UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

Unidade Acadêmica de Pesquisa e Pós Graduação

Programa de Pós Graduação em Biologia – Diversidade e Manejo da Vida Silvestre

Nível Mestrado

Mariana Albrecht

Influência da mata ciliar em parâmetros da ictiocenose e em aspectos populacionais de quatro espécies de peixes em riachos no sul do Brasil.

São Leopoldo

2012

Mariana Albrecht

Influência da mata ciliar em parâmetros da ictiocenose e em aspectos populacionais de quatro espécies de peixes em riachos no sul do Brasil.

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, pelo Programa de Pós Graduação em Biologia – Diversidade e Manejo da Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientador: Prof. Dr. Uwe Horst Schulz

São Leopoldo

2012

A341i Albrecht, Mariana.
Influência da mata ciliar em parâmetros da ictiocenose e em aspectos populacionais de quatro espécies de peixes em riachos no sul do Brasil / Mariana Albrecht. – 2012.
145 f. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2012.
"Orientador: Prof. Dr. Uwe Horst Schulz."

1. Mata ciliar. 2. Ictiofauna. 3. Seletividade alimentar. 4. Escala espacial. I. Título.

CDU 57

Catalogação na publicação: Bibliotecário Flávio Nunes - CRB 10/1298

Dedico esta dissertação aos homens da minha vida, meu pai João, meu namorado Adriano, meu irmão Afonso e ao Vô Jorge.

AGRADECIMENTOS

Acima de qualquer acréscimo a minha carreira profissional, o mestrado foi uma experiência de auto-conhecimento. Sem dúvida fecho este ciclo conhecendo melhor meus limites, minhas qualidades e meus defeitos. Este mestrado serviu para me por a prova e me fazer ter certeza de que nada sai da forma como queremos e que altas expectativas são o primeiro passo para a frustração. Lidar com todos os altos e baixos que um banco de dados ecológicos pode oferecer foi um excelente exercício para minha paciência e controle emocional, mesmo que as pessoas a minha volta não tenham percebido o quanto minhas emoções estavam sendo controladas. Por isso, agradeço a todos que conseguiram suportar com bravura toda a minha oscilação de humor ao longo destes dois anos.

Sou infinitamente grata aos pilares de todo o meu equilíbrio, meu pai João e meu namorado Adriano. Agradeço ao esforço de todos aqueles que triaram os 1500 estômagos Sabrina, Juliana, Kdu, Amanda, Gabriel e Antonia. A todo pessoal do Laboratório de Ecologia de Peixes, muito obrigada pela cooperação ao longo do projeto.

As minhas grandes amigas Suzana e Marina por sempre estarem disponíveis para discutir “ciência”. As gurias do Comitê, Vivica e Débora, por todas as balas. A minha mãe, por sempre se preocupar e torcer para que eu voltasse inteira das saídas a campo e ao meu irmão que quebrou muitos galhos nas saídas de verão.

Agradeço ao meu orientador, por transmitir a mim parte de seu conhecimento, me deixar livre para tomar decisões e organizar o trabalho, e ainda pelos puxões de orelha na última semana.

Meus mais sinceros agradecimentos a todos que fizeram parte desta jornada!

Sumário

Apresentação 7

Resumo 8

Abstract 9

Influência da mata ciliar em parâmetros da ictiocenose e em aspectos populacionais de quatro espécies de peixes em riachos no sul do Brasil. 10

1- Introdução 10

2 - Material e métodos 12

3 - Resultados 16

4 - Discussão 19

5 - Referências bibliográficas 24

6 - Figuras e tabelas 30

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação é pré-requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. O estudo é parte integrante do Projeto VerdeSinos – Recomposição da Mata Ciliar da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Teve como instituição financiadora o Programa Petrobras Ambiental, através da execução da Fundação Para o Desenvolvimento do Ensino e da Pesquisa – FUNDEPE, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS e Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos – COMITESINOS. O trabalho consiste em um estudo sobre a influência da vegetação ciliar sobre os parâmetros da ictiocenose e os aspectos populacionais de quatro espécies de peixes, *Bryconamericus iheringii*, *Characidium pterostictum*, *Heptapterus mustelinus* e *Rineloricara microlepidogaster*. Esta dissertação segue as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) para artigos científicos.

RESUMO

Influência da mata ciliar em parâmetros da ictiocenose e em aspectos populacionais de quatro espécies de peixes em riachos no sul do Brasil.

A presença ou ausência da mata ciliar é um fator que pode afetar a qualidade e disponibilidade de itens alimentares para peixes. O objetivo do presente trabalho foi testar a hipótese de que a extensão lateral da mata ciliar influencia a riqueza, abundância e alimentação da fauna de peixes. A partir da análise do conteúdo estomacal de quatro espécies de peixes, *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), *Characidium pterostictum* (Gomes, 1947), *Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1835) e *Rineloricara microlepidogaster* (Regan, 1904), foi possível realizar as análises de seletividade alimentar a fim de identificar alguma diferença e/ou padrão de consumo entre as áreas com vegetação ciliar densa e vegetação ciliar escassa. Os resultados deixaram evidentes que existe uma seleção positiva do consumo dos peixes para invertebrados aquáticos. Porém, não foi possível detectar as diferenças entre os dois tratamentos de mata das dietas das espécies. Nenhuma das espécies consumiu mais do que 2% de material alóctone. A não captação da influência da mata ciliar sobre a dieta dos peixes pode ter sido um efeito da escala espacial em que o trabalho foi realizado. As propriedades químicas, hidráulicas, morfológicas, de substrato e das associações com as comunidades biológicas dos copos hídricos são delineadas por muitos fatores da paisagem, que operam em diferentes escalas temporais e espaciais. Estudos afirmam que quanto maior é o grau de degradação das bacias hidrográficas menor vai ser a explicação dos fatores internos dos arroios sobre as alterações das comunidades. Devido a isso, é de suma importância a determinação dos fatores e da escala de influência sobre a comunidade íctica para se obter sucesso em ações de conservação e reabilitação dos corpos hídricos.

Palavras-chave: Mata ciliar, ictiofauna, seletividade alimentar, escala espacial.

ABSTRACT

Influence of riparian vegetation on parameters of the fish assemblage and population aspects of four fish species in streams in southern Brazil.

The presence or absence of riparian forest is a factor that can influence the quality and availability of food items for fish. The aim of this work is to test the hypothesis if the lateral extension of the riparian forest influences the richness, abundance and diet of fish fauna. By analyzing the stomach content of four fish species *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), *Characidium pterostictum* (Gomes, 1947), *Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1835) e *Rineloricara microlepidogaster* (Regan, 1904), it was possible to study their feeding selectivity in order to identify differences and/or consumption patterns in areas with dense riparian vegetation and areas with spare vegetation. The results show evidence for a positive selection for aquatic invertebrates in the diet of fish. However it was not possible to detect differences in the consumption concerning the type of vegetation. No species consumed more than 2% of allochthone material. The failed capture of the influence of the riparian forest on the diet of fish may have been an effect of the spatial scale design at which the work was done. The chemical, hydraulic, morphologic, substrate and associated biologic communities characteristics of the stream are delineated by many landscape factors, which are constrained by different temporal and spatial scales. Studies affirm that the greater the degradation of the watershed, the less explicable will be the internal factors of streams on changes in the community. Therefore it is of utmost importance to determine factors and scales of influence for ictic communities to ensure success in conservation and rehabilitation of water bodies.

Key-words: Riparian vegetation, ichthyofauna, feeding selectivity, spatial scale.

INFLUÊNCIA DA MATA CILIAR EM PARÂMETROS DA ICTIOCENOSE E EM ASPECTOS POPULACIONAIS DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL

Mariana Albrecht & Uwe Horst Schulz

1 - INTRODUÇÃO

Dos maiores aos menores corpos hídricos as ações antrópicas vêm definindo as principais ameaças à biodiversidade. A poluição, a alteração da hidrologia local, a degradação e perda de habitat, e o consumo das principais fontes de energia natural são exemplos da influência do Homem (ARAÚJO, 1998). Outros exemplos comuns são os efeitos da eutrofização de ambientes aquáticos, o assoreamento, a construção de barragens e controle de cheias, a pesca e introdução de espécies (AGOSTINHO *et al.* 2005). De forma direta ou indireta, estes fatores desencadeados pela ação antrópica são as principais consequências do descaso com o meio ambiente no Brasil e no Mundo.

De acordo com dados publicados por TUNDISI (2003) na região Sul do Brasil as principais causas de impacto ambiental são: indústrias, agricultura, pecuária e a urbanização. Estas atividades, por facilidade e baixo custo, historicamente são situados na beira de arroios e rios, onde o acesso direto a água facilita o desenvolvimento e o deslocamento, gerando assim, grandes impactos sobre rios e arroios principalmente com o desmatamento das zonas ripárias.

A vegetação que ocorre adjacente aos cursos hídricos, conhecida também como mata ciliar ou zona ripária, possui um papel extremamente importante para a manutenção da saúde dos rios e de suas comunidades biológicas, exercendo funções indispensáveis para o ecossistema aquático, tais como: 1) diminuição de aporte de nutrientes das áreas adjacentes, e com isto diminuição da poluição difusa; 2) retenção de solo provindo das lavouras próximas, diminuindo efeitos de sedimentação; 3) diminuição da erosão dos barrancos, estabilizando a morfologia estrutural de cursos de água; 4) diminuição da temperatura da água através de sombreamento; 5) Aumento do aporte de carbono no sistema aquático, que é a base da teia trófica em riachos de cabeceiras; 6) estruturação do habitat para organismos aquáticos através da queda de folhas, galhos e troncos; 7) Promoção de micro-habitat para artrópodes associados à

vegetação ciliar; 8) diminuição da amplitude nas variações de níveis de água pela absorção da água da chuva na vegetação (SWEENEY, 1992; CASTELLE *et al.,* 1994; LOWRANCE *et al.,* 1997).

Ecossistemas ripários são especialmente importantes em arroios de cabeceira (até terceira ordem), pois estes são fortemente influenciados pelo sombreamento, o que causa a diminuição da temperatura e da luminosidade, afetando a produtividade primária (VANNOTE *et al.,* 1980; LOWRANCE *et al.,* 1997). Por ocorrerem na interface dos ecossistemas aquático e terrestre estes pequenos corpos hídricos têm como base da cadeia trófica os insumos alóctones terrestres (NAKANO *et al.,* 1999). Diferentemente dos grandes rios de planície (maiores que sexta ordem), onde o efeito da vegetação ripária é menor e a produtividade primária é influenciada principalmente pela turbidez (VANNOTE *et al.,* 1980).

