6 Análise de variância da riqueza rarefeita em relação ao tratamento com sedimento fino, velocidade da corrente e as interações entre as variáveis independentes. Os valores em **negrito** são médias estatisticamente significativas.

	GL	SQ	QM	Valor de F	P
Areia fina (F)	1	0,39	0,39	0,0965	0,75
Areia grossa (G)	1	6,28	6,28	1,5404	0,22
Velocidade (V)	1	642,05	642,05	157,5454	< 0,001
Bloco (B)	19	1849,31	97,33	23,8833	< 0,001
F x G	1	0,24	0,24	0,0578	0,81
F x V	1	43,23	43,23	10,6069	0,001
G x V	1	0,24	0,24	0,0580	0,81
F x G x V	1	13,21	13,21	3,2427	0,07
Erro	53	215,99	4,08		

Existiu um efeito da adição de sedimento fino sobre a composição de espécies (Tabela 6). Apenas o tratamento com areia grossa e o tratamento contendo ambas frações diferiram dos locais sem adição de sedimento fino (Tabela 7). De todos os táxons amostrados, 37 foram frequentes em todos os tratamentos. Três foram exclusivos do tratamento com areia fina (*Metrichia*, *Kempinya* e *Tupiperla*), quatro, do tratamento com areia grossa (*Phylloicus*,

Tricorythodes sp3, *Hetaerina* e *Calopteryx*), dois, do tratamento com areia fina e grossa (*Ulmeritus* e *Hyaella*) e cinco, do tratamento sem adição de sedimento (controle) (*Ecnomidae*, *Hemerodramia*, *Elmidae* sp8 e *Staphilinidae*). A adição de sedimento fino não afetou a abundância relativa das espécies amostradas (Tabela 7). Os locais com sedimento fino não diferiram significativamente dos locais sem a adição de sedimento.

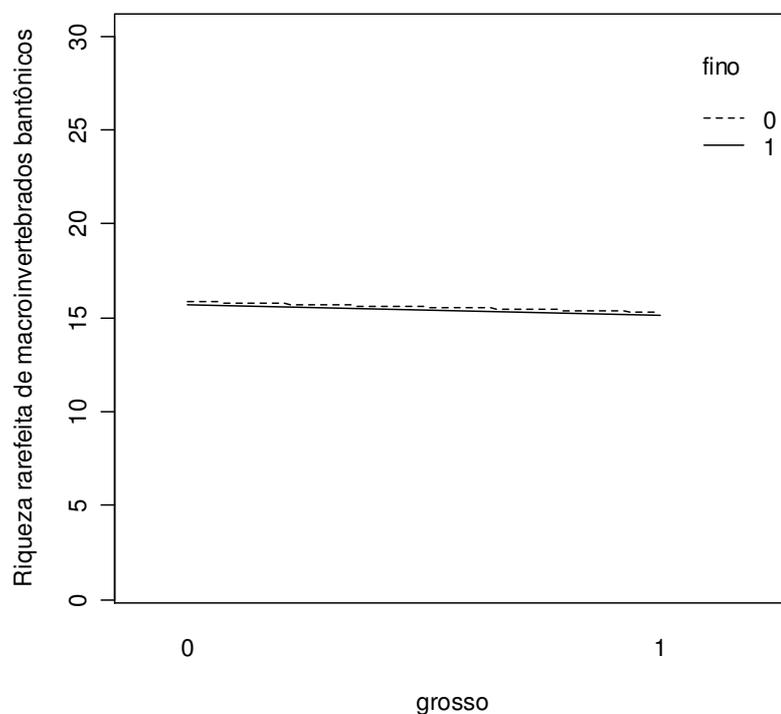


Figura 7. Relação entre areia fina e areia grossa para a média da riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos. ($F_{(1,53)} = 0,0578$; $P = 0,81$). O eixo Y contém a amplitude dos dados originais.

Tabela 7. MANOVA sobre o efeito do sedimento fino na composição de espécies (Presença e ausência). Os valores de *P* em negrito são estatisticamente significativos.

	SS	P(QbNULL>=Qb)
Bloco		
Entre grupos	19.903	
Tratamento		
Entre grupos	1.9625	0.01
Areia fina X Controle	0.61151	0.258
Areia grossa X Controle	0.69694	0.038
Areia fina e grossa X Controle	0.66384	0.056
Areia fina X areia grossa	0.66629	0.07
Areia fina X areia fina e grossa	0.64553	0.248
Areia grossa X areia fina e grossa	0.64085	0.151
Dentro de grupos	32.178	
Total	54.043	

Tabela 8. MANOVA sobre o efeito do sedimento fino na abundância relativa. Dados padronizados pelo total dentro de blocos seguidos de extração de raiz quadrada. Não houve diferenças entre os tratamentos.

	SS	P(QbNULL>=Qb)
Blocos:		
Entre grupos	360.82	
Tratamento:		
Entre grupos	47.817	0.855
Areia fina X Controle	13.477	0.7
Areia grossa X Controle	19.656	0.659
Areia fina e grossa X Controle	11.056	0.25
Areia fina X Areia Grossa	20.993	0.914
Areia fina X Areia fina e grossa	11.774	0.744
Areia grossa X Areia fina e grossa	18.678	0.814
Dentro de grupos	991.74	
Total	1400.4	

A análise de variância mostrou também que a velocidade da corrente é um fator importante para determinar a abundância e a riqueza, total e rarefeita, de macroinvertebrados bentônicos (Tabelas 4, 5 e 6). Os valores para abundância total e riqueza (total e rarefeita) são maiores em locais com maior velocidade do fluxo d'água (Figuras 8, 9 e 10). Para a abundância somente a interação entre a velocidade do fluxo d'água e a areia fina foi significativa. Para a riqueza total não houve interação entre a velocidade do fluxo com qualquer uma das frações avaliadas no experimento. Para a riqueza rarefeita houve interação para a velocidade do fluxo com a areia fina (Figuras 10, 11 e 12). Ao analisarmos as linhas nos gráficos percebemos que as frações são mais danosas em velocidades com maior fluxo.

