

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E FIDELIDADE  
QUANTITATIVA DE ASSOCIAÇÕES VIVAS X  
MORTAS DE MOLUSCOS NA BACIA DO RIO IBICUÍ,  
BRASIL**

**TESE DE DOUTORADO**

**Alcemar Rodrigues Martello**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2013**

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E FIDELIDADE QUANTITATIVA  
DE ASSOCIAÇÕES VIVAS X MORTAS DE MOLUSCOS NA  
BACIA DO RIO IBICUÍ, BRASIL**

**Alcemar Rodrigues Martello**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, área de concentração em Bioecologia de Moluscos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor em Biodiversidade Animal**

**Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Carla Bender Kotzian**  
Orientadora

**Prof. Dr. Átila Augusto Stock da Rosa**  
Co-orientador

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2013**

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Naturais e Exatas  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

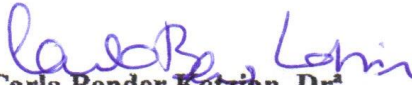
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Tese de Doutorado

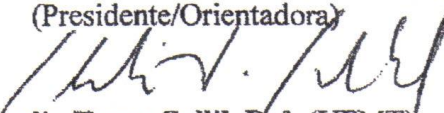
**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E FIDELIDADE QUANTITATIVA DE  
ASSOCIAÇÕES VIVAS X MORTAS DE MOLUSCOS DA BACIA DO  
RIO IBICUI, BRASIL**


elaborada por  
**Alcemar Rodrigues Martello**


Como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Biodiversidade Animal**

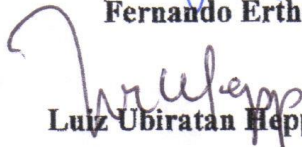
**COMISSÃO EXAMINADORA**

  
**Carla Bender Kotzian, Dr<sup>a</sup>**  
(Presidente/Orientadora)

  
**Claudia Tasso Callil, Dr<sup>a</sup>. (UFMT)**

  
**Claudio German De Francesco, Dr. (Universidad Nacional de Mar del Plata)**

  
**Fernando Erthal, Dr. (UFRGS)**

  
**Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (URI-Erechim)**

Santa Maria, 30 de agosto de 2013

Aos meus filhos,  
Odara e Augusto,

Nada do que eu fiz até hoje,  
tem sentido sem vocês.

## AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela bolsa de doutorado, sem a qual teria sido impossível o desenvolvimento e o término desta tese.

À Professora Carla Kotzian, pela orientação, pela minha iniciação na malacologia e por todo o conhecimento transmitido sobre os moluscos.

À minha mãe, meu porto seguro, pelo auxílio incondicional, por acreditar e por estar ao meu lado sempre!

Ao meu pai (*in memoriam*) que nos seus últimos anos de sua vida, tentou buscar um novo sentido na sua trajetória.

À bióloga Rafaelle Gonçalves (IFFarroupilha), pelos momentos compartilhados e a certeza de um futuro melhor.

Ao biólogo e amigo, Rubinho Boelter (UFFS), meu colega de graduação, mestrado e doutorado, pelas conversas e pelos trabalhos realizados ao longo desses anos.

À bióloga Luciane Oleques (IFFarroupilha), minha parceira nos estudos em educação ambiental, pelo convívio e pela casa sempre aberta aos amigos.

Ao biólogo, amigo e compadre Luciano Leal (UESB), pela amizade durante todos estes anos desde a graduação. À Jane pela minha nova afilhada, a Valentina.

Ao biólogo, amigo e compadre Carlos Copatti (UFBA), pelo companheirismo durante esses anos apesar da distância.

Ao amigo e compadre Ricardo Malfatti (UNICENTRO), pelas conversas pelo celular e *msn* durante as madrugadas, com muita cervejada ao som de U2, A-Ha, Simple Red e dos ensaios de bateria. Por lembrar de que ainda somos jovens e loucos!

À bióloga e amiga Vanessa Baptista (URI-Santiago): Há pessoas que simplesmente aparecem em nossas vidas e nos marcam para sempre... Tenha a certeza que você foi fundamental nos momentos que surgiram durante o doutorado.

À bióloga e amiga Paloma Rubin, minha fiel escudeira, sempre pronta para me defender e por me aguentar “borracho”.

Ao Professor Átila da Rosa (UFSM), pela confiança, amizade e oportunidade de trabalho durante o doutorado.

Ao biólogo e amigo Luiz Hepp (URI-Erechim), pelo grande auxílio no tratamento estatístico dos dados e pelas sugestões.

Ao biólogo e colega dos moluscos Fernando Erthal pelo auxílio no tratamento estatístico e sugestões no artigo.

Aos meus colegas do laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos: Sarah Lemes, Elis Secretti, Bruna Braun, Vanessa Baptista, Michelle Antunes, Elzira Floss, Andrea Salvarrey, Mateus Pires, Roger Sá, Nicolas Figueiredo, Aline do Amaral, Luciani Santin, Rose Davanso e Carol Peripolli. Essa tese tem um pedaço ENORME de cada um de vocês. Muito Obrigado!

Aos amigos do Labdros: Francine Cenzi, Larissa Bernardo, Sinara Jardim, Paloma Rubin, Valéria Kaminski, Stela, Pedro Fonseca, João Pedro Junges, Gabriel Wallau e Geovani Tolfo, pelas conversas no “16” e por me convidarem para as festas do laboratório.

Aos laboratoristas, Valmir (Laboratório de Águas Rurais, CCR/UFSM) e Alfeu (Laboratório de Controle Ambiental, CT/UFSM) pela análise dos parâmetros físico-químicos da água dos rios.

Ao professor Ailo Saccol, diretor da Faculdade Integrada de Santa Maria (FISMA), pela licença de afastamento da instituição, para o meu aprimoramento profissional.

Ao médico Carlos Argemi Abreu, pelas conversas mensais e auxílio durante esses últimos dois anos.

Ao Sr. Arsênio pela hospitalidade durante as nossas coletas em sua propriedade às margens do rio Ibicuí, “lá nos Alegrete”.

Aos proprietários anônimos que permitiram a entrada em suas propriedades para fazermos as coletas.

A todos os meus amigos que estiveram ao meu lado (corpo e/ou espírito) rindo, chorando, discutindo, brigando e elaborando “mil soluções” para este momento, meu grande abraço e muito obrigado.

“Tudo tem o seu tempo determinado...  
Há tempo de nascer, e tempo de morrer;  
tempo de plantar, e tempo de arrancar o que se plantou;  
Tempo de matar, e tempo de curar;  
tempo de derrubar, e tempo de edificar;  
Tempo de chorar, e tempo de rir;  
Tempo de buscar, e tempo de perder;  
Tempo de rasgar, e tempo de coser;  
tempo de estar calado, e tempo de falar;  
Tempo de amar, e tempo de odiar;  
tempo de guerra, e tempo de paz.”

**Eclesiastes 3, 1-8**

“O místico crê num Deus desconhecido.  
O pensador e o cientista creem numa ordem desconhecida.  
É difícil dizer qual deles sobrepuja o outro em sua devoção não racional.”

L. L. Whyte

# RESUMO

Tese de Doutorado

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal

Universidade Federal de Santa Maria

## **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E FIDELIDADE QUANTITATIVA DE ASSOCIAÇÕES VIVAS X MORTAS DE MOLUSCOS DA BACIA DO RIO IBICUÍ, BRASIL**