Estes rios recebem grande quantidade de sedimentos e matéria orgânica proveniente dos arroios a montante. Segundo TEIVE *et al.* (2008) arroios, rios e suas bacias hidrográficas, juntamente com o entorno terrestre formam uma unidade ambiental complementar onde todos desempenham influência sobre todos. Arroios de cabeceira desempenham papéis ecológicos fundamentais nas bacias hidrográficas, sua proteção inadequada pode não só causar prejuízos locais, mas certamente gerar impactos à integridade e à sustentabilidade dos ambientes a jusante (WIPFLI *et al.*, 2007).

Os subsídios provenientes da zona ripária, como folhas, troncos e galhos fornecem abrigo para a maioria das espécies de peixes e invertebrados aquáticos (PINTO & UIEDA, 2007). Além disso, invertebrados terrestres e matéria orgânica dissolvida e particulada entram diretamente da mata para a água (WIPFLI & GREGOVICH, 2002; WIPFLI *et al.*, 2007), sendo estes últimos essenciais para a alimentação de invertebrados e peixes detritívoros. Ou seja, a complexidade das cadeias alimentares e a riqueza de espécies dos arroios são fortemente relacionadas à disponibilidade e diversidade de micro-habitats (ESTEVES & ARANHA, 1999).

A alta disponibilidade de insetos aquáticos nos ambientes lóticos faz com que este recurso seja um importante alimento para a ictiofauna (UIEDA & PINTO, 2011). ESTEVES & ARANHA (1999), também enfatizam a predominância dos invertebrados

aquáticos na dieta dos peixes, principalmente larvas de Chironomidae. Estudos realizados em um arroio de terceira ordem no Brasil comprovam a seletividade alimentar de peixes por invertebrados aquáticos durante estação seca e chuvosa em trechos com e sem mata ciliar (UIEDA & PINTO, 2011; PINTO & UIEDA, 2007).

Além dos invertebrados aquáticos, os terrestres, provenientes da zona ripária, também podem vir a fazer parte da dieta dos peixes. NAIMAN *et al.* (2005) afirmam que os artrópodes derivados da vegetação ripária são alimentos de alta qualidade para os peixes. Invertebrados terrestres compõem 50% das presas consumidas anualmente por salmonídeos em um arroio de cabeceira no norte do Japão (KAWAGUCHI & NAKANO, 2001). Este mesmo estudo indicou que a biomassa de peixes foi quase o dobro maior em arroios florestados comparando com arroios de pastagens, sendo que no trecho florestado o aporte de invertebrados é muito maior. KAWAGUCHI *et al.* (2003) sugerem que a biomassa de peixes pode estar relacionada com a quantidade de invertebrados que caem da vegetação ripária para dentro do arroio.

Desta forma, a presença ou ausência da mata ciliar é um fator que pode afetar a qualidade e disponibilidade de recursos (habitat e itens alimentares) utilizados pelos peixes (PINTO & UIEDA, 2007). Além disso, os estudos sobre o comportamento alimentar da ictiofauna podem informar tanto sobre a alimentação natural das espécies quanto sobre suas interações tróficas, possibilitando assim o reconhecimento de impactos antrópicos sobre o ecossistema. Devido a isso, o objetivo do presente trabalho é testar a seguinte hipótese: a extensão lateral da mata ciliar influencia a riqueza, abundância e alimentação da fauna de peixes.

2 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 - Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos é formada por 32 municípios e possui uma rede de drenagem 3696 km², seu principal curso d'água é o Rio dos Sinos. Este se estende por 190 km, nascendo em Caraá, na Serra Geral e desaguando no Rio Jacuí, no município de Canoas. O Vale do Rio dos Sinos é considerado um dos maiores e mais importantes polos industriais do Estado do Rio Grande do Sul, por causa disso, a bacia sofre com grandes descargas de esgoto doméstico e industrial, que na maioria dos casos são despejados diretamente no rio sem o devido tratamento. Além da indústria, da

agricultura e da pecuária a bacia ainda abastece cerca de 1,5 milhões de habitantes e nos períodos de estiagem muitos conflitos são gerados ao redor do uso de suas águas (ALMANAQUE DO RIO DOS SINOS, 2011).

O estudo foi executado em quatro arroios na parte alta da bacia hidrográfica (Figura 1). Todos eles possuem dois pontos de coleta, o primeiro (Ponto 1) caracteriza-se pela extensão lateral da mata acima de 30m em ambas as margens e o segundo, possui mata ciliar ausente ou de até 5m em ambas as margens. O ponto 1 e o ponto 2 do arroio Padilha, segundo o método de STRAHLER (1957), são considerados de 2ª e 4ª ordens. No arroio Areia, ambos os pontos pertencem à 4ª ordem. Já no arroio Chuvisqueiro, os pontos pertencem a 4ª e 5ª ordem respectivamente. No arroio Bocó ambos os pontos pertencem a 3ª ordem (Figura 1). O uso do solo no entorno foi predominantemente agricultura com pasto e criação de gado.

2.2 - Coleta e processamento de dados

As coletas foram realizadas entre Agosto e Setembro de 2010 e Janeiro e Março de 2011. Para a coleta dos peixes foi utilizado o método de pesca elétrica, que consiste em um gerador (EFKO 7000, Alemanha) que gera uma corrente contínua máxima de 10A e uma tensão de 750V. A área amostrada por ponto compreendia 700 m² que era isolada com redes de espera a montante e jusante, para evitar a entrada e saída de indivíduos no trecho de coleta. O esforço amostral foi de três passadas de pesca elétrica, buscando amostrar todos os micro-habitats disponíveis, cada uma durou aproximadamente 1 hora. Todos os indivíduos coletados foram anestesiados e fixados em formalina 10%.

Em laboratório os peixes foram identificados até o nível de espécie com auxílio de bibliografia especializada (BERTACO & LUCENA, 2004; MELO & BUCKUP, 2006; LEAL, 2007; RODRIGUES & REIS, 2008; BERTACO & LUCENA, 2010).

As espécies *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), *Characidium pterostictum* (Gomes, 1947), *Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1835) e *Rineloricara microlepidogaster* (Regan, 1904), tiveram os estômagos retirados para análises do conteúdo. A escolha das quatro espécies se deu pelo fato delas possuírem hábitos de vida diferentes entre si. *B. iheringii* é encontrado tanto em ambientes lóticos quanto nos lênticos, se posiciona na coluna d'água e possue hábito alimentar onívoro.

C. pterostictum, é um peixe característicos de pequenos arroios que apresentam correnteza forte a moderada, vivem tanto no fundo quanto na coluna d'água (bentopelágicos) e se alimentam principalmente de invertebrados aquáticos. *H. mustelinus* vive associado ao substrato em áreas com menor correnteza e próximas a vegetação ribeirinha, alimentam-se principalmente de insetos aquáticos. *R. microlepidogaster* habita pequenos arroios com correnteza de forte a moderada, ocorrendo no fundo associada principalmente com o substrato arenoso e rochoso, alimenta-se de insetos aquáticos capturados no substrato. (LEAL, 2007).

Os dados referentes aos recursos alimentares disponíveis no ambiente (macroinvertebrados) foram cedidos por Aline Bianca Moraes, estes dados fazem parte de sua tese de doutorado e ainda não foram publicados. A coleta do material foi realizada com uma rede surber, nas mesmas áreas das coletas de peixes. O esforço amostral foi de aproximadamente uma hora de coleta por ponto. A coleta dos macroinvertebrados foram realizadas com no máximo dois dias de diferença que a coleta de peixes, assim pode-se considerar que ambas refletem as mesmas condições bióticas e abióticas do arroio. Os macroinvertebrados foram coletados somente nos arroios Padilha, Areia e Chuvisqueiro.

2.3 - Análise dos dados

Para testar a diferença na riqueza e abundância dos peixes coletados em cada ponto em cada arroio foi utilizado o teste multinominal do programa Statistix (versão: 9). O mesmo procedimento foi executado pra testar a diferença na riqueza e abundância da oferta de macroinvertebrados entre os pontos de coleta de cada arroio.

O método de remoção de três passadas proposto por CARLE & STRUB (1978) foi utilizado para estimar o tamanho das populações das espécies *B. iheringii, C. pterostictum, H. mustelinus* e *R. microlepidogaster*. Esta estimativa foi realizada no programa Piscistat (versão 1.2).

Dois tipos de análises foram realizadas com os conteúdos estomacais, análises numéricas e volumétricas. A análise numérica compreendeu a identificação taxonômica e a contagem dos itens alimentares, para determinar a frequência de ocorrência dos itens e a porcentagem de cada um na composição da dieta dos peixes (HYSLOP, 1980; WINDELL & BOWEN, 1978). Os invertebrados foram identificados até o nível de

ordem e em alguns casos até família, como Chironomidae e Simuliidae. Para testar as diferenças nas ocorrências dos itens alimentares na dieta das espécies foi utilizado o teste de qui-quadrado no programa Statistix (versão 9)

A análise volumétrica consistiu na medição da largura e do comprimento do item alimentar. Assumiu-se que cada item possuía a forma de um cilindro, com isso foi possível calcular o volume de cada um e o volume total do conteúdo estomacal (MCCOMISH, 1966; STAROSTKA & APPLEGATE, 1970; WINDELL & BOWEN, 1978; HYSLOP, 1980). A fórmula aplicada foi:

$$VOL = \pi \times \left({}^{largura}/_{2} \right)^{2} \times comprimento$$

A dieta das espécies foi avaliada através do Índice de Importância Relativa (PIANKAS *et al.* 1971). Este índice leva em consideração as frequências de cada item, e o volume dos mesmos na dieta das espécies.

$$IRI = (N + B) \times F$$

Onde: *IRI* = Índice de Importância Relativa

N = relação entre o número de indivíduos de cada grupo de inseto presente no conteúdo estomacal e total de indivíduos de todos os grupos;

B = relação entre do volume ocupado por determinado item e o volume total ocupado por todos os itens;

F = frequência de ocorrência do item, relação entre o número de peixes em que o item ocorreu e o total das ocorrências.