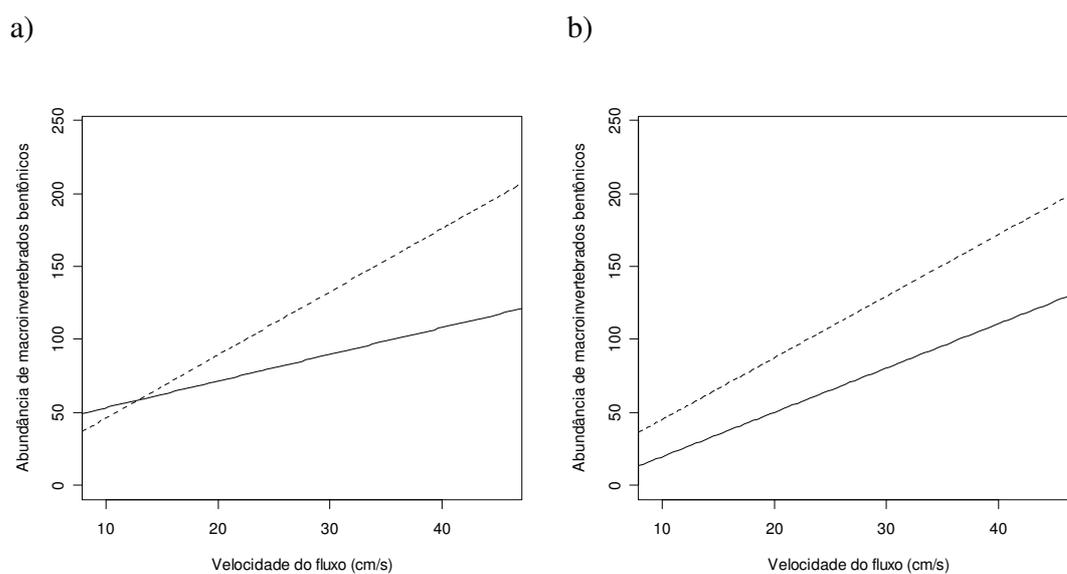


Figura 8. Relação entre a velocidade da corrente, a abundância de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 4,9681$; $P = 0,03$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 1,6076$; $P = 0,21$). - - - - Sem areia; — Com areia.

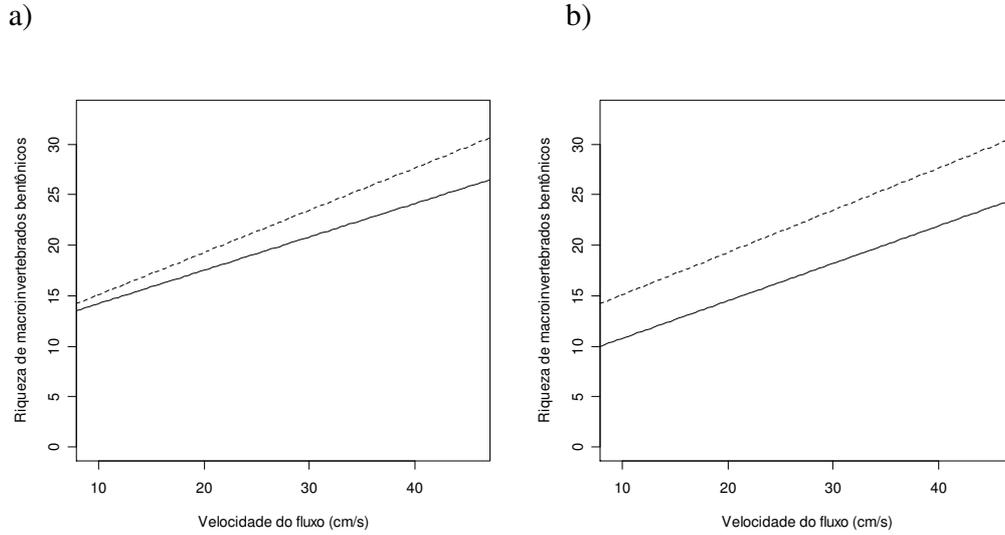


Figura 9. Relação entre: a velocidade da corrente, a riqueza de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 0,9087$; $P = 0,34$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 0,1541$; $P = 0,69$). - - - - Sem areia; — Com areia.

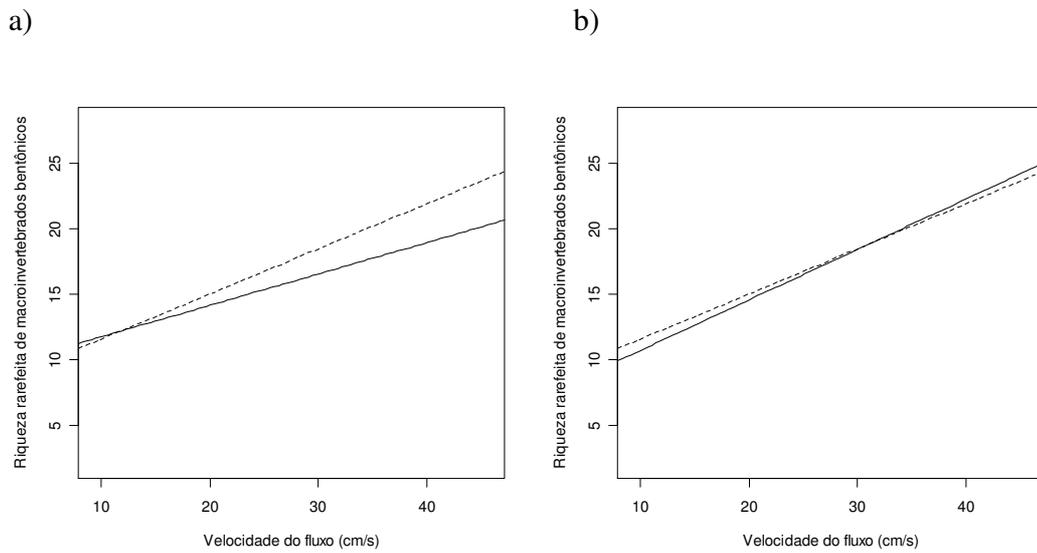


Figura 10. Relação entre: a velocidade da corrente, a riqueza rarefeita de invertebrados aquáticos e a) areia fina ($F_{(1,53)} = 10,6069$; $P = 0,001$) e b) areia grossa ($F_{(1,53)} = 0,0580$; $P = 0,81$). - - - - Sem areia; — Com areia.