Autor: Alcemar Rodrigues Martello

Orientadora: Carla Bender Kotzian

Santa Maria, 30 de agosto de 2013

A inexistência de dados de longo prazo sobre as comunidades de moluscos que hoje ocupam rios e riachos, atualmente, pode dificultar a determinação do grau em que as mesmas encontram-se alteradas. Nesse sentido, estudos quantitativos sobre a paleodiversidade e a distribuição espacial de suas comunidades representam importante contribuição ao conhecimento da biodiversidade dos moluscos límnicos e preservação da integridade dos rios do sul do Brasil. A partição aditiva da diversidade de espécies é uma forma eficiente para analisar a diversidade de espécies em várias escalas espaciais e identificar a fonte mais importante e o destino dos esforços para a conservação da diversidade. Outro método, a fidelidade quantitativa, permite responder questões sobre produtividade, biomassa e estrutura de comunidades, assim como alterações antropogênicas, analisando o grau com que associações mortas refletem as comunidades vivas. O presente estudo teve como objetivos conhecer e compreender a distribuição espacial das comunidades vivas de moluscos e a fidelidade quantitativa das assembleias vivas e mortas na bacia do rio Ibicuí, extremo sul do Brasil. No capítulo um, objetivou-se avaliar a distribuição das comunidades de moluscos no rio Toropi e a partição da diversidade da comunidade em diferentes escalas espaciais. Os resultados mostraram que todas as espécies de moluscos encontrados, bem como, a comunidade no total, exibiram distribuição agregada, influenciando a partição da diversidade beta das comunidades de moluscos límnicos estudadas. O capítulo dois teve como objetivo avaliar o grau da fidelidade quantitativa das associações vivas e mortas de moluscos da bacia do Rio Ibicuí, sul do Brasil, sob a influência de três fatores ambientais, em escala espacial ampla e local: relevo (planície x encosta), ordem dos rios (pequena x média-grande) e granulometria (substrato arenoso x cascalhoso). Os resultados demonstraram uma diferença na fidelidade entre as assembleias vivas e mortas na bacia do Rio Ibicuí, em relação a composição de espécies, dominância e riqueza. As assembleias vivas estiveram relacionadas a estes fatores. A composição de espécies das assembleias mortas pode ser usada para inferir a ordem dos rios, podendo ser utilizadas para reconstituir a ordem hidrológica dos ambientes onde estão acumuladas. No entanto, as assembleias mortas não podem ser utilizadas para fornecer informações sobre relevo, pois as acumulações de conchas não foram influenciadas por essa variável ambiental.

**Palavras-chave:** moluscos límnicos, padrões de distribuição, diversidade beta, partição aditiva.



# ABSTRACT

Doctoral Thesis  
Post-Graduation in Animal Biodiversity  
Universidade Federal de Santa Maria

## **SPATIAL DISTRIBUTION AND QUANTITATIVE FIDELITY OF LIVE x DEAD MOLLUSKS ASSEMBLAGES OF IBICUÍ RIVER BASIN, BRAZIL**

Author: Alcemar Rodrigues Martello

Advisor: Carla Bender Kotzian

The lack of long-term data on communities of mollusks which today occupy impacted rivers and streams may hinder the determination of the degree to that the same are altered. In this sense, quantitative studies on the paleodiversity and spatial distribution of their communities are an important contribution to the knowledge of the biodiversity of freshwater mollusks and preserving the integrity of rivers in southern Brazil. The additive partitioning of species diversity is an efficient method to analyze the species diversity at several spatial scales and identify the most important source and target of efforts to conservation diversity. Another type of study is the quantitative fidelity. This type of analysis aims to assess the degree to which dead assemblages reflect the communities living, and enables answering questions about productivity, biomass and community structure of ancient as well as anthropogenic changes. This study aimed to identify and understand the spatial distribution of communities living mollusks and quantitative fidelity of live and dead assemblages in the Ibicuí River basin, Rio Grande do Sul, Brazil. In chapter one, aimed to assess the distribution of mollusks communities in the Toropi River and partition of community diversity at different spatial scales. The results showed that all species mollusks found, as well as the community overall, exhibited clumped distribution, influencing the partition of beta diversity of communities of freshwater mollusks studied. Chapter two aimed to evaluate the degree of quantitative fidelity of dead and live assemblages mollusks of the Ibicuí River basin, southern Brazil, under the influence of three environmental factors at large and local spatial scale: relief (plain x slope), order of the rivers (small x medium-large) and grain size (gravelly x sandy). The results showed a difference in fidelity between the live and assemblages in the Ibicuí River basin in relation to species composition, dominance and richness. The live assemblages were related to these factors. The species composition of dead assemblages can be used to infer the order of rivers, can be used to reconstruct the order of hydrological environments where they are accumulated. However, the dead assemblies can not be used to provide information about relief because the accumulation of shells are not influenced by such environmental variable.

**Keywords:** freshwater mollusks, distribution patterns, beta diversity, additive partitioning.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	11
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	16
<b>CAPÍTULO 1 - Distribution and additive partitioning of diversity in freshwater mollusk communities in Southern Brazilian streams</b> .....	26
<b>Abstract</b> .....	26
<b>Introduction</b> .....	27
<b>Material and Methods</b> .....	29
<b>Results</b> .....	32
<b>Discussion</b> .....	35
<b>Acknowledgements</b> .....	38
<b>Resumen</b> .....	38
<b>References</b> .....	39
<b>CAPÍTULO 2 - Fidelidade quantitativa de assembleias de moluscos vivos e mortos na bacia do Rio Ibicuí, sul do Brasil</b> .....	47
<b>Resumo</b> .....	47
<b>Abstract</b> .....	47
<b>Introdução</b> .....	48
<b>Material e Métodos</b> .....	50
<b>Resultados</b> .....	55
<b>Discussão</b> .....	67
<b>Considerações finais</b> .....	73
<b>Referências</b> .....	73
<b>Anexo</b> .....	80
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	82

## INTRODUÇÃO GERAL

Mundialmente, os moluscos límnicos, especialmente os bivalves, encontram-se entre os animais mais ameaçados de extinção (VAUGHN, 2010). No Brasil, estudos sobre o declínio da diversidade da malacofauna límnic são incipientes e recentes. No extremo sul do País, apesar do grupo ser razoavelmente bem conhecido, a falta de levantamentos em várias regiões não permite se ter uma noção precisa sobre a diversidade e a distribuição das espécies (MANSUR et al., 2003) e, portanto, dos reais efeitos da ação antrópica sobre as comunidades. Contudo, sabe-se que algumas espécies já estão em perigo. No Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul, 11 espécies de Unionoida encontram-se ameaçadas (MANSUR et al., 2003). Fatores como Destruição e modificação de habitats incluindo desmatamentos, urbanização, expansão da agricultura e as mudanças no fluxo natural, represamento e canalização dos rios são sugeridos como os responsáveis por este processo (POFF et al., 2007). A entrada de moluscos invasores de água doce, como *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) e *C. largillierti* (Philippi, 1844) ocasionam uma diminuição drástica no número de espécies nativas pela competição por espaço e habitat (SARDIÑA et al., 2011; REYNA et al., 2013).

No Rio Grande do Sul, ocorrem oito famílias de gastrópodes (Ampullariidae, Lytroglyphidae, Cochliopidae, Chilinidae, Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Succineidae) com 17 gêneros no total e, quatro famílias de bivalves (Hyriidae, Sphaeriidae, Mycetopodidae e Corbiculidae) com 13 gêneros (INDRUZIAK, 1983; PEREIRA et al., 2011; MARTELLO et al., 2006; CASTILLO et al., 2007; SÁ et al., 2013), sendo que a invasão do bivalve exótico, *L. fortunei* (Mytilidae), aumenta para cinco o número de famílias que ocorrem no Estado.

Estudos que forneçam dados para a conservação de moluscos límnicos tem produzido informações interessantes sobre essas comunidades. Dentre os fatores ambientais locais, a composição e a heterogeneidade espacial do substrato, macrófitas, dureza da água, condutividade, pH, cálcio, recursos alimentares e interações bióticas têm sido relatados como importantes preditores da distribuição espacial das comunidades de moluscos (DILLON, 2000; BROWN, 2001; GÉRARD, 2001; McMAHON & BOGAN, 2001; HEINO & MUOTKA, 2006; STURM, 2007; HORSÁK et al, 2007), embora os seus efeitos geralmente variem de rio-rio e bacia-bacia. Fatores de grande escala, principalmente macrovariáveis qualitativas, são menos compreendidos, mas alguns, como tamanho da área, altitude, ordem

do rio, degradação e fragmentação de habitats são certamente importantes (McRAE et al., 2004; POOLE & DOWNING, 2004). Entretanto, estudos sobre comunidades de moluscos no Rio Grande do Sul são muito escassos e particularmente focados na composição (e.g. THIENGO et al., 2005; CASTILLO et al., 2007; FRANÇA et al., 2007; MARTELLO et al., 2008) e na influência de fatores abióticos de escala local na sua distribuição (e.g. LANZER & SCHÄFER, 1988; LANZER, 2001; MANSUR et al., 1994; SÁ et al., 2013). Estudos sobre distribuição espacial em escala regional são raros (MALTCHIK et al., 2010; PEREIRA et al., 2011).