A seletividade alimentar foi testada somente utilizando os dados referentes aos arroios Padilha, Areia e Chuvisqueiro, pois não foi realizada coleta dos macroinvertebrados disponíveis no arroio Bocó. Para tanto, foi utilizado o Índice de Manly (α) (KREBS, 1998). Este índice leva em consideração a proporção do recurso utilizado na dieta do peixe e a proporção disponível deste mesmo recurso no ambiente. É representado pela fórmula:

$$\alpha_i = \frac{r_i}{n_i}\left(\frac{1}{\sum\left(r_j/n_j\right)}\right)$$

Onde: α_i = α de Manly para presa *i*

r_i, r_j = Proporção da presa tipo *i* ou *j* na dieta (*i* e *j* = 1, 2, 3 ...., *m*)

n_i, n_j = Proporção da presa tipo *i* ou *j* no ambiente

m = Número de presas possíveis

A sobreposição de nichos foi avaliada pela medida de MacArthur-Levin, adaptada por PIANKA (1973), que leva em conta a proporção de recursos consumidos em comum pelas espécies de peixes. Esta medida varia de 0, onde nenhum recurso é utilizado em comum, até 1, quando os nichos são totalmente sobrepostos (Krebs, 1998).

$$O_{jk} = \frac{\sum_i^n P_{ij}P_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n P_{ij}^2 \sum_i^n P_{ik}^2}}$$

Onde: O_{jk} = Sobreposição de nicho de Pianka entre as espécies *j* e *k*

P_{ij} = Proporção do recurso *i* na dieta da espécie *j*

P_{ik} = Proporção do recurso *i* na dieta da espécie *k*

n = Número total de recursos

Os índices acima descritos foram executados no programa estatístico Ecological Methodology (KREBS, 1998; versão 5.2).

3 - RESULTADOS

Foram capturados 11409 indivíduos pertencentes a 36 espécies (inverno: 4815/30; verão: 6594/29), o peso total das coletas foi de 50,46 kg (inverno: 22,69 kg; verão: 27,77 kg). O teste multinominal aplicado para testar a existência de diferença na riqueza de espécies entre os tratamentos de mata nos quatro arroios não foi significativo em nenhum dos casos. Já quando o teste foi realizado utilizando a abundância total dos pontos, as diferenças foram significativas em todos os arroios (Tabela 1). Confirmando estatisticamente que nos pontos sem mata ciliar a abundância foi maior do que nos pontos com mata.

As estimativas populacionais de *B. iheringii, C. ptercostictum, H. mustelinus* e *R. microlepidogaster* mostram a tendência de aumentar no segundo ponto (Figuras 2 – Figura 5). As diferenças foram mais evidentes para *B. iheringii* e *C. pterostictum*. Ambas as espécies encontram-se com maior frequência na coluna da água do que os demais.

Foram triados 1434 estômagos, 329 de *B. iherinii*, 329 de *C. pterostictum*, 361 de *H. mustelinius* e 415 de *R. microlepidogaster*. As ocorrências dos itens alimentares na dieta de *B. iheringii* e *C. pterostictum* não foram diferentes entre os tratamentos de mata em nenhum dos quatro arroios (Tabela 2). *H. mustelinus* apresentou diferença significativa nas frequências de ocorrência dos itens alimentares entre os pontos do arroio Areia (chi^2=28,539; p=0,004; Tabela 2). Já para *R. microlepidogaster* as diferenças nas ocorrências dos itens foram significativas entre os pontos dos arroio Padilha (chi^2=42,215; p=0,0003), Areia (chi^2=23,982; p=0,02) e Bocó (chi^2=23,211; p=0,0259) (Tabela 2).

Nenhuma das quatro espécies consumiu uma quantidade considerável de material alóctone nos pontos de coleta. Todas as porcentagens deste consumo ficaram abaixo dos 2% em ambas as condições de mata.

A riqueza de macroinvertebrados ofertados no ambiente não foi diferente entre os dois pontos de cada arroio (Tabela 3). Porém, a abundância da oferta foi, deixando claro que a abundância de macroinvertebrados foi maior nos pontos Padilha 2, Areia 1 e Chuvisqueiro 2. O arroio Bocó não foi avaliado, pois não houve coleta dos macroinvertebrados disponíveis. As maiores porcentagens de ocorrência encontradas nos pontos com e sem mata ciliar são de Ephemeroptera (Ponto 1 - 32,9%- Ponto 2 - 16,1%), Trichoptera (Ponto 1 - 18,7%- Ponto 2 - 15,0%), Coleoptera (Ponto 1 - 11,3%- Ponto 2 - 16,1%), Chironomidae (Ponto 1 - 16,3%- Ponto 2 - 15,2%) e Mollusca (Ponto 1 - 4,0%- Ponto 2 - 25,4%) (Tabela 4).

Estes mesmos itens muito abundantes no ambiente, Ephemeroptera, Coleoptera, Trichoptera e Chironomidae, foram considerados os mais importantes nas dietas das espécies analisadas. Para a espécie *B. iheringii* os itens com os valores mais elevados do IRI foram Trichoptera e Ephemeroptera em ambas as condições de mata. Ephemeroptera, Trichoptera e Chironomidae foram os itens mais importantes na dieta

de *C. pterostictum* e *H. mustelinus* tanto nos locais com mata ciliar quanto nos sem mata. Para *R. microlepidogaster* nos locais com mata ciliar os itens de maior importância foram Simuliidae, Trichoptera e Chironomidae, enquanto que nos locais sem mata foi Chironomidae e Ephemeroptera. Os valores porcentuais da ocorrência e do volume dos itens ingeridos, bem como os IRIs das quatro espécies estão expressos na Tabela 5.

As sobreposições do nicho alimentar foram consideradas elevadas entre as quatro espécies analisadas. A maior sobreposição encontrada foi entre as espécies *B. iheringii* e *C. pterostictum* (0,981) e a menor ocorreu entre *H. mustelinus* e *R. microlepidogaster* (0,766). Os demais valores estão presentes na Tabela 6.

Esta alta sobreposição de nichos entre *B. iheringii* e *C. pterostictum* ficou evidente quando levado em consideração os itens alimentares selecionados no inverno nos locais com mata ciliar conservada, onde ambas tiveram seleção positiva para Plecoptera e Simuliidae. Porém, na mesma estação em locais sem mata ciliar a seletividade foi diferente, a primeira selecionou Mollusca e a segunda Coleoptera. Já no verão *B. iheringii* manteve a seleção positiva para Plecoptera, selecionando também indivíduos de Coleoptera nos locais com mata. Enquanto que *C. pterostictum* mudou completamente os itens selecionados para Hydracarina e Lepidoptera. Nos trechos sem mata as duas espécies selecionaram Ephemeroptera e Lepidoptera, *B. iheringii* ainda selecionou Diptera e *C. pterostictum* Hydracarina e Odonata (Figuras 6 e 7).

A espécie *H. mustelinus* manteve uma seletividade alimentar regular ao longo das estações e dos tratamentos de mata. No inverno a espécie selecionou em ambos os tratamentos indivíduos de Coleoptera, a única diferença foi o segundo item selecionado, que foi Hemiptera nos locais com mata e Ephemeroptera nos sem mata. Hemiptera também foi selecionado juntamente com Chironomidae e Plecoptera nos trechos com mata no verão e nos trechos sem mata com Hydracarina e Lepidoptera (Figura 8).

R. microlepidogaster selecionou no inverno nos pontos com mata ciliar Hemiptera e Trichoptera, nos pontos sem mata ciliar Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. No verão a espécie selecionou Diptera e Lepidoptera nos locais com e sem mata, incluindo Simuliidae nos locais com mata (Figura 9).

4 - DISCUSSÃO

Os resultados descritos anteriormente mostram uma tendência para a ausência de diferenças entre os locais com mata ciliar e aqueles com pouca mata ciliar. Com exceção das abundâncias totais das comunidades de peixes e de macroinvertebrados bentônicos. Estas foram estatisticamente diferentes entre os pontos de coleta em cada arroio, porém deve-se admitir que este padrão possa estar sofrendo influência do contínuo do rio. Já que a distribuição dos pontos de coleta segue o sentido cabeceira-foz, sendo os pontos 1 próximos a nascente do arroio e os pontos 2 próximos a foz. O conceito de rio contínuo (*River Continuum Concept* – RCC) proposto por VANNOTE *et al.* (1980), afirma que ao longo dos arroios existem diferenças nas características físicas e químicas que induzem a um gradiente de mudanças e acréscimo de espécies.

Dentre estas diferenças físicas e químicas podemos destacar que arroios de cabeceira são estreitos, rasos, com rápida velocidade da água, alta concentração de oxigênio dissolvido, substrato grosso, canal completamente fechado pela vegetação ciliar, entrada de luz solar baixa e consequentemente a temperatura e a produtividade primária também (VANNOTE *et al.*, 1980). Conforme o rio corre, o canal torna-se mais largo, mais profundo, a velocidade da água diminui, a oxigenação diminui, o substrato fica mais fino, a vegetação não encobre completamente o canal, tornando a temperatura e a produtividade primária mais altas (VANNOTE *et al.*, 1980).

Com o gradiente crescente de produtividade as comunidades aquáticas tendem a aumentar junto, pois um ambiente com alta produção primária permite o acréscimo de novas espécies às cadeias alimentares (POST *et al.* 2000; KAWAGUSHI *et al.*, 2003; THOMPSON & TOWNSEND, 2005). Além disso, ambiente maior e mais complexo (corpo hídrico mais largo, mais profundo, maior quantidade de micro-habitats) permite a presença de espécies de diferentes nichos e diferentes funções, contribuindo também para o aumento da funcionalidade do ecossistema (DUMAY *et al.* 2004).

VANNOTE *et al.* (1980) também afirmam que a fauna presente nos arroios de cabeceira é caracterizada por espécies especialistas, diferente dos grandes rios, onde a fauna é composta por espécies generalistas. Para a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos este padrão longitudinal de acréscimo de espécies e aumento de abundância já foi reportado (PETRY & SCHULZ, 2006).

O padrão de maior abundância nos pontos com pouca mata ciliar também foi encontrado também nas estimativas populacionais de *B. iheringii* e *C. pterostictum.* Tais estimativas foram realizadas com base no método de remoção proposto por CARLE &

STRUB (1978), para tanto foram realizadas as três passadas de pesca elétrica ao longo do ponto de coleta. Acredita-se que o hábito do peixe pode influenciar na probabilidade de captura. Peixes que se posicionam na coluna de água são facilmente vistos pelos pescadores, por eles não estarem escondidos no substrato são os primeiros a sentir o campo elétrico, boiando rapidamente e consequentemente sendo capturados. Esta maior probabilidade de captura favorece a coleta de uma maior quantidade de indivíduos logo na primeira passada, e esta vai diminuindo ao longo das amostragens seguintes. Sendo assim, é possível alcançar um conjunto de dados excelente para aplicação da estimativa, onde a abundância capturada da terceira passada é menor do que a segunda e esta, menor do que a primeira.