A pCCA (Análise de Correspondência Canônica parcial) mostrou que a percentagem de variação explicada pelo tratamento foi menor do que aquela explicada pelos blocos e pelas variáveis ambientais, tanto para a abundância relativa quanto para a composição de espécies (Figura 11). Para a abundância relativa, a percentagem de variação foi de 2,89% para o tratamento com sedimento fino, 25,73%, para os blocos e 8,33%, para as variáveis ambientais. Para a composição de espécies foi 3,65% para o tratamento com sedimento fino, 33,71% para os blocos e 12,89%, para as variáveis ambientais.

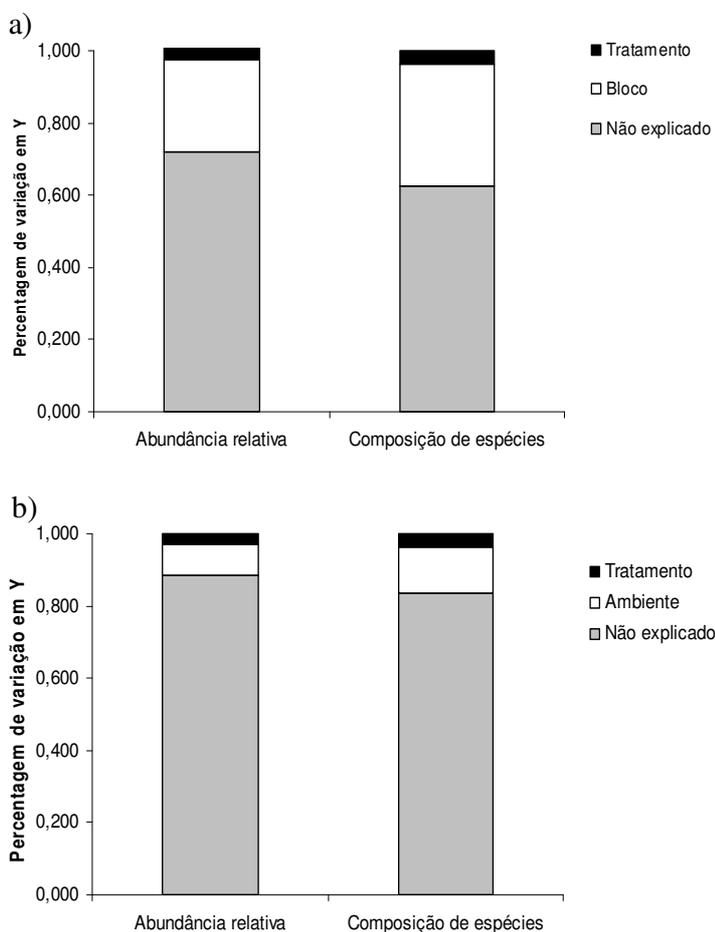


Figura 11. Partição da variação ou explicação do padrão observado na abundância relativa e composição de espécies. Em *a)* verifica-se a relação do bloco com os tratamentos com sedimento fino e em *b)* a relação da matriz ambiental e os tratamentos com sedimento fino.

Discussão

Efeito da adição de sedimento fino sobre a fauna de macroinvertebrados bentônicos.

A adição de sedimento fino afetou a abundância de macroinvertebrados bentônicos. Este resultado é consistente com muitos estudos encontrados na literatura (Rosenberg & Wiens, 1978; Doeg & Koehn, 1994; Shaw & Richardson, 2001; Suren & Jowett, 2001). Por outro lado, alguns grupos podem ser beneficiados pela adição de sedimento, como algumas espécies de Chironomidae e larvas de Coleoptera como *Oulimnius* sp. e *Stenelmis* sp. (Gayrad & Philippe, 2001).

Este trabalho, por ser um experimento, pode produzir resultados diferentes daqueles observados em estudos não-experimentais. No entanto, outros estudos experimentais produziram resultados semelhantes. Shaw & Richardson (2001) mostraram uma redução na abundância de macroinvertebrados bentônicos com o pulso de sedimentação, atribuindo a redução na abundância ao aumento na deriva (*drift*) causado pelo stress fisiológico. Suren & Jowett (2001) encontraram uma diminuição na abundância também devido ao aumento na deriva causado pela sedimentação para *Paracalliope fluviialis*, *Oxyethira albiceps*, *Hydrobiosis* sp. e larvas de Chironomidae. Ainda que os nossos resultados sejam semelhantes aos registrados pela literatura, há estudos em que se observou que não houve redução na abundância. Bond & Downes (2003) não encontram efeito significativo da adição de sedimento fino sobre a abundância de macroinvertebrados bentônicos. Os autores atribuem essa ausência ao fato de que parte do sedimento adicionado ao canal sedimentou-se no leito e não entrou em contato com o local destinado ao experimento. Esses estudos foram realizados

em canais artificiais. Embora tais estudos possam excluir fatores que podem influenciar os resultados, existe a possibilidade destes não refletirem condições naturais.

Este trabalho foi realizado com a adição experimental de sedimento em riachos. Embora, mais realístico que estudos em canais experimentais, tal tipo de estudo é mais difícil de ser controlado (Matthaei *et al.*, 2006). Matthaei *et al.*, (2006) encontraram redução na densidade de macroinvertebrados bentônicos em um riacho com aporte de sedimento de uma fazenda com produção de leite na Nova Zelândia. Rosenberg & Wiens (1978) também observaram uma redução na abundância devido ao aumento da deriva, principalmente, de Oligochaeta, Simuliidae, Plecoptera, Ephemeroptera, Hydracarina e Chironomidae.