A partição aditiva da diversidade de espécies é um tipo de análise de distribuição espacial pouco utilizado para moluscos límnicos. Este método é eficiente para analisar a diversidade de espécies em várias escalas espaciais (CRIST et al., 2003) e identificar a fonte mais importante e o destino dos esforços para a conservação da diversidade (STEFANESCU et al., 2008). Whittaker (1960) particionou a diversidade de espécies nos componentes,  $\alpha$ -diversidade (dentro de localidades),  $\gamma$ -diversidade (em toda a região) e  $\beta$ -diversidade, definida como a abundância de espécies entre as amostras em diferentes localidades gerando a diferença entre a diversidade local e regional. Dessa forma, o particionamento da diversidade total de espécies em componentes aditivos dentro e entre as comunidades fornece um quadro pelo qual a diversidade pode ser medida em diferentes níveis de organização ( $\gamma = \alpha + \beta$ ) (LANDE, 1996), inclusive em escalas hierárquicas (WARD et al., 2002; CRIST et al., 2003; GERING et al., 2003). Estudos prévios tem mostrado que diferenças em condições ambientais e distância geográfica afetam especialmente a diversidade beta de comunidades de macroinvertebrados de riachos (HEINO et al., 2004; COSTA & MELO, 2008; LANDEIRO et al., 2011), assim, também devem afetar a diversidade beta de moluscos límnicos.

Cabe enfatizar que a inexistência de dados de longo prazo (KIDWELL, 2007), sobre as comunidades que hoje ocupam áreas impactadas, pode dificultar a determinação do grau em que as mesmas encontram-se alteradas (LOCKWOOD e CHASTANT, 2006). Ou seja, é difícil determinar se a composição e a estrutura das comunidades hoje observadas estão de fato modificadas. Entretanto, quando comunidades fósseis ou subfósseis quaternárias estão presentes, algumas afirmações podem ser feitas. Estudos tafonômicos, por exemplo, têm se mostrado ferramentas úteis para elucidar certos aspectos das comunidades naturais (KOWALEWSKI et al., 2000; LOCKWOOD e CHASTANT, 2006).

Um tipo de estudo tafonômico bastante interessante e promissor é o de Fidelidade Quantitativa. Esse tipo de análise visa avaliar o grau com que associações mortas (tanatocenoses) ou fósseis (tafocenoses) refletem as comunidades vivas (biocenoses), no que

se refere ao registro de formas, idades, riqueza, abundância de espécies e estrutura trófica (BEHRENSMEYER et al., 2000). Muitos estudos já foram feitos para concentrações de conchas marinhas (WARME, 1969; PETERSON, 1976; CARTHEW e BOSENCE, 1986; KIDWELL e BOSENCE, 1991; KIDWELL, 2002a; KOWALEWSKI et al., 2003) que, de maneira geral, demonstram boa correspondência com as comunidades vivas (KIDWELL e BOSENCE, 1991), podendo inclusive, preservar o *ranking* de dominância com as biocenoses (KIDWELL, 2001, 2002a). Por essa razão, Kowalewski et al. (2000) puderam demonstrar que a espécie *Mulinia coloradoensis* (Dall, 1894) já foi muito mais abundante no delta do rio Colorado (México), do que nos dias atuais (KIDWELL, 2007). Ou seja, mostraram que estudos tafonômicos têm grande importância para a paleobiologia da conservação (FLESSA, 2002). Adicionalmente, estudos tafonômicos também tem sido usados para prever, quantitativamente, o impacto humano sobre os ecossistemas aquáticos (BROWN et al., 2005). Markich et al. (2002) verificaram que conchas de bivalves de água doce (Unionoida) são arquivos anuais dos níveis de concentração de metais pesados, funcionando como indicadores de poluição (SCHÖNE e SURGE, 2005; DUNCA et al., 2005).

Vários processos atuam durante a concentração e a fossilização de conchas, impedindo uma correspondência perfeita, tais como, transporte e dissolução pós-morte, fragmentação, mudanças ambientais e flutuações características da comunidade viva (PETERSON, 1976; KIDWELL e FLESSA, 1995; CUMMINS, 1994). Além disso, a mistura temporal (*time-averaging*), em conjunto com transporte e retrabalhamento promovem a mistura de múltiplas gerações de organismos e/ou comunidades não contemporâneas (CARTHEW e BOSENCE, 1986; CUMMINS et al., 1986; STAFF et al., 1986; KIDWELL e BOSENCE, 1991; BEHRENSMEYER et al., 2000; KIDWELL, 2001, 2002b; KOWALEWSKI et al., 2003). Portanto, cada caso deve ser analisado individualmente, afim de que se possa estabelecer o grau de fidelidade com maior precisão.

Embora já exista uma boa noção sobre Fidelidade Quantitativa para moluscos marinhos, quase que exclusivamente para o Hemisfério Norte, pouco se sabe sobre os aspectos tafonômicos envolvidos na formação das tanatocenoses de moluscos límnicos (KOTZIAN e SIMÕES, 2006; MARTELLO et al., 2006; TIETZE e DE FRANCESCO, 2012; RITTER et al., 2013). Conforme estudos prévios, o acúmulo de conchas em ambientes límnicos tende a ser menor do que em ambientes marinhos, devido a fatores como tempestades, declividade da margem, mecanismos de concentração biogênica e velocidade do acúmulo do sedimento (PETERSON, 1976; COHEN, 1989; BRIGGS et al., 1990; WARREN, 1991; CUMMINS, 1994; KIDWELL e FLESSA, 1995). Adicionalmente, Erthal et al. (2011)

fornece as únicas informações sobre alterações ocorridas na biodiversidade de comunidades de moluscos atuais, com base em associações fósseis, bem preservadas, da Formação Touro Passo (Pleistoceno/Holoceno). Conforme os referidos autores, embora a tafocenose seja dominada pelo bivalve *Cyanocyclas limosa* (Maton, 1809) e pelo gastrópode *Heleobia* aff. *bertoniana*, ambos estão ausentes na biocenose que atualmente ocupa o rio homônimo. De fato, *C. limosa* tem sido considerado um bivalve nativo em declínio, supostamente devido à competição com a espécie invasora *C. fluminea* (MANSUR e PEREIRA, 2006; ERTHAL et al., 2011).

Os resultados obtidos para fidelidade quantitativa em ambientes límnicos diferem marcadamente, entre os estudos conduzidos até o momento. Cummins (1994) assinalou valores de 83-100% para áreas lólicas no que se refere a exemplares encontrados vivos (doravante chamadas “espécies vivas”), que também foram encontrados mortos, isto é, somente a concha (doravante chamados “espécies mortas”), e de 50-58% para espécies mortas que também foram encontradas vivas. Kidwell & Flessa (1995), em revisão sobre o tema, verificaram em ambientes límnicos de maneira geral, valores de 95% para espécies encontradas vivas que também são encontradas mortas, e de 55% para as espécies mortas que também são encontradas vivas. No rio Touro Passo, 60% das espécies encontradas vivas também foram encontradas mortas e, 47,3% das espécies encontradas mortas também foram encontradas vivas (MARTELLO et al., 2006). A variação da fidelidade para os locais pode estar associada às características físicas do ambiente, que influenciam na riqueza e na abundância das espécies amostradas.

Dentro deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo responder algumas perguntas sobre a distribuição espacial das comunidades de moluscos límnicos e se os padrões encontrados se refletem nas assembleias mortas. As seguintes questões foram levantadas: A distribuição espacial das comunidades de moluscos pode influenciar na formação das assembleias vivas e mortas de um rio? Quais fatores abióticos atuam sobre essa distribuição? Comparações entre assembleias vivas e mortas podem fornecer informações sobre as características ambientais dos locais amostrados? As assembleias mortas encontradas possuem fidelidade composicional nas assembleias vivas encontradas? Quais fatores tafonômicos estão atuando na formação dessas assembleias? Para responder a essas questões, este estudo foi conduzido em uma das maiores bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul, a bacia do rio Ibicuí. Apesar da extensão do rio principal (aproximadamente 385 km) e do intenso uso para fins econômicos (arroz irrigado, pecuária e extração de areia) (SILVÉRIO-DA-SILVA, 2006), a bacia do rio Ibicuí apresenta poucos estudos relacionados a sua

malacofauna, tais como, um inventário qualitativo realizado no tributário Ibicuí-Mirim (INDRUZIAK, 1983) e outro no rio Toropi (SÁ et al., 2013). O curso principal do rio atravessa diferentes regiões geomorfológicas, permitindo avaliar a influência de variáveis como relevo, granulometria e ordem dos rios sobre a distribuição das comunidades de moluscos em escala espacial regional contribuindo, desse modo, no conhecimento da biodiversidade e da biologia dos moluscos límnicos.