Porém, para espécies de hábito bentônico, a probabilidade de captura pode ser menor. Pois, por estarem entre as rochas do fundo ou escondidos no foliço tendem a demorar para sentir o campo elétrico ou quando sentem e boiam não são vistos pelo pescador, porque ficam presos em meio ao substrato. Então, é preciso mais de uma passada para o pescador conseguir ver o peixe ou até mesmo para ele se deslocar do abrigo por causa do movimento da pesca e dos pescadores. Assim, a abundância capturada acaba não seguindo o padrão de diminuição ao longo das passadas. Por isso, as estimativas populacionais das espécies bentônicas, *H. mustelinus* e *R. microlepidogaster* foram mais uniformes e com intervalos de confiança maiores.

Além das estimativas populacionais, também foi realizado o estudo da influência da mata ciliar na dieta das quatro espécies, *B. iheringii*, *C. pterostictum*, *H. mustelinus* e *R. microlepidogaster*. O conhecimento da dieta natural dos peixes assim como dos aspectos que envolvem a alimentação é de suma importância para o entendimento a cerca da ecologia das populações de peixes, uma vez que a eliminação de sua presa principal pode acarretar sérios danos a sua população (MICHELETTI & UIEDA, 1996) e também para entender o seu papel nos processos que regulam o ecossistema (RESETARITS & CHALCRAFT, 2007). Desta forma, é possível reconhecer alterações antrópicas no ecossistema (LOWE-MCCONNEL, 1999).

Os riachos neotropicais oferecem uma grande diversidade e complexidade de habitats o que exige dos peixes o desenvolvimento de inúmeras táticas alimentares, as quais refletem a incrível variedade de organismos aquáticos disponíveis como presas potenciais (KEENLEYSIDE, 1979). Por isso, destacamos a importância de amostrar os recursos disponíveis no ambiente estudado. Já que, o item encontrado no conteúdo estomacal do peixe pode não ser seu item preferido e ter sido ingerido simplesmente

porque o alimento preferido estava ausente ou porque este item era muito abundante, e até mesmo ao acaso (ZAVALA-CAMIN, 1996).

As espécies de peixes da família Characidade, incluindo o gênero *Bryconamericus* se posicionam na coluna d'água tanto em ambientes lóticos quanto lênticos, se alimentam de itens que são arrastados pela corrente, possuindo o hábito onívoro (CASSATI *et al.*, 2001; LEAL, 2007). No presente estudo *B. iheringii* selecionou nos locais com mata ciliar indivíduos de Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera e Simuliidae. A seleção positiva para os três primeiros itens já havia sido encontrada em locais com vegetação ciliar em um arroio no sudeste brasileiro (PINTO & UIEDA, 2011). Já nos locais sem mata ciliar a espécie selecionou Mollusca, Diptera, Ephemeroptera e Lepidoptera. No mesmo estudo citado anteriormente em locais abertos, sem mata ciliar, ocorreu a seleção por Ephemeroptera, Lepidoptera, Odonata, Trichoptera e Coleoptera (PINTO & UIEDA, 2011).

C. pterostictum é conhecido por capturar seu alimento através da estratégia "senta e espera", posicionando-se nos espaços intersticiais do substrato e esperando o alimento se aproximar (CASSATI *et al.*, 2001). A espécie ocorre em arroios com correnteza moderada a forte e alimenta-se basicamente de invertebrados aquáticos (LEAL, 2007). ARANHA *et al.* (2000) destacam a importância de larvas de Simuliidae, Chironomidae e Ephemeroptera na dieta de *C. pterostictum*. Porém, no presente estudo os itens selecionados pela espécie incluíram Hydracarina, Lepidoptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Simuliidae e Plecoptera.

Pouco se sabe sobre as dietas das espécies *H. mustelinus* e *R. microlepidogaster*, geralmente estas se encontram nas listas de ictiofauna mas até o momento ninguém investiu em estudos sobre o comportamento alimentar delas. Na bacia do Rio dos Sinos estas espécies são características da região de cabeceiras (BOZETTI & SCHULZ, 2004; PETRY & SCHULZ, 2006; LEAL *et al.*, 2009). Ambas possuem o hábito alimentar insetívoro e estão associadas ao substrato (LEAL, 2007). Os resultados da seletividade alimentar comprovaram este hábito. *H. mustelinus* selecionou Coleoptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Plecoptera, Chironomidae e Hydracarina. Já *R. microlepidogaster* selecionou Trichoptera, Ephemeroptera, Lepidoptera, Hemiptera, Diptera e Plecoptera.

Ao contrário do que era esperado nenhuma das espécies consumiu um alto percentual de indivíduos de origem alóctone nos pontos com mata ciliar. O RCC afirma que os arroios de cabeceira são altamente dependentes dos insumos alóctones, visto que

a produtividade primária é baixa (VANNOTE *et al.*, 1980). NAKANO *et al.* (1990) avaliaram a importância dos *inputs* de material alóctone na dinâmicas das comunidades de peixe e macroinvertebrados. O estudo concluiu que a contribuição energética anual que os *inputs* alóctones oferecem aos arroios pode ser equivalente ao potencial energético disponível, representado pela produção dos artrópodes aquáticos, e é igualmente importante para os níveis superiores da cadeira trófica (NAKANO *et al.*, 1990).

A entrada de material alóctone pode ser um fator determinante na distribuição da biomassa de peixes. A biomassa de salmonídeos em um arroio no Japão foi fortemente influenciada pela disponibilidade de artrópodes terrestres provenientes da zona ripária (KAWAGUSHI *et al.*, 2003). O estudo ainda afirma que a seletividade dos salmonídeos pelos artrópodes alóctones se dá pela alta disponibilidade e pelo tamanho das presas, pois os artrópodes terrestres são maiores que os aquáticos (KAWAGUSHI *et al.*, 2003).

O baixo consumo de material de origem alóctone pelas espécies estudadas deixa evidente a importâncias dos fatores internos dos arroios sobre a distribuição, composição e dinâmica das comunidades ali presentes. Por isso, os estudos envolvendo estes ambientes são de suma importância para a detecção de impactos antrópicos, visto que a alteração dos parâmetros físicos e químicos dos arroios pode comprometer toda a dinâmica de uma comunidade biológica (SIMMONSON *et al.*, 1994; ESTEVES & ARANHA, 1999). Dentre as características que compõe a estrutura interna dos arroios podemos citar a morfologia do canal, o tipo de substrato, a temperatura da água, o oxigênio dissolvido e a velocidade da água (SIMMONSON *et al.*, 1994).

Estes aspectos internos são responsáveis pela manutenção da assembleia de peixes, influenciando diretamente na abundância e presença de espécies do arroio (WANG *et al.*, 2006-a). Já é reconhecido que as propriedades químicas, hidráulicas, morfológicas, do substrato e as associações com as comunidades biológicas são delineadas por muitos fatores da paisagem, que operam em diferentes escalas temporais e espaciais (ALLAN, 2004; WANG *et al.*, 2006-b;).

Segundo WANG *et al.* (2006-a) a questão escala espacial é essencial quando temos por objetivo mensurar os impactos antrópicos sobre as comunidades ícticas. Eles afirmam que tanto as características da bacia hidrográfica quanto as características locais dos arroios explicam consideravelmente as variações nas assembleias de peixes (WANG *et al.*, 2006-a).

Ao longo das últimas duas décadas muitos estudos vem indicando que os fatores da bacia contribuem muito mais para as variações na integridade biótica do arroio do que os fatores locais (ROTH *et al.*, 1996; ALLAN *et al.*, 1997; WANG *et al.*, 1997 E 2001). Estes trabalhos embasam a ideia de que a escala em que o presente estudo foi realizado não foi suficiente para capturar a influência da vegetação ciliar sobre as comunidades aquáticas. Além disso, o uso da terra ao redor destes arroios é caracterizado por moradias rurais de pequeno porte que não exploram a terra de maneira extensiva, possuem somente pequenas culturas e pecuária. Ao que tudo indica estes impactos ainda não estão se sobrepondo aos fatores internos dos arroios.

WANG *et al*. (2006-a) afirmam que existe uma relação inversa quanto a explicação dos fatores locais e a perturbação antrópica, ou seja, a explicação dos fatores internos dos arroios para as alterações na comunidades ícticas diminui conforme o grau de perturbação antrópica de toda a bacia hidrográfica aumenta. Assim, quanto menor é o grau de degradação da bacia mais os fatores locais irão influenciar as assembleias biológicas (WANG *et al.*, 2006-a).

Visto que a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos ocupa cerca de 1% do território estadual e comporta 14% da população, a taxa de urbanização chega a ser maior do que a média para o Estado (83%), entorno de 95%. Além disso, o Vale do Rio dos Sinos contribui com 14% do PIB do Estado, pois possui uma alta concentração industrial principalmente do setor coureiro-calçadista (Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande do Sul). Entre 2004 e 2006, foi executado um projeto para identificação dos pontos de impactos na bacia (Projeto Monalisa). O projeto mapeou e descreveu mais de 8000 pontos de impacto, classificados em dez categorias (SCHULZ *et al.*, 2006). Destes registros, mais de 2600 pontos foram para lançamentos de esgoto (industrial e doméstico) e para problemas relacionados à mata ciliar foram registrados mais de 2600 pontos também (SCHULZ *et al.*, 2006). Estes dados deixam evidente o quão impactada a bacia está, tornando factível a hipótese de que os impactos locais internos e externos dos arroios não tem mais força para explicar as alterações na comunidade.

Contudo, é de extrema necessidade a identificação dos fatores dominantes e a escala em que eles influenciam na assembleia de peixes para se obter sucesso nas ações de conservação e reabilitação dos copos hídricos.

5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservation of Biodiversity of the Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology* 19(3): 646 – 652.

ARAÚJO, F. G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica Usando a Comunidade de Peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Rev. Brasil. Biol.*, 58(4): 547-558.

ARANHA, J. M. R.; GOMES, J. H. C.; FOGAÇA, F. N. O. 2000. Feeding of two sympatric species of Characidium, C. lanei and C. pterostictum (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 43(5): 527-531.

ALLAN, J. D. 2004. Landscape and Riverscapes: The Influence of Land Use on River Ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics.* 35:257–284.

ALLAN, J. D., D. L. ERICKSON, AND J. FAY. 1997. The Influence of Catchment Land Use on Stream Integrity across Multiple Spatial Scales. *Freshwater Biology*. 37:149–161.

BERTACO, V. A. & LUCENA, C. A. S. 2004. Two New Species of Astyanax (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) from Eastern Brazil, with a Synopsis of The Astyanax Scabripinnis Species Complex. *Neotropical Ichthyology.* 4(1):53-60.

BERTACO, V. A. & LUCENA, C. A. S. 2010. Redescription of Astyanax obscurus (Hensel, 1870) and A. laticeps (Cope, 1894) (Teleostei: Characidae): Two Valid Freshwater Species Originally Described from Rivers of Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology.* 8(1): 7-20.