Esses estudos experimentais produziram resultados muito semelhantes àqueles encontrados em trabalhos não-experimentais. Pesquisas em uma mineração encontraram redução na abundância de macroinvertebrados bentônicos causada pelo aumento da turbidez e redução da produtividade, pelo recobrimento ou eliminação de organismos fotoautótrofos (Quinn *et al.*, 1992). Estudos com aporte de sedimento para ambientes aquáticos resultante de construção de uma rodovia demonstram redução na abundância de macroinvertebrados bentônicos pelo aporte constante de sedimento o que dificultou a recuperação da fauna (Cline *et al.*, 1982).

A riqueza total de macroinvertebrados bentônicos foi menor nos locais com adição de sedimento fino. A redução na riqueza de macroinvertebrados bentônicos pela adição de sedimento é atribuída à redução do habitat ou preferências ecológicas, diminuição da produção primária e diminuição da qualidade do alimento (Davies-Colley *et al.*, 1992; Kreutzweiser *et al.*, 2005). Quinn *et al.* (1992) observaram que o aumento da turbidez foi responsável pela redução da riqueza nos locais impactados em relação aos pares-controle. Por outro lado, Cline

et al. (1982) não observaram diminuição na diversidade com o aporte de sedimento fino para o riacho.

A riqueza rarefeita não foi afetada pela adição de sedimento fino, exceto para a interação entre o fluxo com a fração areia fina. A padronização da riqueza pela rarefação retirou o efeito da abundância sobre a riqueza. McCabe & Gotelli (2000) explicam que amostras com maiores valores para abundância tendem a ter uma maior riqueza. Esta afirmação é suportada pelos dados encontrados neste trabalho, visto que os resultados encontrados para a riqueza são claramente influenciados pela abundância das amostras. No entanto, quando a rarefação é aplicada entre amostras que variam em grandeza, amostras com valores de 200 para 10 indivíduos, por exemplo, podem produzir falsos resultados (McCabe & Gotelli, 2000). Desta forma, cuidados com situações como esta devem ser tomadas para garantir bons resultados.

A abundância relativa não foi afetada pela adição de sedimento enquanto a composição de espécies foi afeta pelo sedimento fino. Cline *et al.* (1982) observaram que Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, e Diptera (Chironomidae, Simuliidae e Blephariceridae) foram os principais contribuintes para a densidade e biomassa da comunidade de macroinvertebrados amostrados. Porém, em épocas diferentes. Cline e colaboradores (1982) observaram que 16 táxons foram intolerantes ao aporte de sedimento fino. No entanto, os autores chamam a atenção para que as incertezas nas identificações dos organismos encontrados podem limitar o valor dos resultados encontrados no seu trabalho. Por outro lado, a composição de espécies pode ter sido afetada pela presença de espécies raras. Cerca de 34 táxons tiveram menos de 10 indivíduos. Destes, 14 estavam presentes somente em algum tratamento. Apesar de somente

quatro táxons terem tido diferenças estatisticamente significativas para a adição de sedimento fino, nenhum destes ocorreu somente em um dos tratamentos.

Fossati *et al* (2001) explicam que os mecanismos pelos quais a fauna bentônica é impactada pelo sedimento fino são complexos e envolvem modificações no meio físico, nas relações tróficas, comportamentais e outros. Modificações no meio físico envolvem, por exemplo, a perda de habitats, de locais para refúgio e forrageio, e isso se dá, principalmente, pelo soterramento do substrato, o que, alias, dificulta a movimentação dos organismos entre os diferentes locais do riacho (Rosenberg & Wiens, 1978). Modificações na estrutura trófica dos macroinvertebrados bentônicos podem se dar pela perda da qualidade e quantidade do alimento disponível, principalmente devido à redução da biomassa e produtividade de algas perifíticas. Davies-Colley *et al.* (1992) encontraram uma perda do conteúdo orgânico de organismos fototróficos em locais a jusante de uma mineração de ouro, sendo este um dos motivos na redução da fauna de macroinvertebrados bentônicos nos mesmos locais segundo Quinn *et al.* (1982). McClelland & Brusven (1980) observaram modificações comportamentais em plecópteros, tricópteros e efemerópteros devido à sedimentação em um riacho artificial. Em tricópteros, por exemplo, principalmente para os da família Hydropsychidae, o sedimento fino se deposita sobre as redes de captura destes organismos, causando danos e aumentando o custo energético para sua reconstrução e manutenção em áreas com grandes concentrações de sólidos suspensos (Strand & Merritt, 1997).

Influência das frações areia fina e areia grossa sobre a fauna de macroinvertebrados

Quando analisamos as frações estipuladas para este estudo quanto suas influências na fauna de macroinvertebrados bentônicos, observa-se que para a abundância, ambas as frações são importantes, no entanto a presença da areia grossa causa um maior dano à fauna de macroinvertebrados bentônicos em relação a areia fina. Para a riqueza, somente a fração com areia grossa é importante, ou seja, causa maiores danos a fauna. Quanto à riqueza rarefeita as frações não tiveram resultados diferentes, Porém elas diferiram quanto ao seu efeito quando a velocidade do fluxo está interagindo com elas.

Resultado semelhante é encontrado por Runde & Hellenthal (2000) em um estudo com *Hydropsyche sparna*. Eles observaram que houve diferenças na deriva entre as frações de 0,25mm e 1mm para os três instars avaliados (3, 4 e 5). A deriva foi maior na fração 0,25mm para os instars 4 e 5, e, para o instar 3, foi maior na fração de 1mm. Os autores observaram, também, que a sobrevivência foi maior na fração de 1mm para os instars 4 e 5, e maior na fração de 0,25mm para o instar 3. Runde & Hellenthal (2000) argumentam que o tamanho corporal ajuda a “escapar” do soterramento e especulam que frações < 0,25mm diminuem as concentrações de oxigênio no espaço intersticial. Desta forma, o aumento do diâmetro da partícula favorece a circulação do fluxo por entre os grãos, promovendo oxigenação necessária. Runde & Hellenthal (2000) obtiveram esses resultados em riachos artificiais, ao contrário dos resultados encontrados neste trabalho, que apesar de experimental, foi realizado em um riacho natural.