## REFERÊNCIAS

- BEHRENSMEYER, A. K.; KIDWELL, S. M.; GASTALDO, R. A. Taphonomy and paleobiology. **Paleobiology**, Supl., v. 26, n. 4, p. 103-147, 2000.
- BRIGGS, D. J.; GILBERTSON, D. D.; HARRIS, A. L. Molluscan taphonomy in a braided river environment and its implications for studies of Quaternary cold-stage river deposits. **Journal of Biogeography**, v. 17, p. 623-637, 1990.
- BROWN, M. K. Mollusca: Gastropoda. In: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Eds.). **Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 297-329.
- BROWN, M.; KOWALEWSKI, M.; NEVES, R. J.; CHERRY, D.; SCHREIBER, M. Freshwater mussel shells as environmental chronicles: geochemical and taphonomic signatures of mercury-related extirpations in the north Fork Holston River, Virginia. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 1455-1462, 2005.
- CARTHEW, R.; BOSENCE, D. Community preservation in recent shell-gravels, English Channel. **Palaeontology**, v. 29, n. 2, p. 243-268, 1986.
- CASTILLO, A. R.; BRASIL, L. G.; QUEROL, E.; QUEROL, M. V. M.; OLIVEIRA, E. V.; MANSUR, M. C. D. Moluscos bivalves da localidade de São Marcos, bacia do Médio rio Uruguai, Uruguai, Brasil. **Biotemas**, v. 20, n. 4, p. 73-79, 2007.
- COHEN, A. S. The taphonomy of gastropod shell accumulations in large lakes: an example from Lake Tanganyika, Africa. **Paleobiology**, v. 15, n. 1, p. 26-45, 1989.
- COSTA, S. S.; MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 131-138, 2008.



CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMMERVILLE, K. S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. **The American Naturalist**, v. 162, n. 6, p. 734-743, 2003.

CUMMINS, R. H. Taphonomic process in modern freshwater molluscan death assemblages: implications for the freshwater fossil record. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 108, p. 55-73, 1994.

CUMMINS, H.; POWELL, E. N.; STANTON, R. J.; STAFF, G. The rate of taphonomic loss in modern benthic habitats: how much of the potentially preservable community is preserved? **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 52, p. 291-320, 1986.

DILLON, R. T. **The Ecology of Freshwater Mollusca**. Cambridge: University Press, 2000.

DUNCA, E.; SCHÖNE, B. R.; MUTVEI, H. Freshwater bivalves tell of past climates: but how clearly do shells from polluted Rivers speak? **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 228, p. 43-57, 2005.

ERTHAL, F.; KOTZIAN, C. B.; SIMÕES, M. G. Fidelity of molluscan assemblages from the Touro Passo Formation (Pleistocene–Holocene), southern Brazil: taphonomy as a tool for discovering natural baselines for freshwater communities. **Palaios**, v. 26, n. 7, p. 433-446, 2011.

FRANÇA, R. S.; SURIANI, A. L.; ROCHA, O. Composição das espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios do baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1, p. 41-51, 2007.

FLESSA, K. W. Conservation paleobiology. **American Paleontologist**, v. 10, n. 1, p. 2-5, 2002.

GÉRARD, C. Consequences of drought on freshwater gastropod and trematode communities. **Hydrobiology**, v. 459, n. 1, p. 9-18, 2001.

GERING J. C.; CRIST, T. O.; VEECH J. A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 17, p. 488-499, 2003.

HEINO, J.; MUOTKA, T. Landscape position, local environmental factors, and the structure of molluscan assemblages of lakes. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 4, p. 499-507, 2006.

HEINO, J.; LOUHI, P.; MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 9, p. 1230-1239, 2004.

HORSÁK, M.; HÁJEK, M.; DÍTE, D.; TICHÝ, L. Modern distribution patterns of snails and plants in the western Carpathian spring fens: is it a result of historical development? **Journal of Molluscan Studies**, v. 73, n. 1, p. 53-60, 2007.

INDRUZIAK, L. F. Inventário da fauna malacológica do rio Ibicuí-Mirim, RS. **Ciência & Natura**, v. 5, p. 127-134, 1983.

KIDWELL, S. M. Preservation of species abundance in marine death assemblages. **Science**, v. 294, p. 1091-1094, 2001.

KIDWELL, S. M. Mesh-size effects on the ecological fidelity of death assemblages: a meta-analysis of molluscan live-dead studies. **Geobios**, v. 35, n. 24, p. 107-119, 2002a.

KIDWELL, S. M. Time-averaged molluscan death assemblages: palimpsests of richness, snapshots of abundance. **Geology**, v. 30, p. 803-806, 2002b.

KIDWELL, S. M. Discordance between living and death assemblages as evidence for anthropogenic ecological change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 45, p. 17701-17706, 2007.

KIDWELL, S. M.; BOSENCE, D. W. J. Taphonomy and timeaveraging of marine shelly faunas. *In*: ALLISON, P. A. & BRIGGS, D. E. eds. **Taphonomy, releasing the data locked in the fossil record. Topics in Geobiology**. New York, Plenum. 1991. p.115-209.

KIDWELL, S. M.; FLESSA, K. W. The quality of the fossil record: populations, species and communities. **Annual Review of Ecology Systematics Genus**, v. 26, p. 269-299, 1995.

KOTZIAN, C. B.; SIMÕES, M. G. Taphonomy of recent freshwater molluscan death assemblages, Touro Passo stream, southern Brazil. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 9, n. 2, p. 243-260, 2006.

KOWALEWSKI, M.; SERRANO, G. E. A.; FLESSA, K. W.; GOODFRIEND, G. A. Dead delta's former productivity: two trillion shells at the mouth of the Colorado River. **Geology**, v. 28, p. 1059-1062, 2000.

KOWALEWSKI, M.; CARROLL, M.; CASAZZA, L.; GUPTA, N. S.; HANNISDAL, B.; HENDY, A.; KRAUSE, R. A., JR.; LABARBERA, M.; LAZO, D. G.; MESSINA, C.; PUCHALSKI, S.; ROTHFUS, T. A.; SÄLGEBACK, J.; STEMPIEN, J.; TERRY, R. C. & TOMASOVYCH, A. Quantitative fidelity of Brachiopod-Mollusk assemblages from modern subtidal environments of San Juan Islands, USA. **Journal of Taphonomy**, v. 1, n. 1, p. 43-65, 2003.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, v.76, n.1, p. 5-13, 1996.

LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E.; MELO, A. S.; ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; BINI, L. M. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? **Freshwater Biology**, v.56, p. 1184-1192, 2011.

LANZER, R. M. Distribuição, fatores históricos e dispersão de moluscos límnicos em lagoas do sul do Brasil. **Biociências**, v.9, n.2, p. 63-84, 2001.

LANZER, R. M.; SCHÄFER, A. Fatores determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.11, p. 649-675, 1988.

LOCKWOOD, R.; CHASTANT, L. R. Quantifying taphonomic bias of compositional fidelity, species richness, and rank abundance in molluscan death assemblages from the upper Chesapeake bay. **Palaios**, v. 21, p. 376-383, 2006.

MALTCHIK, L.; STENERT, C.; KOTZIAN, C. B.; PEREIRA, D. Responses of freshwater mollusks to environmental factors in Southern Brazil wetlands. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, n. 3, p. 473-482, 2010.

MANSUR, M. C. D.; VALER, R. M.; AIRES, N. C. M. Distribuição e preferências ambientais dos moluscos bivalves do açude do parque de proteção ambiental Copesul, município de Triunfo Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 2, n. 1, p. 27-45, 1994.

MANSUR, M. C. D.; HEYDRICH, I.; PEREIRA, D.; RICHINITTI, L. M. Z.; TARASCONI, J. C.; RIOS, E. C. Moluscos. *In*: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. (Orgs.). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EDIPUCRS. p. 49-71, 2003.

MANSUR, M. C. D.; PEREIRA, D. Bivalves límnicos da bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Unionoidea, Veneroidea e Mytiloidea). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1123-1147, 2006.

MARKICH, S. J.; JEFREE, R. A.; BURKE, P. T. Freshwater bivalve shells as archival indicators of metal pollution from a copper-uranium mine in tropical northern Australia. **Environmental Science & Technology**, v. 36, p. 821-832, 2002.

MARTELLO, A. R.; KOTZIAN, C. B.; SIMÕES, M. G. Quantitative fidelity of Recent freshwater mollusk assemblages from the Touro Passo River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**, Ser. Zool., v. 96, n. 4, p. 453-465, 2006.

MARTELLO, A. R.; NUNES, I. G. W.; BOELTER, R. A.; LEAL, L. A. Malacofauna límnic associada à macrófitas aquáticas do rio Iguariaçá, São Borja, RS, Brasil. **Ciência & Natura**, v. 30, n. 1, p. 27-41, 2008.

McMAHON, R. F.; BOGAN, A. E. Mollusca: Bivalvia. In: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Eds.). **Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates**. San Diego: Academic Press, 2001. pp.331-429.