BOZETTI, M. & SCHULZ, U. H. 2004. An Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for Subtropical Streams in Southern Brazil. *Hydrobiologia*. 529: 133–144.

CASTELLE, A. J.; JOHNSON, A. W.; CONOLLY, C. 1994. Wetland And Stream Buffer Size Requirements – A Review. *J. Environ. Qual.* 23: 878 – 882.

CARLE, F. L.; STRUB, M. R. (1978). A New Method for Estimating Population Size from Removal Data. *Biometrics.* 34:621 – 630.

CASATTI, L., LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. 2001. Peixes de Riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica.* 1: 1-15.

DUMAY, O.; TARI, P. S.; TOMASINI, J. A.; MOUILLOT, D. 2004. Functional Groups of Lagoon Fish Species in Languedoc Roussillon, Southern France. *Journal of Fish Biology.* 64, 970–983.

ESTEVES, K. E. & ARANHA, J. M. R. 1999. Ecologia Trófica de Peixes de Riacho. In: *Ecologia de Peixes de Riachos.* CARAMASHI, E. P.; MANZZONI, R.; PERES NETO, P. R. Série Oecologia Brasiliensis. Vol. VI: 157-182. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

HYSLOP, E. J. (1980). Stomach Contents Analysis – a Review of Methods and their Application. *J. Fish. Biol.* 17: 441 – 429.

KAWAGUCHI, Y.; TANIGUCHI, Y.; NAKANO, S. 2003. Terrestrial Invertebrate Inputs Determine the Local Abundance of Stream Fishes in a Forested Stream. *Ecology.* 84(3): 701–708.

KAWAGUCHI, Y.; NAKANO, S. 2001. Contribution of Terrestrial Invertebrates to the Annual Resource Budget for Salmonids in Forest and Grassland Reaches of a Headwater Stream. *Freshwater Biology* **46**: 303–316.

KEENLEYSIDE, M. H. A., 1979. Diversity and Adaptation in Fish Behaviour. *Springer-Verlag*, Berlin.

KREBS; C. J. 1998. *Ecological Methodology.* 2 ed. Benjamim Cummings, Menlo Park, California.

LEAL, M. E. 2007. *Guia ilustrado dos peixes da bacia do Rio dos Sinos*. Trabalho de Conclusão de Curso de Biologia, UNISINOS, 140p.

LEAL, M. E.; BREEM, C. Q.; SCHULZ, U. H. 2009. Lista da Ictiocenose da Bacia do Rio dos Sinos, Sul do Brasil. *B. Inst. Pesca*, São Paulo. 35(2): 307 – 317.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & P.T.M. Cunningham, trad.). Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOWRANCE, R.; ALTIER, L.S.; NEWBOLD, J.D.; SCHNBAEL, R.R.; GROFFMAN, P.M.; DENVER, J.M.; CORRELL, D.L.; GILLIAM, J.W.; ROBINSON, J.L.; BRINSFIELD, R.S.; STAVER, K.W.; LUCAS, W. & TODD, A.H. 1997. Water Quality Functions of Riparian Forest Buffer Systems in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental Management.* 21: 687–712.

McCOMISH, T. S. 1966. Food Habits of Bigmouth and Smallmouth Buffalo in Lewis and Clark Lake and the Missouri River. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 96: 70 – 74.

MELO, F. A. G & BUCKUP, P. A. 2004. Astyanax henseli, A New Name for Tetragonopterus Aeneus Hensel, 1870 from Southern Brazil (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology.* 4(1):45-52.

MICHELETTI, C.V. & UIEDA, V.S. 1996. Food Resources Partitioning Among Sciaenid Fishes (Perciformes: Sciaenidae) of the Flamengo Bay, Ubatuba, Southeastern Brazil. *Arq. Biol. Tecnol.* 39(3):639-649.

NAIMAN, S. DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E. 2005. *Riparia Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities.* Eselvier/ Academic Press, San Diego, California.

NAKANO, S.; MIYASAKA, H.; KUHARA, N. 1999. Terrestrial–Aquatic Linkages: Riparian Arthropod Inputs Alter Trophic Cascades in a Stream Food Web. *Ecology*, 80(7): 2435–2441.

PINTO, T. L. F. & UIEDA, V. S. 2007. Aquatic Insects Selected as Food for Fishes of a Tropical Stream: Are there Spatial and Seasonal Differences in their Selectivity? *Acta Limnol. Bras*. 19(1): 67-78.

POST, D. M.; PACE, M. L.; JR. HAIRSTON, N. G. 2000. Ecosystem Size Determines Food-chain Length in Lakes. *Nature.* 405:1047-1049.

PETRY, A. C. & SCHULZ, U. H. 2006. Longitudinal Changes and Indicator Species of the Fish Fauna in the Subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology.* 69: 272–290.

PINKAS, L., M. S. OLIPHANT; I. L. K. IVERSON, 1971. Food Habits of Albacore, Bluefin tuna, and Bonito in California Waters. *Fishery Bulletin*. 152: 1-105.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. 1996. Landscape Influences On Stream Biotic Integrity Assessed at Multiple Spatial Scales. *Landscape Ecology*. 11:141-156.

RODRIGUES, M.S. & REIS, R. E. 2008. Taxonomic Review of *Rineloricaria* (Loricariidae: Loricariinae) from the Laguna dos Patos Drainage, Southern Brazil, with Descriptrions of Two New Species and Recognition of Two Species Groups. *Copeia*. 2:333-349.

RESETARITS, W. J. JR.; CHALCRAFT, D. R. 2007. Functional Diversity Within a Morphologically Conservative Genus of Predators: Implications for Functional Equivalence and Redundancy in Ecological Communities. *Functional Ecology* 21:793-804.

SCHULZ, U. H.; NABINGER, V.; GOMES, L. P. 2006. Relatório Final do Projeto Monalisa, São Leopoldo, RS. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos – COMITESINOS, 18p.

SIMONSON, T. D.; LYONS, J.; KANEHL, P. D. 1994. Quantifying Fish Habitat in Streams: Transect Spacing, Sample Size, and a Proposed Framework. *Worth American Journal of Fisheries Management.* 14:607-615.

STAROSTKA, V. J.; APPLEGATE, L. (1970) Food Selectivity of Bigmouth Buffalo, Ictiobus cyprinellus, in Lake Poinsett, South Dakota. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 3: 571–576.

STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Trans. American Geophysical Union*. 38: 913-920.

SWEENEY, B.W. (1992). Streamside Forest and the Physical, Chemical, and Trophic Characteristics of Piedmont Streams in Eastern North America. *Water Science Technology*. 26: 2653-2673.

TEIVE, L. F.; LISBOA, L. K.; PETRUCIO, M. M. 2008. Uma Revisão da Disponibilidade de Dados Ecológicos de Dados Ecológicos Visando o Direcionamento de Novas Pesquisas na Lagoa do Peri. *Revista Biotemas* 21(2): 133 – 143

THOMPSON, R. M.; TOWNSEND, C. R. 2005. Energy Availability, Spatial Heterogeneity and Ecosystem Size Predict Food-Web Structure in Streams. *Oikos.* 108: 137/148.

TUNDISI, J.G. 2003. Água no século XXI: enfrentando a escassez. RiMa/IIE. São Carlos, Brasil.

UIEDA, V. S.; PINTO, T. L. F. 2011. Feeding Selectivity of Ichthofauna in a Tropical Stream: Space-time Variations in Trophic Plasticity. *Community Ecology.* 12(1): 31-39.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHIN, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL, AND R. BANNERMAN. 2001. Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environmental Management* 28:255–266.

WANG, L., P. W. SEELBACH, AND J. LYONS. 2006-A. Effects of Levels of Human Disturbance on the Influence of Catchment, Riparian, and Reach-Scale Factors on Fish Assemblages. 199–219. IN: R. M. HUGHES, L. WANG, AND P. W. SEELBACH, editors. Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages. *American Fisheries Society, Symposium* 48, Bethesda, Maryland.

WANG, L.; SEELBACH, P. W., HUGHES, R. M. 2006-B. Introduction to Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48:1–23.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997. Influence of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries.* 22(6):6-12.

WINDELL, J. T. & BOWEN, S. H. 1978. Methods for Study of Fish Diets Based on Analysis of Stomach Contents. In: *Methods for the Assessment of Fish Production in Fresh Water*. BAGENAL, T., ed. 3 ed. Blackwell Scientific Publications.

WIPLI, M. S.; RICHARDSON, J. S.; NAIMAN, R. J. 2007. Ecological Linkages Between Headwaters and Downstream Ecosystems: Transport of Organic Matter, Invertebrates, and Wood Down Headwaters Channels. *Journal of the American Water Resources Association*. 43(1):72-85.

WIPLI, M.S; GREGOVICH, D.P. 2002. Export of Invertebrates and Detritus from Fishless Headwater Streams in Southeastern Alaska: Implications for Downstream Salmonid. *Freshwater Biology* 47: 957–969.

ZAVALA-CAMIN, L. A., 1996. Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural de Peixes. EDUEM, Maringá.