Efeito da velocidade do fluxo no sedimento fino

A velocidade do fluxo se mostrou importante para a fauna de macroinvertebrados aquáticos. A ANOVA mostrou que os parâmetros avaliados, abundância, riqueza e riqueza rarefeita, foram influenciadas pelo fluxo. Áreas com maior velocidade tendem a ter maior material em suspensão para alimentação de muitos grupos além de possuir uma maior oxigenação (Allan, 1995). Cline *et al.* (1982) obtiveram resultados semelhantes, encontrando uma densidade de macroinvertebrados maior em áreas com fluxo mais rápido. Beauger *et al.* (2006) concluíram que as riquezas da comunidade, riqueza proporcional de EPT (razão entre os táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em relação aos indivíduos totais em uma amostra) e a densidade de macroinvertebrados bentônicos foram influenciadas pela velocidade da corrente, sendo maior em velocidades acima de 30 cm/s. Além disso, houve uma separação funcional com a velocidade da corrente. Beauger e colaboradores (2006) argumentam que os resultados obtidos são provavelmente relacionados com as estratégias e preferências ecológicas dos grupos e táxons encontrados.

A interação entre o fluxo e a fração areia fina mostra que o dano dessa fração é maior em velocidades maiores, uma vez que nestes locais há um maior número de indivíduos. No entanto, Bond & Downes (2003) não encontraram uma interação entre a velocidade do fluxo (variando entre 23 e 86 cm/s) e o sedimento fino, causando algum dano na fauna de invertebrados aquáticos. No trabalho de Bond & Downes (2003) o efeito do aumento do fluxo em canais artificiais foi muito mais marcante que a adição do sedimento fino (argila e silte). Porém, as frações estudadas no estudo de Bond & Downes (2003) e deste trabalho não são semelhantes, o que dificulta uma comparação direta.

O tratamento com sedimento fino obteve a menor porção de explicação em relação ao bloco e às variáveis ambientais (ambiente), tanto para a abundância relativa, quanto para a composição de espécies. A maior porção da explicação pelos blocos mostra que as diferenças entre os locais de amostragem são importantes para a distribuição da fauna de macroinvertebrados bentônicos encontrados neste trabalho. Karaouzas & Gritzalis (2006), em um trabalho com heterópteros semi-aquáticos, observaram que a porção explicada pelas variáveis locais foi maior que em relação as regionais e geográficas (48%, 20% e 8,5%, respectivamente). Eles argumentam que as diferenças entre essas variáveis locais são mais importantes na determinação das comunidades de heterópteros semi-aquáticos. Em outro estudo feito com comunidades de Trichoptera sujeitos ao efeito de uma mineração de carvão, a CCA parcial mostrou que a distância da fonte de poluição é o principal fator que afeta a distribuição da comunidade avaliada (Fernández-Alález *et al.*, 2002). Nos dois estudos, tanto com a comunidade de heterópteros, quanto na de tricópteros, os autores observaram que o espaço (comprimento do rio, região amostrada) é um componente importante na distribuição destes organismos.

A matriz ambiental (variáveis físicas e químicas) também mostrou uma participação maior na explicação do padrão observado em relação ao tratamento com sedimento fino, tanto para a abundância relativa quanto para a composição de espécies. No entanto, como essas foram medidas em bloco, estão sujeitas à variação entre eles, principalmente, à profundidade e à velocidade de corrente. No estudo de Karaouzas & Gritzalis (2006), as características físicas e químicas foram medidas localmente. As diferenças nas distribuições dos heterópteros foram principalmente devido às diferenças locais: logo, as diferenças entre as características físicas e químicas entre os locais amostrados também são importantes na distribuição dos organismos.

O fato de o tratamento com sedimento ter a menor participação na explicação da distribuição da fauna de macroinvertebrados bentônicos, provavelmente, se deve por ser um evento esporádico, ou seja, a presença do sedimento inorgânico fino de origem terrestre está associada a eventos de chuva ou é influenciada pela ação antrópica, como construções, modificações nas margens e áreas de entorno (Quinn *et al.*, 1992; Carvalho, 1994; Wood & Petts, 1994; Lane & Sheridan, 2002). Assim, fontes constantes de sedimento fino causam um maior impacto nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos aquáticos do que aquelas causadas esporadicamente (cline *et al.*, 1982; Quin *et al.*, 1992).

Conclusão

A fauna de macroinvertebrados bentônicos é afetada negativamente pelo aporte de sedimento fino de origem terrestre. Tanto a abundância total quanto a riqueza são menores nos locais com o aporte de sedimento fino. Os meios pelos quais estes efeitos ocorrem podem ser diversos e complexos, neste trabalho os resultados observados se devem muito mais a uma redistribuição da fauna de macroinvertebrados bentônicos, do que por mortes e outros processos relacionados às modificações resultantes do aporte de sedimento fino para ecossistemas lóticos.

A velocidade do fluxo se mostrou um importante fator na distribuição dos macroinvertebrados bentônicos, sendo este resultado atribuído às preferências ecológicas de cada táxon. Houve uma diferença no efeito das duas frações estipuladas neste estudo, sendo a areia grossa mais danosa à abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos. O fluxo, no entanto, aumenta o dano da fração fina sobre a abundância total e a riqueza rarefeita.

A menor explicação do tratamento com sedimento fino sobre a comunidade macrobentônica revela que eventos esporádicos de aporte de sedimento, ainda que prejudicial, não remove indivíduos como promovido por eventos de maior abrangência. A maior explicação dos blocos (regiões) e da matriz ambiental mostra a importância desses descritores para o padrão observado bem como evidencia uma distribuição agregada dos macroinvertebrados bentônicos.

Enfim, o efeito negativo do sedimento fino é muito mais evidente sobre a abundância dos organismos do que sobre a riqueza ou composição. Afinal, são os indivíduos que sofrem os efeitos dos distúrbios. A riqueza de espécies pode ser afetada pela abundância dos organismos, o que esconde reais efeitos sobre a riqueza.