McRAE, S. E.; ALLAN, J. D.; BURCH, J. B. Reach- and catchment-scale determinants of the distribution of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in south-eastern Michigan USA. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 127-142, 2004.

OLIVEIRA, L. M. A.; MANSUR, M. C. D. *Pisidium punctiferum* (Mollusca, Bivalvia, Sphaeriidae): aspectos do seu desenvolvimento em amostras da população do arroio Bom Jardim, da bacia do rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 9, n. 1, p. 141-154, 2001.

PEREIRA, D.; ARRUDA, J. O.; MENEGAT, R.; PORTO, M. L.; SCHWARZBOLD, A.; HARTZ, S. M. Guildas tróficas, composição e distribuição de espécies de moluscos límnicos no gradiente fluvial de um riacho subtropical brasileiro. **Biotemas**, v. 24, n. 1, p. 21-36, 2011.

PETERSON, C. H. Relative abundances of living and dead mollusks in two Californian lagoons. **Lethaia**, v. 9, p. 137-148, 1976.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. M.; PEPIN, D. M. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 5732–5737, 2007.

POOLE, K. E.; DOWNING, J. A. Relationship of declining mussel biodiversity to stream-reach and watershed characteristics in an agricultural landscape. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 1, p. 114-125, 2004.

REYNA, P. B.; MORÁN, A. G.; TATIÁN, M. Taxonomy, distribution and population structure of invasive Corbiculidae (Mollusca, Bivalvia) in the Suquía River basin, Córdoba, Argentina. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 103, n. 2, p. 77-84, 2013.

RITTER, M. N.; ERTHAL, F.; COIMBRA, J. C. Taphonomic signatures in molluscan fossil assemblages from the Holocene lagoon system in the northern part of the coastal plain, Rio Grande do Sul State, Brazil. **Quaternary Internacional**, v. 305, p. 5-14, 2013.

SÁ, R. L. de; SANTIN, L.; AMARAL, A. M. B.; MARTELLO, A. R.; KOTZIAN, C. B. Diversidade de moluscos em riachos de uma região de encosta no extremo sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.13, n.3, 2013. *In press*

SARDIÑA, P.; CHAVES, E.; MARCHESE, M. Benthic community responses to invasion by the golden mussel, *Limnoperna fortunei* Dunker: biotic homogenization vs environmental driving forces. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 4, p. 1009-1023, 2011.

SCHÖNE, B. R.; SURGE, D. Looking back over skeletal diaries – high-resolution environmental reconstructions from accretionary hard parts of aquatic organisms. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 228, p. 1-3, 2005.

SILVÉRIO-DA-SILVA, J. L.; CAMPONOGARA, I.; GOMES, J. A. A.; FRANTZ, L. C.; MORAIS, T. Z.; KONRAD, C. G. Mapeamento do uso e ocupação da terra no município de Toropi-RS, com Sistema de Informação Geográfica. In: Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário, 2006, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, p.1-8, 2006.

STAFF, G. M.; STANTON, R. J.; POWELL, E. N.; CUMMINS, H. Time-averaging, taphonomy, and their impact on paleocommunity reconstruction: death assemblages in Texas bays. **Geological Society of America Bulletin**, v. 97, p. 428-443, 1986.

STEFANESCU, M. D.; OLARU, M. L.; BOENGIU, S. Partitioning raptor species diversity within the plain area located in the south of Dolj county, Romania. **Natura Montenegrina**, v.7, p. 441-446, 2008.

STURM, R. Freshwater molluscs in mountain lakes in Eastern Alps (Austria): relationship between environmental variables and lake colonization. **Journal of Limnology**, v. 66, n. 2, p. 160-169, 2007.

THIENGO, S. C.; SANTOS, S. B.; FERNANDEZ, M. A. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 867-874, 2005.

TIETZE, E.; DE FRANCESCO, C. G. Compositional fidelity of subfossil mollusc assemblages in streams and lakes of the southeastern Pampas, Argentina. **Palaios**, v. 27, n. 6, p. 401–413, 2012.

VAUGHN, C. Biodiversity losses and ecosystem function in freshwaters: emerging conclusions and research directions. **BioScience**, v. 60, p. 25-35, 2010.

VEITENHEIMER-MENDES, I. L.; LOPES-PITONI, V. L.; SILVA, M. C.P.; SCHRODER, N. T. **Levantamento da malacofauna límnic na área de influência da termoeétrica Jacuí-RS, em julho de 1986**. Porto Alegre, Relatório de Impacto Ambiental, 1986.

VEITENHEIMER-MENDES, I. L.; LOPES-PITONI, V. L.; LANZER, R. M.; SILVA, M. C. P. Zoobentos litorâneos de um açude sulbrasileiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 1, p. 7-14, 1990.

VEITENHEIMER-MENDES, I. L.; LOPES-PITONI, V. L.; SILVA, M. C. P.; ALMEIDA-CAON, J. E.; SCHRÖEDER-PFEIFER, N. T. Moluscos (Gastropoda e Bivalvia) ocorrentes nas nascentes do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Ser. Zool., v. 73, p. 69-76, 1992.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; ARSCOTT, D. B.; CLARET, C. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 517-539, 2002.

WARME, J. E. Live and dead mollusks in a coastal lagoon. **Journal of Paleontology**, v. 43, n. 1, p. 141-150, 1969.

WARREN, R. E. Ozarkian fresh-water mussels (Unionoidea) in the upper eleven point river, Missouri. **American Malacological Bulletin**, v. 8, n. 2, p. 131-137, 1991.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.



## Capítulo 1

### Distribution and additive partitioning of diversity in freshwater mollusk communities in Southern Brazilian streams

Martello, A. R.; Hepp, L. U.; Kotzian, C. B. 2014. Distribution and additive partitioning of diversity in freshwater mollusk communities in Southern Brazilian streams. *Revista de Biología Tropical*, in press.

## Distribution and additive partitioning of diversity in freshwater mollusk communities in Southern Brazilian streams

Alcemar R. Martello<sup>1\*</sup>, Luiz U. Hepp<sup>2</sup> & Carla B. Kotzian<sup>3</sup>

1. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, CEP 97105-970, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, armartello@hotmail.com

2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim, CEP 99700-000, Rio Grande do Sul, Brazil, lhepp@uricer.edu.br

3. Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Maria, CEP 97105-970, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, modrizalok@hotmail.com

\* Corresponding author

**Abstract.** Additive partitioning of species diversity is a promising approach for analyzing patterns of diversity in mollusk communities, especially their spatial distribution. Our aims were to assess the distribution of mollusk communities in Southern Brazilian streams, and to evaluate the partitioning of community diversity at different spatial scales. The study was carried out in the lower course of the Toropi River, one of the main tributaries of the Ibicuí River Basin, in Southern Brazil. Four microbasins were considered: Sertão da Mata, Ribeirão, Tororaipi and Chiniquá, and sampling was carried out in autumn, April and May 2009. Six sites were sampled in each stream: two in 1<sup>st</sup>-order segments, two in 2<sup>nd</sup>-order segments, and two in 3<sup>rd</sup>-order segments. All species found and the community as a whole, exhibited a clumped distribution. However, the variance-to-mean ratios for the *Drepanotrema kermatoides* and *Heleobia bertoniana* were higher than those of other species, suggesting a higher degree of aggregation. The additive partitioning of the species richness showed that the observed richness at smallest scale ( $\alpha$  = within streams) represented 20.7%, and among-streams ( $\beta_1$ ) represented 10.5% of the total richness. The richness and Shannon diversity index observed at the alpha scale, were higher than those observed at the first level of beta diversity scale ( $\beta_1$  = among-streams). The interaction between passive dispersal, tolerance to changes in some environmental variables, abiotic factors, and clumped distribution might have determined the spatial distribution of the communities studied. The greatest variation at the larger scales of analysis, involving among-orders and among-microbasins ( $\beta_2$  and  $\beta_3$ , respectively) components, was expected, considering that the increase in distance leads to greater differences in richness (higher beta diversity). In conclusion, our results showed that the clumped distribution influenced the partition of the diversity of the mollusk communities

in the streams studied. Dispersal methods and tolerance to variations in abiotic factors also have important roles in determining high alpha diversity. The partitioning of diversity showed that to preserve limnetic mollusks, it is important to preserve local areas, i.e., streams. Accordingly, conservation of streams on a local scale will contribute to conservation of the entire basin and maintenance of regional diversity (gamma).