7 – FIGURAS E TABELAS

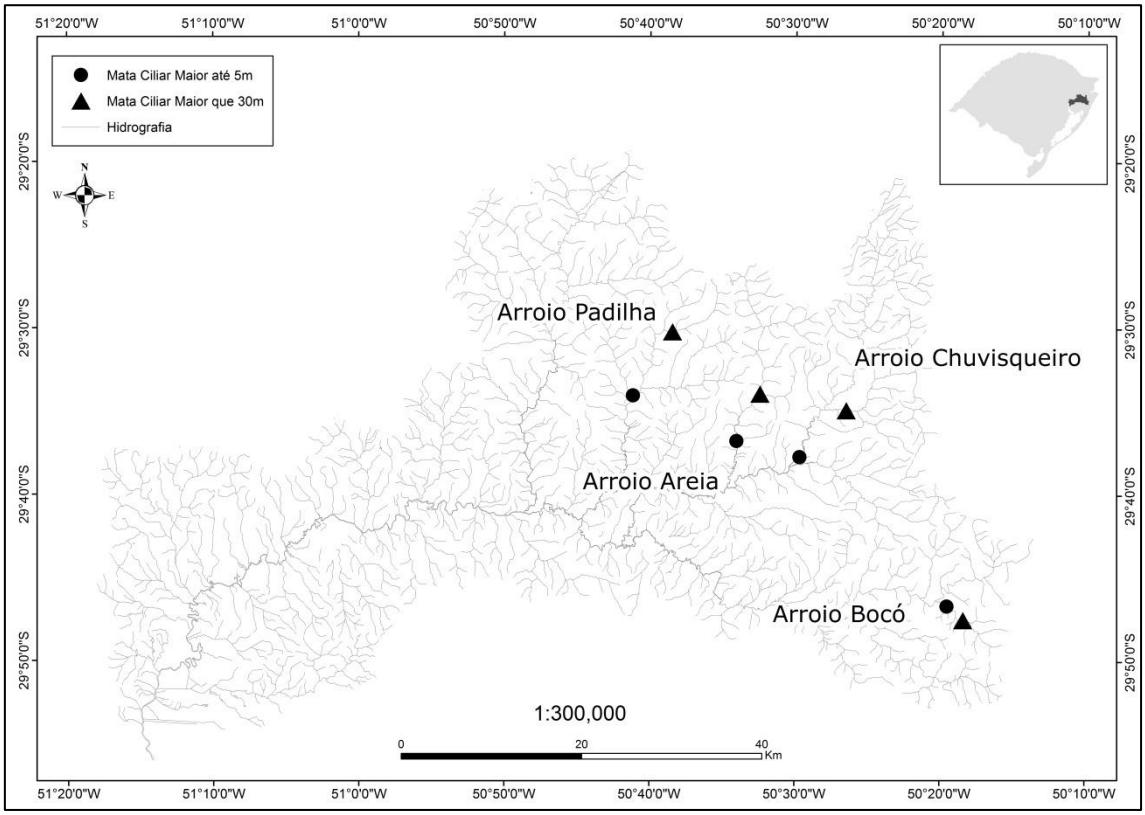

Figura 1: Bacia Hidrográfica do Rio Dos Sinos e pontos de coleta.

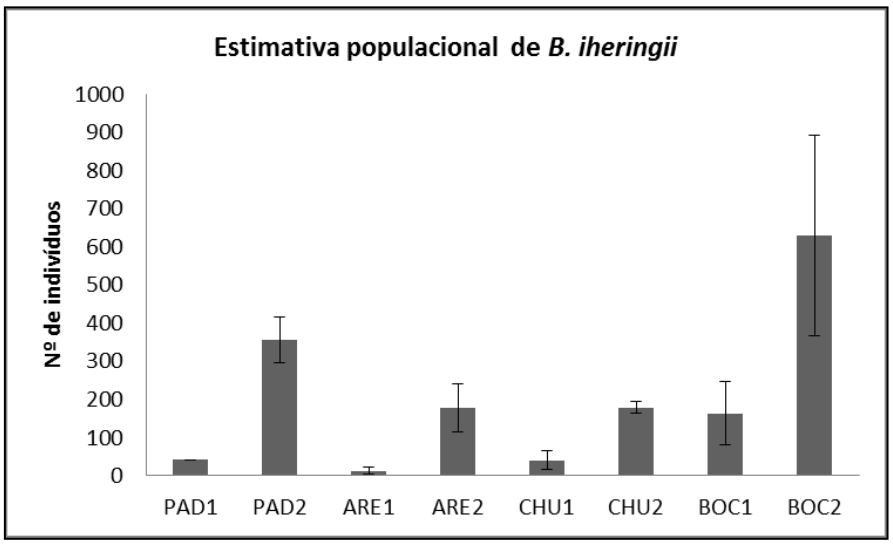

Figura 2: Estimativa populacional de *Bryconamericus iheringii*, calculada através do método de remoção de três passadas de pesca elétrica proposto por CARLE E STRUB, 1978. Barras de erro representam o intervalo de confiança (95%).

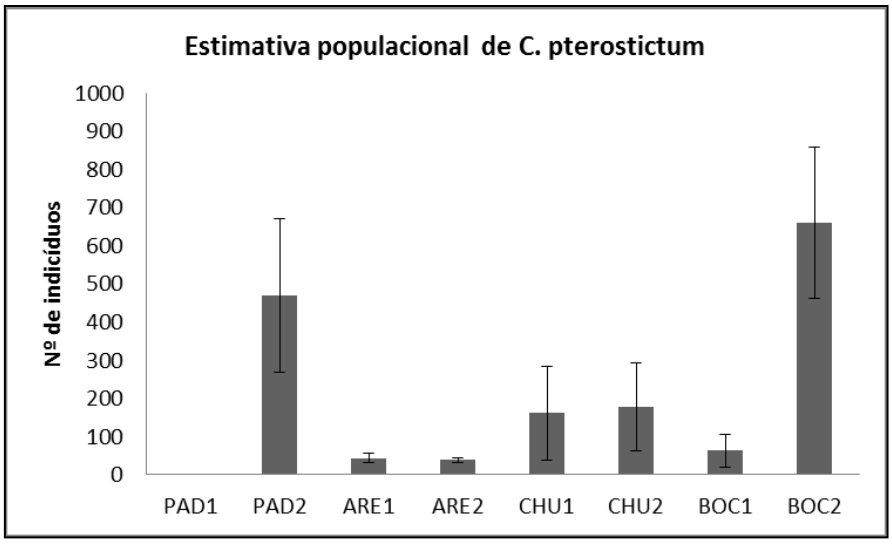

Figura 3: Estimativa populacional de *Characidium pterostictum*, calculada através do método de remoção de três passadas de pesca elétrica proposto por CARLE E STRUB, 1978. Barras de erro representam o intervalo de confiança (95%).

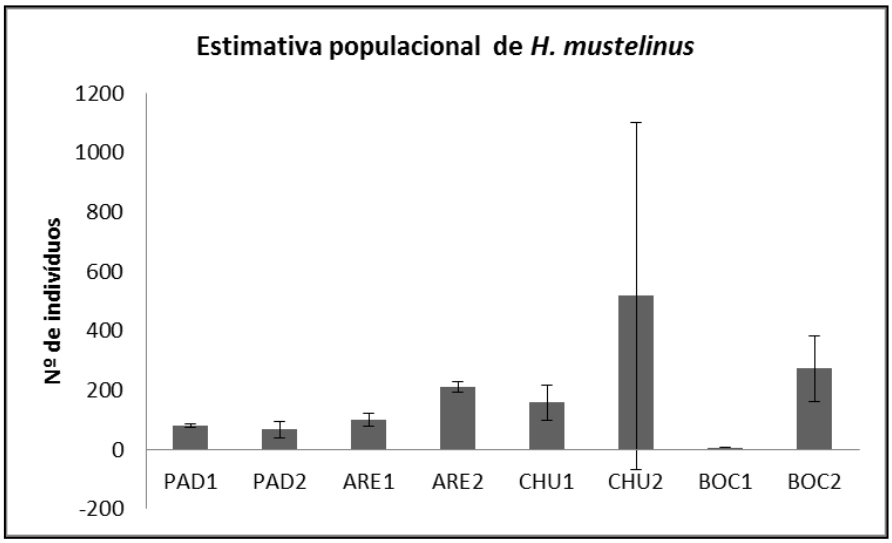

Figura 4: Estimativa populacional de *Heptapterus mustelinus*, calculada através do método de remoção de três passadas de pesca elétrica proposto por CARLE E STRUB, 1978. Barras de erro representam o intervalo de confiança (95%).

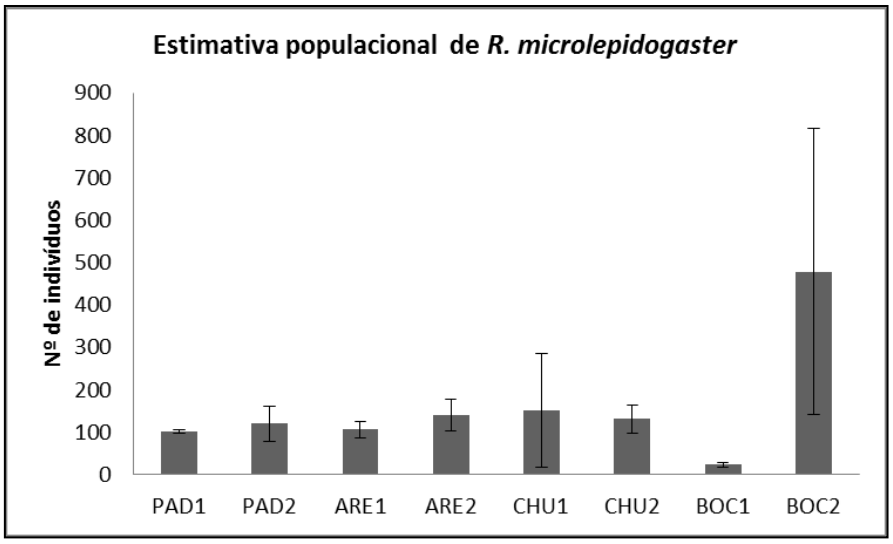

Figura 5: Estimativa populacional de *Rineloricaria microlepidogaster*, calculada através do método de remoção de três passadas de pesca elétrica proposto por CARLE E STRUB, 1978. Barras de erro representam o intervalo de confiança (95%).

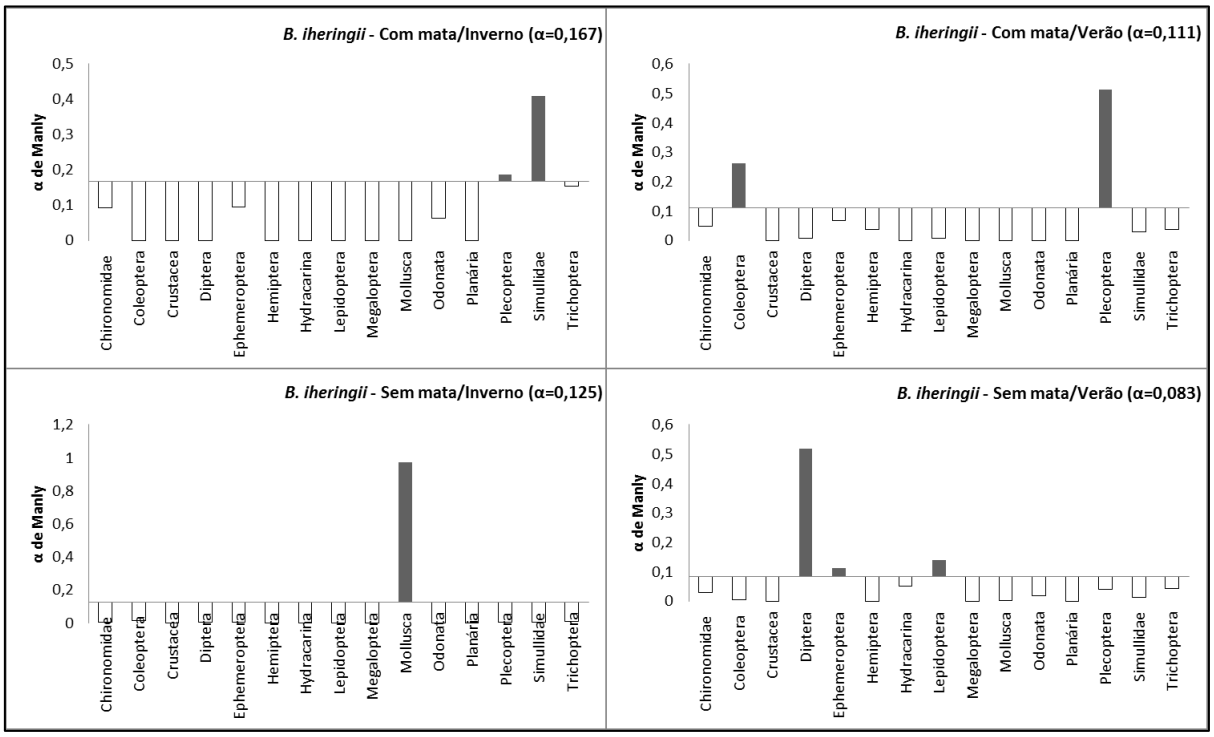

Figura 66: Seletividade alimentar de Manly (α) calculado para *Bryconamericus iheringii.* Barras escuras representam seletividade positiva e as barras vazias seletividade negativa. Resultados obtidos através da aplicação do índice no programa Ecological Methodology 5.2 (KREBS, 1998).