Referências Bibliográficas

- Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*, Londres, Reino Unido, Chapman & Hall, 388pp.
- Allan, J. D. & Flecker, A. S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43, 32-43.
- Angermeier, P. L., Wheeler A. P., & Rosenberger A. E. 2004. A conceptual framework for assessing impacts of roads on aquatic biota. *Fisheries*, 29, 19:29.
- Angrisano, E. B. 1995. Insecta Trichoptera. In: Lopretto, E. C., & Tell, G. *Ecosistemas de águas continentales: Metodología para su estudio*. SUR. pp. 1199-1237.
- Beauger, A., Lair, N., Reynes-Marchant, P., & Peiry, J. L. 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the river Allier (France), in relation to riverbed characteristic. *Hydrobiologia*, 571, 63-76.
- Becker F. G. 2002. *Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características do habitat de Mata Atlântica (Bacia do rio Maquiné, RS, Brasil)*. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde/Universidade Federal de São Carlos, 178pp. Tese de Doutorado.
- Bond, N. R., & Downes, B. J. 2003. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrates communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology*, 48, 455-465.

- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73, 1045-1055.
- Buss D. F., Baptista D. F., Silveira M. P., Nessimian, J. L., & Dorvillé, L. F. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macro invertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125-136.
- Callisto, M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos, 141-151. In: Bozelli, R., Esteves, F., & Roland, F. (eds). *Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico*, Instituto de Biologia – SBL, Rio de Janeiro, 342 pp.
- Callisto, M., & Esteves, F.A. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 1, 335-348.
- Callisto, M., Gonçalves Junior, J. F. & Moreno, P. 2005. Invertebrados aquáticos como bioindicadores, 555-567. in Goulart, E. M. A. (eds) *Navegando o rio das Velhas das minas ao gerais*, 2ª edição, Editora da UFMG, Belo Horizonte, 945 pp.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulard, M. D. 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 71-82
- Colmeneiro, D. S., & Caramaschi, E. P. 2005. Responses of the fish community to the flood pulse and siltation in a floodplain lake of the Trombetas River, Brazil, *Hydrobiologia*, 545, 75-91.

- Carvalho, N. O. 1994. *Hidrossedimentologia Prática*, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Rio de Janeiro, 372 pp.
- Cline, L. D., Short, R. A., & Ward, J. V. 1982. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of high mountain stream. *Hydrobiologia*, 96, 149-159.
- Culp, J. M., Wrona, F. J., & Davies R. W. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 1345-1351.
- D'Agostini, L. R. 1999. *Erosão: O problema mais que o processo*. Florianópolis, SC, Ed. UFSC, 131pp.
- Davies-Colley, R. J., Hickey, C. W., Quinn, J. M., & Ryan, P. A. 1992. Effects of clay discharges on streams: Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia*, 248, 215-234.
- Dias, L. G., Salles, F. F., Francischetti, C. N., & Ferreira, P. S. F. 2006. Key to the genera of Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) from Brazil. *Biota Neotropica*, 6, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?identification-Key+bn00806012006>. ISSN 1676-0611.
- Doeg, T. J., & Koehn, J. D. 1994. Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9, 263-277.

- Domínguez, E., Hubbard, M. D., & Peters, W. P. 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática*, 16, 42pp.
- Domínguez, E., Hubbard, M. D., & Pescador, M. L. 1994. Los Ephemeropteros en Argentina. *In: Fauna de agua dulce de la Argentina*, 33(1), 143pp. La Plata, Paseo del Bosque.
- Esteves, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnología*, Interciência, Rio de Janeiro, 602 pp.
- Fernández-Alález, C., Soto, J., Fernández-Alález, M., & García-Criado, F. 2002. Spatial structure of the caddisfly (Insecta: Trichoptera) communities in a river basin in NW Spain affected by coal mining. *Hydrobiologia*, 487, 193-205.
- Fossati, O., Wansson, J. G., Héry, C., Salinas, G., & Marín R. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrates communities in clear water Andean stream (Bolivia). *Archiv fur Hydrobiologie*, 151, 33-50.
- Gayrad, S., & Philippe, M. 2001. Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? *Archiv fur Hydrobiologie*, 151, 667-686.
- Geografia do Brasil – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências. 1990. IBGE, 420pp.

- Gioia, S. M. C. L., Pimentel, M. M., Tessler, M., Dantas, E. L., Campos, J. E. G., Guimarães, E. M., Maruoka, M. T. S., & Nascimento, E. L. C. 2006. Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília-Central Brazil. *Science of the Environment*, 356, 125-142.
- Heck, K. L., Van Belle, G. & Simberloff, D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology*, 56, 1459-1461.
- Horn-Filho N. O. 1987. *Geologia das folhas de Torres, Três Cachoeiras, Arroio Texeira e Maquiné Nordeste do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Instituto de Geociências, Pós-graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 254 pp. Dissertação de Mestrado.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University press, Liverpool, Inglaterra, 555 pp.
- Karaouzas, I., & Gritzalis, K. C. 2006. Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. *Hydrobiologia*, 573, 199-212
- Kreutzweiser, D. P., Capell, S. S., & Good, K. P. 2005. Effects of fine sediment inputs a logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in a Canadian headwater stream. *Aquatic Ecology*, 39, 55-66.

- Lane, P. N. J., & Sheridan, G. J. 2002. Impact of an unsealed forest road stream crossing: Water quality and sediment sources. *Hydrological Processes*, 16, 2599-2612.
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75, 435-450.
- Lemos, C. A. 2003. *Qualidade da água de uma bacia hidrográfica inserida na reserva da Mata Atlântica, Maquine, Rio Grande do Sul, Brasil*. Instituto de Biociências, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do sul, 92pp. Dissertação de Mestrado.
- Macan, T. T. 1974. *Freshwater Ecology*, New York, Halsted press, 343pp..
- McCabe, D. J. &, Gotelli, N. J. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124, 270-279.
- Mantovanelli, A., Marone, E., da Silva, E. T., Lautert, L. F., Klingenfuss, M. S., Prata, V. P., Noernberg, M. A., Knoppers, B. A., & Angulo, R. J. 2004. Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 523-537.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona, Espanha, Omega, 1010pp.
- Matthaei, C. D., Weller, F., Kelly D. W., & Townsend, C. R. 2006. Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshwater Biology*, 51, 2154-2172.