**Key words:** distribution, Neotropics, spatial scale, beta diversity, clumped.

Species diversity in an area is important for examining many important questions in ecology as well as for the development of management actions for conserving biodiversity (Engen, Saether, Sverdrup-Thygeson, Grotan & Odegard, 2008). However, spatial patterns of species diversity change over multiple scales (Collier & Clements, 2011). The pattern observed within a local community might be very different from these found over broader areas such as landscapes or regions (Crist, Veech, Gering & Summerville, 2003). Thus, to effectively conserve regional biodiversity, conservationists need to know how diversity is distributed across spatial scales (Jost et al., 2010).

Partitioning of total species diversity into additive components within and between communities provides a framework by which diversity can be measured at different levels of organization (Lande, 1996). Total taxonomic richness in a region ( $\gamma$ -diversity) consists of two components, a within-assemblage component ( $\alpha$ -diversity) and an among-assemblage component ( $\beta$ -diversity) (Whittaker, 1960, 1972). Studies have recently recognized applications for diversity partitioning in survey design (DeVries, Murray & Lande, 1997). An analytical approach based on the analysis of additive partitioning of diversity (Lande, 1996) is very useful for studies of conservation and restoration (Crist et al., 2003). The additive partitioning of diversity decomposes regional differences into components that are expressed in the same units and can be easily compared at different scales of space and time (Crist et al., 2003). For aquatic communities, the additive partitioning approach has been employed for many animal groups, such as fish assemblages (Eros, 2007), aquatic insects (Heino, Louhi & Muotka, 2004; Ligeiro, Melo & Callisto, 2010; Hepp & Melo, 2013) and aquatic nematodes (Flach, Ozorio & Melo, 2012).

River catchment basins are hierarchically organized and nested ecosystems comprising of river systems, stream segments, reach systems, riffle-pool sequences, and microhabitats (Allan & Castillo, 2007). Thus, additive partitioning of species diversity is a promising approach for analyzing patterns of diversity sampled from hierarchically scaled studies

(Lande, 1996, Crist et al., 2003, Ligeiro et al., 2010, Hepp, Landeiro & Melo, 2012. It provides an operational method for analyzing species diversity across multiple spatial scales (Crist et al., 2003), and to identify the most important sources of diversity and target conservation efforts appropriately (Stefanescu, Olaru & Boengiu, 2008).

Freshwater environments are one of the most threatened ecosystems in the world. Human activities have altered water characteristics (e.g., Ricciardi & Rasmussen, 1999, Mansur et al., 2003), which leads to degradation, and sometimes destruction of these environments (Moreno, Navarro & Las Heras, 2006, Hepp & Santos, 2009, Sensolo, Hepp, Decian & Restello, 2012). In these settings, mollusks are one of the most imperiled animal groups (Ricciardi & Rasmussen, 1999, Brown, 2001, Bogan, 2006). In North America, many mussel species have been extirpated due to damming of major rivers (Bogan, 2006). This problem also occurs in other regions, and with other mollusk taxa, but is less well documented.

Efforts to comprehend the ecological requirements of freshwater mollusks conservation have increased, but have been generally addressed to taxa of Unionoidea (e.g., Strayer, Hunter, Smith & Borg, 1994, McRae, Allan & Burch, 2004, Bogan, 2008). Studies of mollusk communities as a whole, especially those focusing on their spatial distribution, are relatively few (e.g., McRae et al., 2004, Souza, Guilhermino & Antunes, 2005, Lewin, 2006, Pérez-Quintero, 2007, Maltchik, Stenert, Kotzian & Pereira, 2010). Studies about their diversity at different scales are lacking. However, some studies have shown that stream order, substrate, and macrophytes are important drivers (Vannote, Minshal, Cummins, Sedell & Cushing, 1980, Miserendino, 2001, Buss, Baptista, Nessimian & Egler, 2004, Heino & Muotka, 2006, Hepp et al., 2012). In fact, studying freshwater mollusk communities can be a very difficult task (Dorazio, 1999). Clumped distribution (Elliott, 1977, Downing, 1991, Downing & Downing, 1992, Vasconcelos, Espírito-Santo & Barboza, 2009), among other biotic (passive dispersion by means of vertebrate vectors) and intrinsic factors, needs intensive sampling efforts, making it difficult to analyze the structure and distribution of their communities (Dorazio, 1999). However, understanding how mollusks are distributed at different spatial scales could provide important data for defining preservation areas.

The Rio Grande do Sul state, localized in the southernmost Brazil, have a rich hydrographical net. The slope of the plateau is one of the most well preserved region of the state. This ecoregion shows numerous microbasins, formed by streams of small to medium order, characterized by variation in grain size due to surface geology (Vieira, 1984). However, the integrity of these microbasins have been affected by the construction of dams for

agricultural activities, which alter the water flow, converting lotic environments in lentic ones. This context shows the urgency in comprehending the diversity and the environmental factors that drive the spatial distribution of mollusk communities inhabiting the streams of the state. In this study we evaluated: i) the spatial distribution of mollusk communities in four microbasins of Southern Brazilian streams, and ii) the partitioning of diversity of the community at different spatial scales. We believe that the distribution characteristics of mollusks have a direct influence on the partitioning of diversity, in different components of  $\alpha$  and  $\beta$  diversity considering different spatial scales. We also believe that  $\alpha$  should be higher, or as high as,  $\beta$  diversity scales due the clumped distribution and passive dispersion of mollusks, and due the landscape homogeneity (small spatial scale of study). This information will allow properly choosing spatial and local environmental factors to preserve the riverine malacofauna of Southernmost Brazil.

## MATERIAL AND METHODS

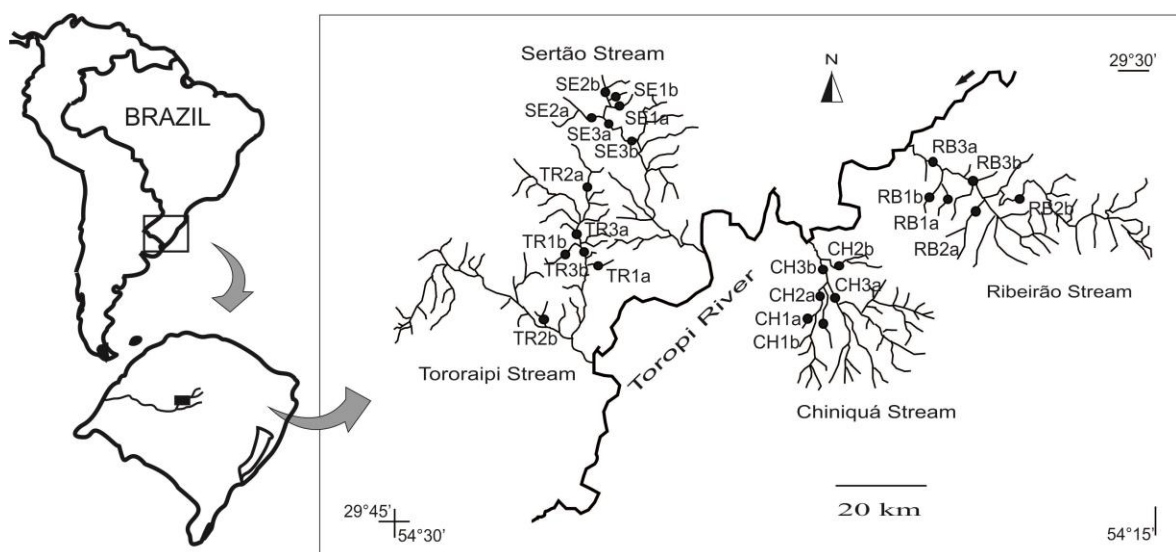
The study was conducted in the lower course of the Toropi River, one of the main tributaries of the Ibicuí River Basin in Southern Brazil (Fig. 1). The river basin is 3 310 km<sup>2</sup> in extent (Paiva et al., 2000), and the lower course runs through a transition region, with a low-relief gradient, in the foothills of the Lower Northwest Slope, in the North, and the plain of the Central Depression in the South (Vieira, 1984). In this region, the river flows over the sandstones of the Botucatu and Caturrita formations (Robaina et al., 2010). In general, the river and streambeds have gravel sediment on the slopes, and sand in floodplain areas (Vieira, 1984). The land is used for some fruit orchards in the foothills, but rice plantations and cattle grazing and breeding predominate, especially in the lowlands.

The climate of the region is subtropical humid, with warm summers or Cfa according to Köppen classification (Maluf, 2000). Rainfall is evenly distributed through the year, with annual totals ranging from 1 500 to 1 750mm; the mean annual temperature varies between 18 and 20°C, with the lowest temperatures (12°C) in June and July (Pereira, Garcia Netto & Borin, 1989). The vegetation is a transition zone between the Seasonal Deciduous Forest (forest galleries) and the Savanna (grasslands) within the Pampa biome (Marchiori, 2002). The present-day vegetation is highly degraded by conversion to pasture, but riparian vegetation is well preserved on the slopes.