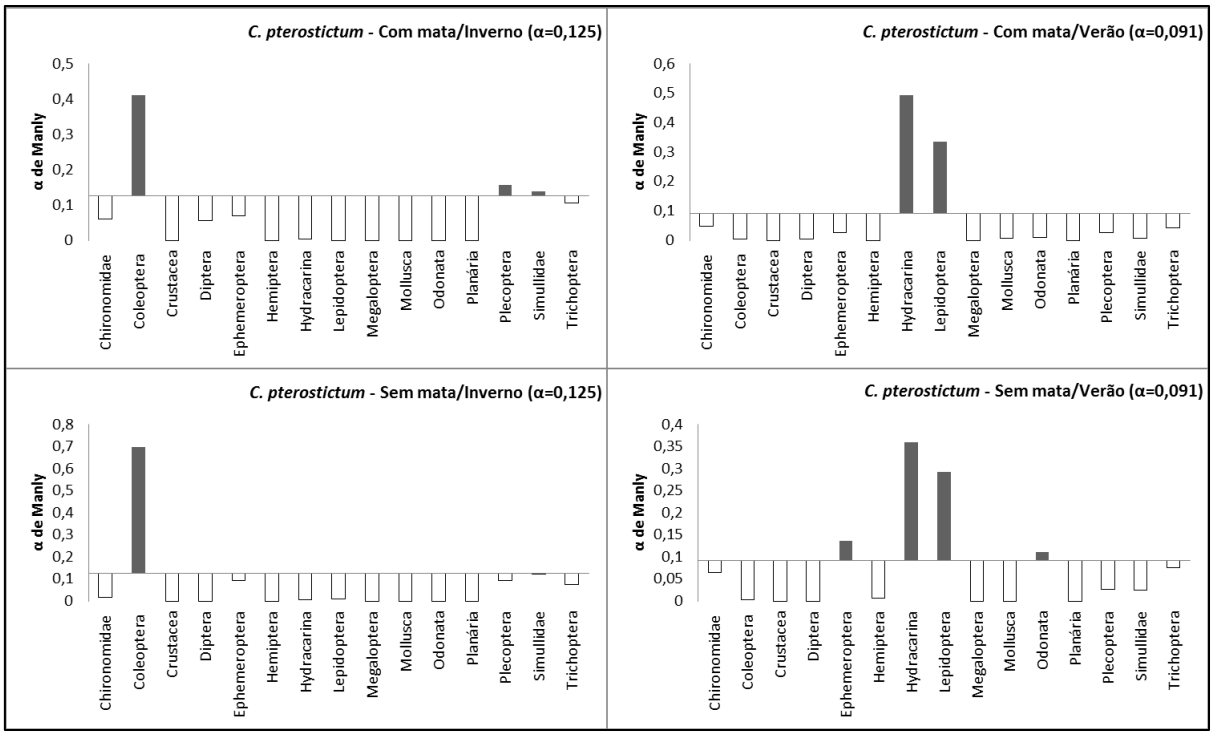

Figura 77: Seletividade alimentar de Manly (α) calculado para *Characidium pterostictum.* Barras escuras representam seletividade positiva e as barras vazias seletividade negativa. Resultados obtidos através da aplicação do índice no programa Ecological Methodology 5.2 (KREBS, 1998).

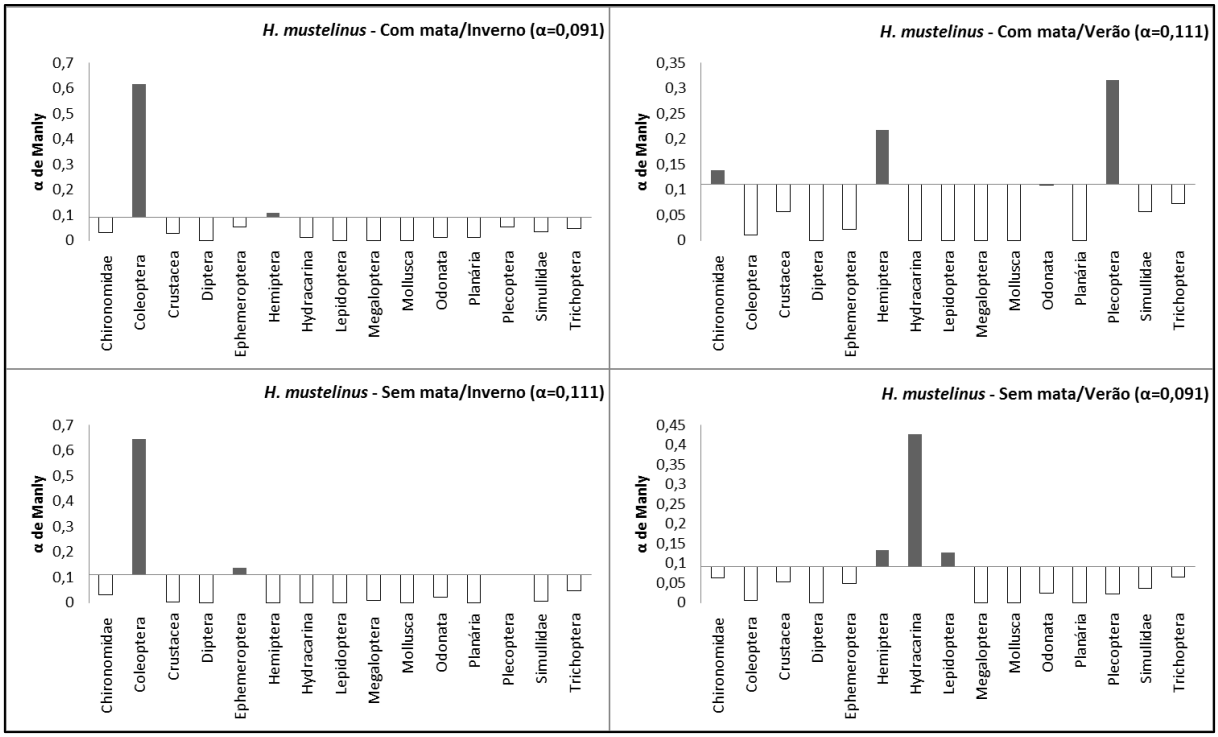

Figura 8: Seletividade alimentar de Manly (α) calculado para *Heptapterus mustelinus.* Barras escuras representam seletividade positiva e as barras vazias seletividade negativa. Resultados obtidos através da aplicação do índice no programa Ecological Methodology 5.2 (KREBS, 1998).

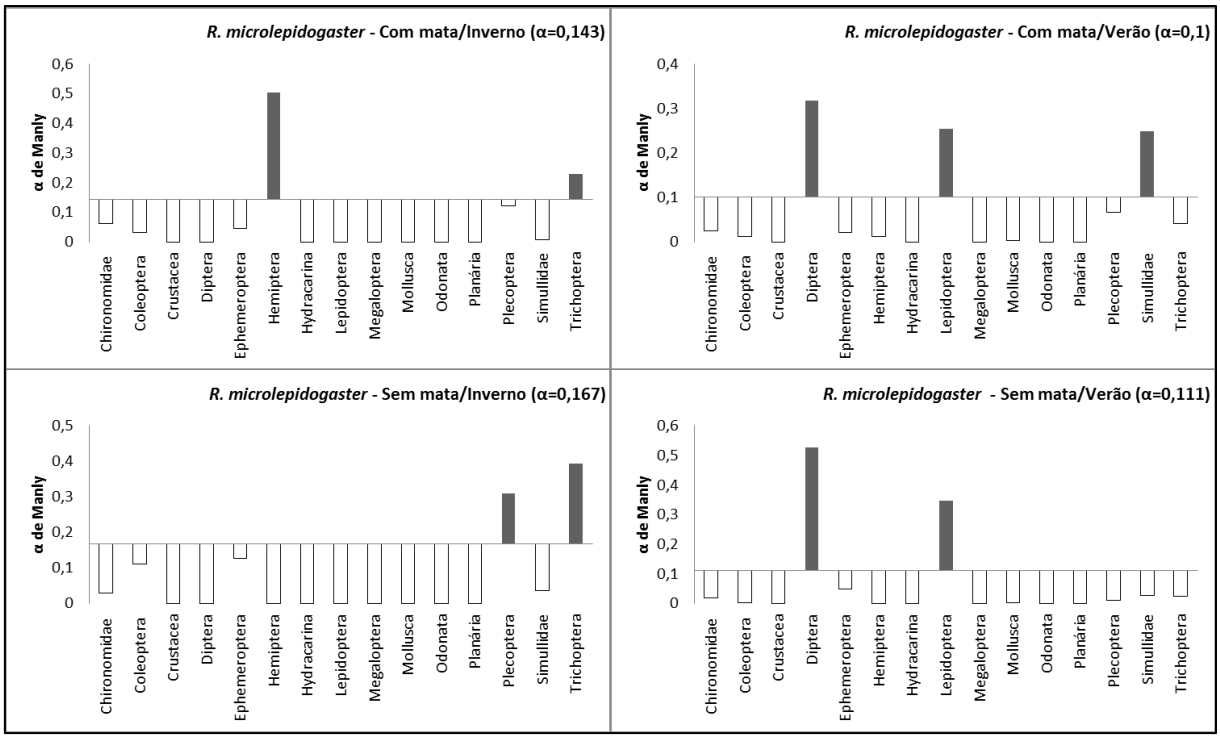

Figura 9: Seletividade alimentar de Manly (α) calculado para *Rineloricaria microlepidogaster*. Barras escuras representam seletividade positiva e as barras vazias seletividade negativa. Resultados obtidos através da aplicação do índice no programa Ecological Methodology 5.2 (KREBS, 1998).