- Mattson, K. M. & Angermeier, P. L. 2007. Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental Management*, 39, 125-138.
- McClelland, W. T., & Brusven, M. A. 1980. Effects of sedimentation on the behavior and distribution of riffle insects in a laboratory stream. *Aquatic Insects* 2, 161-169.
- Melo, A. S., Niyogi, D. K., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. 2003. Resistance, resilience, and patchiness of invertebrates assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 60, 731-739.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, Dubuque, Iowa, Kendall / Hunt Publishing Company, 862pp.
- Morais, J. O., Tintelnot, M., Irion, G., & Souza-Pinheiro, L. 2005. Pathways of clay mineral transport in the coastal zone of the Brazilian continental shelf from Ceará to the mouth of the Amazon River. *Geo-Marine Letters*, 26, 16-22.
- Moreira, S., Vives, A. E. S., Nascimento Filho, V. F., Zucchi, O. L. A. D. & Brienza, S. M. B. 2006. Evaluation of element availability in bottom sediments by synchrotron total reflection X-ray fluorescence analysis (SR-TXRF). *Journal of Radio Analytical and Nuclear Chemistry*, 270, 87-91.
- Oksanen, J., Kindt, R., & O'Hara, R. B. 2005. The vegan package: Community Ecology Package, User's guide v. 1.8,2. 104pp.

- Olifiers, M. H., Dorvillé, L. F. M., Nessimian, J. L., & Hamada, N. 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. *Zootaxa*, 651, 1-15.
- Pillar, V.D. 2004. MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's guide v. 2.3. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. 50 pp.
- Pitoni, V. L. L., Veitenheimeir, I. L., & Mansur, M. C. D. 1976. Moluscos do Rio Grande do Sul: Coleta, preparação e conservação, *Iheringia - Divulgação*, 5, 25-68.
- Pes, A. M. O., Hamada, N., & Nessimian, J. L. 2005. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49, 181-204.
- Poole, G. C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47, 641-660
- Prada, M. & Marinho-Filho, J. 2004. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brasil. *Austral Ecology*, 29, 568-573
- Quinn, J. M., Davies-Colley, R. J, Hickey, C. W., Vickers, M. L., & Ryan, P. A. 1992. Effects of clay discharge on streams: Benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 248, 235-247
- Ricklefs, R. E. 2003. *A economia da natureza*. 5 ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan S.A., 504pp.
- Rosenberg, D. M., & Wiens, A. P. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern canadian river. *Water Research*, 12, 753-763

- Runde, J. M. & Hellenthal, R. A. 2000. Behavioral responses of *Hydropsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae) and related species to deposited bedload sediment. *Environmental Entomology*, 29, 704-709.
- Sanders, C. J., Santos, I. R., Silva-filho, E. V., & Patchineelan, S. R. 2006. Mercury flux to estuarine sediment, derived from Pb-210 and Cs-137 geochronologies (Guaratuba Bay - Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1085-1089.
- Sevegnani, L. 1995. *Fitossociologia de uma floresta secundária*, Maquiné, RS. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 148 pp.
- Shapley, S. P, & Bishop, D. M. 1965. Sedimentation in a salmon stream. *Journal fish Research Board*, 22, 919-928.
- Shaw, E. A., & Richardson, J. S. 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58, 2213-2221.
- Silva, A. M., Schulz, H. E., & Camargo, P. B. 2003. *Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas*, São Carlos, SP, RIMA. 140pp.
- Strand, R. M., & Merritt, R. W. 1997. Effects of episodic sedimentation on the net-spinning caddisflies *Hydropsyche betteni* and *Ceratopsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae). *Environmental Pollution*, 1, 129-134.

- Suren, A. M. Jowett, I. G. 2001. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35, 725-737.
- The R Development Core Team. 2006. R: a language and environment for statistical computing. 2.2.0, R foundation for statistical computing.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37, 130-137.
- Veado, M. A. R.V., Arantes, I. A., Oliveira, A. H., Almeida, M. R. M. G., Miguel, R. A., Severo, M. I., & Cabaleiro, H. L. 2006. Metal pollution in the environment of Minas Gerais State – Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117, 157-172.
- Waters, T. F. 1995. *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control*, Bethesda, Maryland, American Fisheries Society Monograph 7, 251pp.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21, 203-217
- Wood, P. J., & Petts, G. E. 1994 Low flows and recovery of macroinvertebrates in a small regulated chalk stream. *Regulated Rivers: Research & Management* 9, 303-316.

Anexos

Anexo 1. Abundância de macroinvertebrados bentônicos amostrados em cada bloco.