With respect to land use around the streams and sampling sites, pasture predominated at 20 sites (83%). Riparian vegetation was present at 71% of the sites, and 21% of the first-

order stretches had no riparian vegetation. Macrophytes were present at 46% of the sites, and sparsest along the Sertão da Mata stream (Table 1). Current velocity (mean=0.19m/s), pH (mean=7.23) and dissolved oxygen (mean=8.29mg/L) varied little among the streams. The streambeds were predominantly sandy, except in the Sertão da Mata, where gravel predominated. Biochemical oxygen demand and water conductivity values were higher in the Sertão da Mata and Tororaipi streams than in the other two.

Sampling was carried out in autumn, in April and May 2009, when floods and dry periods are not common, in four microbasins of the lower course of the Toropi River (Fig. 1). The Sertão da Mata (ca. 71km<sup>2</sup>) and Ribeirão (ca. 76km<sup>2</sup>) streams are located closest to the Lower Northwest Slope, their beds have coarse sediment (gravels), and the vegetation cover is well developed. Land use along the Sertão da Mata is mainly fruit orchards, and along the Ribeirão mainly pasture. In the Tororaipi (ca. 153km<sup>2</sup>) and Chiniquá (ca. 50km<sup>2</sup>) streams, farther from the slope (Fig. 1), the streambeds are sandy, and only riparian vegetation occurs. Along both streams, land use is devoted to farming, with several rice plantations along the Tororaipi stream. In each stream, six sites were sampled, two in 1<sup>st</sup>-order segments, two in 2<sup>nd</sup>-order segments, and two in 3<sup>rd</sup>-order segments, according to Strahler's classification (Strahler & Strahler, 1989). At each site, three quadrats of 1 x 5m were sampled with sieves (mesh = 1mm), which were used to dredge the sediment to a depth of 10cm. Gravel was removed and the pieces individually examined. Each quadrat was sampled for 20 minutes, by four similarly trained persons.



**Figure 1.** Location of the sampling sites in the lower course of the Toropi River Basin, RS, Brazil.

Chi-square tests were used to measure patchiness in species populations or in whole communities (i.e., whether the organisms are distributed randomly through the samples, or clumped or uniformly distributed). Variance lower than the mean shows organisms uniformly spaced, whereas variance higher than the mean indicates that organisms are clumped (Krebs, 1999). The analysis was performed with the Beta/Species Distribution test using the BioDiversity Pro 2.0 software (McAleece, Lamshead & Paterson, 1997).

The additive partitioning of species diversity was analyzed by means of a biological matrix, hierarchically organized as follows: within streams ( $\alpha$ ), among streams ( $\beta_1$ ), among orders ( $\beta_2$ ) and among microbasins ( $\beta_3$ ). Thus, the partitioning diversity model evaluated was:  $\gamma$  (regional diversity) =  $\alpha + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$ . The taxonomic richness, expressed by the number of species identified, and the Shannon index was used as measure of diversity. The significance of the test was obtained from 1 000 randomizations based on sampling units (Crist et al., 2003). The test evaluates how much of the observed diversity is larger or smaller than that expected from the null model. High proportions (e.g.,  $P > 0.975$ ) indicate that the observed values were smaller than those expected by chance. On the other hand, low proportions (e.g.,  $P < 0.025$ ) indicate that the observed values were larger than those expected. The test was performed in the software R (R Development Core Team, 2012) using the *boot* package (Canty & Ripley, 2006).

TABLE 1  
Location and environmental characterization of the sampling sites of the Tororaipi (TR), Sertão da Mata (SE), Ribeirão (RB) and Chiniquá (CH) streams, in the Lower course of the Toropi River Basin, Brazil

Site	Order	Altitude (m)	Width (m)	Macrophytes	Grain Size (%)	Land use
TR1a	1	107	5	0	G=6.1, S=85.64, M=8.3	Agriculture
TR1b	1	102	8	1	S=65.5, M=34.5	Agriculture
TR2a	2	130	5	2	G=96.6, S=3.3, M=0.1	Pasture
TR2b	2	86	10	2	S=89.5, M=10.5	Agriculture
TR3a	3	109	6.5	0	G=1, S=98.7, M=0.3	Pasture
TR3b	3	95	4.5	0	G=1.9, S=97.4, M=0.7	Agriculture
SE1a	1	153	3.5	0	G=92.5, S=6.8, M=0.7	Pasture
SE1b	1	144	3	0	G=91.4, S=8.1, M=0.5	Pasture
SE2a	2	133	3	0	G=98.2, S=1.6, M=0.2	Pasture
SE2b	2	144	5	0	G=97.1, S=2.4, M=0.5	Agriculture
SE3a	3	137	9.2	0	G=86.4, S=12.5, M=1.1	Pasture
SE3b	3	91	4	3	G=96.9, S=3, M=0.1	Orchard
RB1a	1	112	4	4	G=89.5, S=9.8, M=0.5	Pasture
RB1b	1	118	-	5	S=90.4, M=9.6	Pasture
RB2a	2	113	3	0	G=1.1, S=98.2, M=0.7	Pasture
RB2b	2	138	7.5	0	G=95.7, S=4.2, M=0.1	Agriculture
RB3a	3	97	7	0	G=0.3, S=98.5, M=1.2	Agriculture
RB3b	3	106	5	3	G=1.8, S=96.9, M=1.3	Pasture
CH1a	1	81	1.1	7,8	S=32.7, M=67.3	Pasture
CH1b	1	90	3	9,10	G=12, S=85, M=3	Pasture
CH2a	2	81	2.5	6	S=41.9, M=58.1	Pasture
CH2b	2	73	2.5	0	G=31, S=64, M=5	Pasture
CH3a	3	94	5	1	G=5.2, S=93.8, M=1	Pasture
CH3b	3	72	4	0	S=99.6, M=0.4	Pasture

Note: Macrophytes: (0) Absent, (1) *Pontederia lanceolata*, (2) *Ludwigia* sp., (3) *Hydrocotyle ranunculoides*, (4) *Ludwigia multinervia*, (5) *Nymphodes indica*, (6) *Eleocharis* sp., (7) *Eicchornia crassipes*, (8) *Alternanthera philoxeroides*, (9) *Myriophyllum aquaticum*, (10) *Sagittaria montevidensis*; Granulometry: (G) gravel, (S) sand, (M) mud.

## RESULTS

A total of 1 247 specimens were collected and assigned to 13 species (Table 2). Specimens of *Biomphalaria* were too small and young, preventing identification at species level. Gastropods encompassed 1 030 specimens (82.6%), and 217 bivalves (17.4%). The dominant species were the gastropods *Drepanotrema kermatoides* (d'Orbigny, 1835) (29.1%) and *Anisancylus obliquus* (Broderip & Sowerby, 1832) (24.5%). Among the bivalves, *Pisidium dorbignyi* Clessin, 1879 was the most abundant species (14.2%). Mollusks were not found in 27 quadrats and at four sites. Regarding the occurrence of each species in the 24 sites sampled, the most frequent were *Biomphalaria* sp., *A. obliquus*, *P. dorbignyi* and *Heleobia*



*bertoniana* Pilsbry, 1911, in descending order. *Drepanotrema depressissimum* (Moricand, 1839), *Lymnaea columella* (Say, 1817), *Aplexa marmorata* (Guilding, 1828) and *Diplodon delodontus* (Lamarck, 1819) were each one found in only one site.