Tabela 1: Comparação da riqueza de peixes e abundância total entre os pontos com mata ciliar (1) e os sem mata (2) dos quatro arroios amostrados. Resultados obtidos através do teste multinominal do programa Statistix 9.

	Ar. Padilha		Ar. Areia		Ar. Chuvisqueiro		Ar. Bocó	
Riqueza								
Ponto 1	23	p=0,0906	24	p=0,0960	31	p=0,1979	29	p=0,2253
Ponto 2	36	chi²=2,86	37	chi²=2,77	42	chi²=1,66	39	chi²=1,47
Abundância								
Ponto 1	411	p=0,000	317	p=0,000	473	p=0,000	281	p=0,000
Ponto 2	838	chi²=145,98	792	chi²=203,45	1107	chi²=254,4	1620	chi²=943,15

Tabela 2: Comparação da frequência de ocorrência dos itens alimentares entre os pontos com e sem vegetação nos arroios amostrados. Resultados obtidos através do teste de qui-quadrado do programa Statistix 9.

	Ar. Padilha	Ar. Areia	Ar. Chuvisqueiro	Ar. Bocó
B. iheringii	chi²12,816 p=0,61652	chi²=9,1871 p=0,42018	chi²=22,206 p=0,1366	chi²=13,884 p=0,23947
C. pterostictum	chi²=14,923 p=0,18606	chi²=18,959 p=0,12438	chi²=9,1225 p=0,69244	chi²=18,697 p=0,0667
H. mustelinus	chi²=12,683 p=0,47261	**chi²=28,539 p=0,004**	chi²=25,031 p=0,069276	chi²=1,3576 p=0,99483
R. microlepidogaster	**chi²=42,215 p=0,0003**	**chi²=23,982 p=0,02**	chi²=5,2822 p=0,87155	**chi²=23,211 p=0,0259**

Tabela 3: Comparação da riqueza de macroinvertebrados e abundância total entre os pontos com mata ciliar (1) e os sem mata (2) dos quatro arroios amostrados. Resultados obtidos através do teste multinominal do programa Statistix 9.

	Ar. Padilha		Ar. Areia		Ar. Chuvisqueiro	
Riqueza						
Ponto 1	16	p=0,8618	16	p=0,8618	17	p=0,8658
Ponto 2	17	chi²=0,03	17	chi²=0,03	18	chi²=0,03
Abundancia						
Ponto 1	2203	p=0,000	4035	p=0,000	4977	p=0,000
Ponto 2	4035	chi²=871,40	3648	chi²=19,49	6923	chi²=318,23

Tabela 4: Abundância total (N) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados coletados em todos os pontos com mata ciliar (1) e em todos os pontos sem mata ciliar (2).

	Pontos 1		Pontos 2	
Invertebrados	**N**	**%**	**N**	**%**
Acarina	1	0,01	0	0,00
Chironomidae	**1835**	**16,36**	**2321**	**15,25**
Coleoptera	**1269**	**11,32**	**2452**	**16,11**
Collembola	14	0,12	6	0,04
Aegla	40	0,36	34	0,22
Diptera	109	0,97	113	0,74
Ephemeroptera	**3692**	**32,92**	**2462**	**16,18**
Hemiptera	225	2,01	156	1,03
Heteroptera Adulto	1	0,01	3	0,02
Hydracarina	11	0,10	20	0,13
Lepidoptera	17	0,15	64	0,42
Megaloptera	20	0,18	63	0,41
Mollusca	454	4,05	**3867**	**25,41**
Odonata	106	0,95	111	0,73
Oligochaeta	106	0,95	118	0,78
Planária	22	0,20	34	0,22
Plecoptera	857	7,64	747	4,91
Simullidae	338	3,01	362	2,38
Trichoptera	**2098**	**18,71**	**2284**	**15,01**

Tabela 5: Informações gerais sobre o consumo alimentar das espécies de peixe, *Bryconamericus iheringii*, *Characidium pterostictum*, *Heptapterus mustelinus* e *Rineloricaria microlepidogaster*, nos pontos com mata ciliar (1) e nos pontos sem mata ciliar (2). %F=frequência de ocorrência dos itens; %V=percentual do volume do item na dieta da espécie; %IRI=percentual do índice de importância relativa.

	B. iheringii						*C. pterostictum*					
	Ponto 1			Ponto 2			Ponto 1			Ponto 2		
Itens alimentares	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**
Aegla				0,75	2,69	0,57						
Aranae							0,27	0,49	0,90			
Chironomidae	22,22	1,93	4,36	24,19	1,39	1,87	24,64	2,79	17,69	28,53	3,38	35,65
Coleoptera	6,73	3,16	7,67	5,74	12,99	1,73	5,82	8,46	1,26	4,39	14,45	2,19
Coleoptera_AL				0,25	0,74	0,97						
Collembola				0,25	0,48	0,96				0,20	0,26	0,34
Diptera	5,56	0,89	0,45	5,74	0,48	0,27	1,34	0,67	0,33	0,95	0,89	0,34
Diptera_AL	0,34		0,20	0,25	0,16	0,16						
Ephemeroptera	23,57	29,46	39,95	24,44	49,83	78,90	26,23	55,57	51,87	19,47	24,68	28,68
Hemiptera	1,11	0,22	0,68							0,38	1,89	0,24
Hydracarina				0,50	0,16	0,19	6,42	0,29	0,52	6,49	0,15	0,88
Hymenoptera_AL	1,35	0,30	0,93	1,50	0,25	0,63	1,34	0,60	0,17	0,76	0,38	0,15
Ictio-escama				0,50	0,44	0,22	0,82	0,54	0,15	1,72	2,92	0,19
Ictio-estrutura óssea												
Ictio-ovo	0,34	0,14	0,26									
Ictio-peixe												
Isoptera_AL				0,25	0,12	0,94						
Lepidoptera	0,67	0,13	0,42	2,74	1,77	0,26	2,67	3,22	0,29	6,17	14,55	3,28
Megaloptera												
Mollusca				2,24	1,75	0,26						
Odonata	1,11	0,63	0,78	1,00	0,83	0,50	0,53	2,15	0,29	0,38	0,58	0,81
Oligochaeta												
Ortoptera_AL	0,34	0,97	0,25									
Ovo hemiptera	0,34	0,28	0,20	0,25	0,28	0,94						
Planária												
Plecoptera	3,74	7,86	1,49	5,49	9,37	1,72	5,35	3,86	0,66	4,58	18,70	3,36
Simuliidae	9,76	1,28	1,19	4,24	0,26	0,18	1,87	0,42	0,56	5,34	0,94	0,84
Thysanoptera_AL												
Trichoptera	23,57	26,88	45,19	19,77	18,35	15,40	24,64	22,77	27,62	21,18	16,56	25,18

Continua

Continuação

	H. mustelinus						*R. microlepidogaster*					
	Ponto 1			Ponto 2			Ponto 1			Ponto 2		
Itens alimentares	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**	**%F**	**%V**	**%IRI**
Aegla	0,83	5,34	0,16	3,65	8,53	1,87						
Aranae												
Chironomidae	24,38	4,62	27,68	2,89	0,88	49,19	19,87	3,30	11,17	28,73	95,59	81,87
Coleoptera	2,48	9,58	0,89	2,23	2,86	0,59	2,87	4,79	0,60	3,39	0,22	0,73
Coleoptera_AL							0,23		0,39	0,78		0,26
Collembola												
Diptera		0,75					4,19	2,43	0,55	3,39	0,15	0,82
Diptera_AL							0,23	0,32	0,61	0,26	0,33	0,23
Ephemeroptera	25,27	25,62	38,34	13,93	6,11	14,38	25,68	27,69	4,55	23,76	3,42	11,87
Hemiptera	0,83	9,84	0,28				0,23	0,22	0,22			
Hydracarina	0,41	0,12	0,34	1,11	0,71	0,43	0,23	0,13	0,43	0,26	0,23	0,24
Hymenoptera_AL	2,66	0,22	0,11	0,84	0,99	0,49	0,23	0,14	0,44			
Ictio-escama	0,83	1,65	0,42	1,39	1,46	0,16	0,23	0,42	0,34			
Ictio-estrutura óssea				0,28	0,12	0,39						
Ictio-ovo		12,39		0,56		0,16						
Ictio-peixe	0,83		0,13		0,67							
Isoptera_AL												
Lepidoptera				1,11	0,49	0,72	1,14	8,84	0,33	4,97	1,19	0,57
Megaloptera				1,39	6,47	4,67						
Mollusca				21,73			0,44	4,57	0,65	1,44	0,29	0,13
Odonata	2,89	4,21	0,67	1,39	12,95	1,29	0,44	0,56	0,93	0,26	0,69	0,23
Oligochaeta				0,28	0,42	0,13		0,54	0,36	0,26	0,90	0,92
Ortoptera_AL												
Ovo hemiptera	2,48	0,93	0,32	1,95	0,39	0,26	0,88	0,28	0,29	0,26	0,19	0,23
Planária	0,41	0,23	0,33	0,56						0,52	0,36	0,92
Plecoptera	9,92	2,79	9,87	5,57	2,87	2,59	1,15	7,74	3,69	6,79	0,25	0,43
Simuliidae	3,36	0,28	0,44	3,65	0,39	0,54	16,34	24,31	27,73	8,94	0,28	0,84
Thysanoptera_AL	0,41	0,86	0,33									
Trichoptera	22,73	5,98	21,25	18,66	3,77	24,95	16,78	15,12	15,16	17,23	0,14	4,24

Tabela 6: Índice de sobreposição de nicho (PIANKA, 1973), entre as quatro espécies de peixes *Bryconamericus iheringii*, *Characidium pterostictum*, *Heptapterus mustelinus* e *Rineloricaria microlepidogaster* . 0=nenhum item compartilhado; 1=nichos totalmente sobrepostos. Resultados obtidos através da aplicação do índice no programa Ecological Methodology 5.2 (KREBS, 1998)

	Bryihe	**Chapte**	**Hepmus**	**Rinmic**
Bryihe	1			
Chapte	0,981	1		
Hepmus	0,929	0,903	1	
Rinmic	0,852	0,825	0,766	1

‘