Táxon/Bloco	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Insecta																				
Trichoptera																				
Calamoceratidae																				
<i>Phylloicus</i>	1									1										
Ecnomidae										1		1							1	
Glossosomatidae	1		2	1		1		2		2						1	1	1		
Helicopsychidae																				
<i>Helicopsyche</i>				1	2		6	1					6		2	2	2			1
Hydrobiosidae																				
<i>Atopsyche</i>				1													1			1
Hydropsychidae																				
<i>Macronema</i>								1		1										
<i>Smicridea</i>	35	9	5	24	1			1	1			19	2	21	11	24	142	161	13	6
Hydroptilidae																				
<i>Hydroptila</i>					1					1				5	13	8	2	2	4	6
<i>Metrichia</i>																				1
<i>Neotrichia</i>														1				1		
Leptoceridae																				
<i>Grumichella</i>			2	2	1										6		12	17		
<i>Nectopsyche</i>						2									1					
<i>Oecetis</i>									3	6										
Odontoceridae																				
<i>Marilia</i>				6		1	3		6	2		1	6	7	10	10	8	3	3	1
Philopotamidae																				
<i>Chimarra</i>	2			1	1							2	1	1			16	12	1	
Polycentropodidae																				
<i>Polypectropus</i>	5	3	4	3	4	3	0	5	5	5	1	3	12	6	7	17	3	10	4	10
Sericostomatidae																				
<i>Grumicha</i>		4	14	3	1	4	5		1	2		3	4	13	15	10	24	42	12	6
Ephemeroptera																				
Baetidae																				
<i>Baetis</i>	1			17	5			1				1		26	27	23	14	21	10	21
<i>Bernerius</i>	4		2		7	5		13	4	5	4	9	14	9	4	2	20	21	37	39
<i>Callibaetis</i>				1						4	1	3	2	3	1	5	3		1	
<i>Camelobaetidius</i>	60	22	35	13		17	13	7		2		5	5	15	19	4	11	41	11	12
Caenidae																				
<i>Caenis</i>				1	4	6	6	7		1		1	2	2					2	1
Euthyplociidae																				
<i>Euthyplocia</i>					1					1										
Leptohiphidae																				
<i>Leptohiphes</i> sp.1	18	14	31	56	61	42	33	17	5	12	1	9	8	2	2	9	2	8	4	13
<i>Leptohiphes</i> sp.2	2	10	9	22	1		5		1	2	0	20	7	9	6	2	21	29	3	2
<i>Leptohiphes</i> sp.3												5	14	10	24	42	18	51	40	72
<i>Tricorythodes</i> sp.1						11	3	1		3			1	1				1		
<i>Tricorythodes</i> sp.2				1								1	3			3		3		2

<i>Hydrochara</i>	1	1		3		1	11	2	1	1	2	1		5	7	4	1	2	6	7
Psephenidae																				
<i>Psephenus</i>	20	15	38	72	36	47	56	58	53	28	14	99	40	70	49	56	49	74	147	14
Staphylinidae									1											
Collembola																				
Entomobryidae		1			1	1					1									
Megaloptera																				
Corydalidae																				
<i>Corydalis</i>	1	1							1		2		1	3	4	6	7			2
Lepdoptera																				
Pyralidae			2								1				4					1
Crustacea																				
Amphipoda																				
<i>Hyalela</i>									1	1										
Mollusca																				
Bivalvia									5	1										
Gastropoda																				
Chilinidae										2	6									
Hydrobiidae						1					2		16	5						
Quelicerata																				
Acari						1				1							4	1		
Hirudinea	1			1			1						3							
Oligochaeta					1	1	1		5				2	1	1		5	5	2	2

Anexo 2. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 10, entre a abundância total de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo.

Formula: (abundancia~velocidade*areia fina*areia grossa).

	Estimado	Erro padrão	Valor de t	Pr(> t)
Intercepto	2,471	29,617	0,083	0,93373
velocidade	4,346	1,247	3,485	0,00084
Areia fina	32,239	42,933	0,751	0,45515
Areia grossa	-13,413	43,237	-0,310	0,75728
velocidade x areia fina	-2,511	1,791	-1,402	0,16529
velocidade x areia grossa	-1,200	1,738	-0,690	0,49228
Areia fina x areia grossa	1,849	61,064	0,030	0,97592
velocidade x areia fina x areia grossa	1,325	2,480	0,534	0,59472

Erro padrão do Resíduo: 43,4 com 72 graus de liberdade;

R-quadrado Múltiplo: 0,3003. R-quadrado ajustado: 0,2323. Estatística – F: 4,414 em 7 com 72 graus de liberdade. Valor de P = 0,0003986.

Anexo 3. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 11, entre a riqueza total de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo.

Formula: (riqueza~velocidade*areia fina*areia grossa).

	Estimado	Erro padrão	Valor de t	Pr(> t)
Intercepto	10,8804	3,85803	2,82	0,0062
velocidade	0,4197	0,16242	2,584	0,0118
Areia fina	0,0206	5,59269	0,004	0,9971
Areia grossa	-3,8418	5,63231	-0,682	0,4974
velocidade x areia fina	-0,0888	0,23332	-0,381	0,7046
velocidade x areia grossa	-0,0475	0,22644	-0,21	0,8346
Areia fina x areia grossa	-3,4864	7,95451	-0,438	0,6625
velocidade x areia fina x areia grossa	0,2631	0,32301	0,814	0,4181

Erro padrão do Resíduo: 5,563 com 72 graus de liberdade;

R-quadrado Múltiplo: 0,3285. R-quadrado ajustado: 0,2632.

Estatística – F: 5,031 em 7 com 72 graus de liberdade. Valor de P = 0,0001113.

Anexo 4. Valores de regressão utilizados para a confecção das linhas de tendência nos gráficos de interação, figuras 12, entre a riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos, velocidade do fluxo e as frações de sedimento. O valor estimado para o tratamento sem sedimento foi feito com os valores para o intercepto mais a velocidade do fluxo.

Formula: (rarefação~velocidade*areia fina*areia grossa).

	Estimado	Erro padrão	Valor de <i>t</i>	Pr(> t)
Intercepto	8,0976	3,6701	2,2060	0,0306
velocidade	0,3463	0,1545	2,2410	0,0281
Areia fina	-1,2669	5,3203	-0,2380	0,8125
Areia grossa	1,2477	5,3580	0,2330	0,8165
velocidade x areia fina	0,0407	0,2220	0,1840	0,8549
velocidade x areia grossa	-0,1057	0,2154	-0,4910	0,6251
Areia fina x areia grossa	-4,0277	7,5671	-0,5320	0,5962
velocidade x areia fina x areia grossa	0,1961	0,3073	0,6380	0,5254

Erro padrão do Resíduo: 5,378 com 72 graus de liberdade;

R-quadrado Múltiplo: 0,2484 R-quadrado ajustado: 0,1754.

Estatística – F: 3,4 em 7 com 72 graus de liberdade. Valor de P = 0.003413.