TABLE 2  
Number of specimens (n), frequency (%) of the species and richness (S) of the mollusks of the lower Toropi River basin

TAXA	Microbasins				Order			Total
	Sertão	Ribeirão	Tororaipi	Chiniquá	1	2	3	
<b>GASTROPODA</b>								
<b>Ampullariidae</b>								
<i>Pomacea canaliculata</i> (Lamarck, 1804)	0	1(0.3)	18(2.7)	11(9.7)	24(3.2)	3(0.9)	3(1.9)	<b>30(2.4)</b>
<b>Cochliopidae</b>								
<i>Heleobia bertoniana</i> Pilsbry, 1911	27(20)	195(56.8)	6(0.9)	0	7(0.9)	165(49.4)	56(35.9)	<b>228(18.1)</b>
<b>Lymnaeidae</b>								
<i>Lymnaea columella</i> (Say, 1817)	0	0	1(0.2)	0	0	1(0.3)	0	<b>1(0.1)</b>
<b>Physidae</b>								
<i>Aplexa marmorata</i> (Guilding, 1828)	6(4.4)	0	0	0	0	0	6(3.8)	<b>6(0.5)</b>
<b>Planorbidade</b>								
<i>Biomphalaria</i> sp.	4(3)	9(2.6)	23(3.5)	6(5.3)	6(0.8)	29(8.7)	7(4.5)	<b>42(3.4)</b>
<i>Drepanotrema kermatoides</i> (Orbigny, 1835)	0	1(0.3)	362(55.2)	0	362(47.8)	0	1(0.7)	<b>363(29.1)</b>
<i>Drepanotrema depressissimum</i> (Moricand, 1839)	0	0	0	43(38)	43(5.7)	0	0	<b>43(3.5)</b>
<i>Anisancylus obliquus</i> (Broderip & Sowerby, 1832)	93(68.9)	0	193(29.4)	20(17.7)	212(28)	57(17)	37(23.7)	<b>306(24.5)</b>
<i>Hebetancylus moricandi</i> (Orbigny, 1837)	0	1(0.3)	4(0.6)	6(5.3)	2(0.3)	8(2.4)	1(0.7)	<b>11(0.9)</b>
<b>BIVALVIA</b>								
<b>Hyriidae</b>								
<i>Diplodon delodontus</i> (Lamarck, 1819)	0	0	2(0.4)	0	0	2(0.6)	0	<b>2(0.2)</b>
<b>Mycetopodidae</b>								
<i>Anodontites tenebricosus</i> (Lea, 1834)	0	0	0	2(1.8)	0	0	2(1.3)	<b>2(0.2)</b>
<b>Pisidiidae</b>								
<i>Eupera klappenbachi</i> Mansur & Veitenheimer, 1975	0	10(3)	26(3.9)	0	0	26(7.8)	10(6.4)	<b>36(2.9)</b>
<i>Pisidium sterkianum</i> Clessin, 1879	5(3.7)	126(36.7)	21(3.2)	25(22.2)	101(13.3)	43(12.9)	33(21.1)	<b>177(14.2)</b>
<b>Total</b>	<b>135</b>	<b>343</b>	<b>656</b>	<b>113</b>	<b>757</b>	<b>334</b>	<b>156</b>	<b>1247</b>
<b>Richness (S)</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>13</b>

Richness was higher in the Tororaipi Stream and in 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> order segments (Table 2), and composition also varied according these spatial factors. For all species found, the chi-square test showed variance values greater than the mean. Thus, all the species found, and also the community as a whole, showed a clumped distribution (Table 3). However, the variance-to-mean ratios for *D. kermatoides* and *H. bertoniana* were higher than those of other species, suggesting a greater clumped degree.

TABLE 3  
Distribution analysis of pooled data of mollusks species found in the Sertão da Mata,  
Tororaipi, Ribeirão and Chiniquá microbasins, in the lower course of the Toropi River basin,  
RS, Brazil

Species	Variance	Mean	S <sup>2</sup> /X	Chi-sq	d.f.	Probability	Distribution
<i>Pomacea canaliculata</i>	3.8	0.6	6.2	347.7	56	0	Clumped
<i>Heleobia bertoniana</i>	454.2	6.3	71.9	4027.1	56	0	Clumped
<i>Anisancylus obliquus</i>	163.6	5.4	30.2	1690.8	56	0	Clumped
<i>Hebetancylus moricandi</i>	69.2	1.8	38.5	2145.4	56	0	Clumped
<i>Aplexa marmorata</i>	0.3	0.1	3.4	184	56	0	Clumped
<i>Biomphalaria</i> sp.	16.2	1.7	9.4	529	56	0	Clumped
<i>Drepanotrema depressissimum</i>	17.4	0.7	23.2	1294.5	56	0	Clumped
<i>Drepanotrema kermatoides</i>	1167.8	6.3	183.9	10297.9	56	0	Clumped
<i>Diplodon delodontus</i>	2.8	0.3	8.4	470	56	0	Clumped
<i>Eupera klappenbachi</i>	6.1	0.6	9.6	540.3	56	0	Clumped
<i>Pisidium dorbignyi</i>	56.6	3.1	18.3	1021.9	56	0	Clumped

The additive partitioning of the species richness showed that the observed richness at the smallest scale ( $\alpha$  = within streams) represented 20.7% of the total richness, and was smaller than that expected by the null model ( $P = 0.999$ ) (Table 4). Richness among streams ( $\beta_1$ ) comprised 10.5% of the total richness and was higher than that expected by the null model ( $P < 0.001$ ). Although the richness on the among-orders and among-microbasins scales ( $\beta_2 = 24.5\%$ ,  $P = 0.148$ ;  $\beta_3 = 44\%$ ,  $P = 0.247$ , respectively) was high, the observed values were similar to those expected by the null model. The additive partitioning of Shannon diversity index showed that the value observed at the smallest scale was smaller than that expected by the null model ( $\alpha = 30.6\%$ ,  $P = 0.999$ ). The among-streams scale showed values of Shannon diversity higher than those expected by the null model ( $\beta_1 = 13.9\%$ ,  $P < 0.001$ ). The among-orders and among-microbasins scales showed observed values similar to the expected ones ( $21.1\%$ ,  $P = 0.217$ ;  $\beta_3 = 34.4\%$ ,  $P = 0.042$ ).

TABLE 4  
Additive partitioning of species diversity (richness and Shannon Diversity index) of the assemblage of the mollusks of the lower Toropi River basin, Rio Grande do Sul State, Brazil

Diversity componente		Observed	Expected	P	%
<b>Richness</b>					
Within streams	$\alpha$	2.708	3.021	0.999	20.7*
Among streams	$\beta_1$	1.375	1.062	0.001	10.5*
Among orders	$\beta_2$	3.166	2.982	0.148	24.5
Among microbasins	$\beta_3$	5.750	5.412	0.247	44.0
Total	$\gamma$	13			
<b>Shannon Diversity Index</b>					
Within streams	$\alpha$	0.553	0.650	0.999	30.6*
Among streams	$\beta_1$	0.251	0.154	0.001	13.9*
Among orders	$\beta_2$	0.380	0.341	0.217	21.1
Among microbasins	$\beta_3$	0.621	0.461	0.042	34.4
Total	$\gamma$	1.807			

\*significant values

## DISCUSSION

Relatively few studies have analyzed and quantified the clumped life habit in freshwater mollusks, but the phenomenon has been mentioned in the literature (Elliott, 1977). Thus, the clumped distribution of all species and of the community as a whole in the streams of the Toropi River basin is not surprising. Several investigators have commented that reproduction is the main cause for freshwater-mollusk clumped condition (Downing & Downing, 1992, Downing, Rochon & Pérusse, 1993, Ansell, 2001, Martell, Tunnicliffe & MacDonald, 2002). Limitations in dispersal capacity can also contribute to the clumped pattern (Thompson & Townsend, 2006) and spatial autocorrelation of organisms' distribution (Legendre, 1990). Active dispersal in mollusks can be considered limited, i.e., slow (e.g., crawling and rheotactic) (Kappes & Haase, 2012). However, mollusks can compensate for this 'limitation' by using passive but efficient means of dispersal, such as current drift and vertebrate vectors (Kappes & Haase, 2012).

Previous studies have shown that geographical distance is one of the main factors affecting variability in stream macroinvertebrate assemblages (Costa & Melo, 2008, Hepp et al., 2012, Hepp & Melo, 2013). If the variation in community composition is random, and

accompanied by biotic processes that generate spatial autocorrelation (e.g., reproduction), a gradient in species composition may appear, and beta diversity can be interpreted in terms of the rate of change, or turnover, in species composition along that gradient. Thus, models generated in additive partitioning studies conducted with riverine macroinvertebrates have shown that richness on the smallest scale ( $\alpha$ ) was lower than that expected by chance (e.g., Ligeiro et al., 2010). In our study, the model generated for the mollusk communities showed a different pattern than those generally obtained for riverine macroinvertebrates. The richness and Shannon diversity index observed at the small scale ( $\alpha$  = within-streams) were higher than those observed at the first level of beta diversity scale ( $\beta_1$  = among-streams), and the expected values indicated that these differences should be higher.

The distribution pattern observed for mollusk communities studied can be explained by a combination of mollusk intrinsic and biotic factors, including not only the clumped life habit, but also the capability of many species to tolerate variations in abiotic factors, and their dispersal methods. These intrinsic factors must also be influenced by extrinsic ones, i.e., by the environmental features of the sampling sites. Many freshwater mollusks are widely tolerant to environmental conditions, such as desiccation (Jokinen, 1978) and low water oxygen content (McMahon, 1983). In Southern Brazil, freshwater mollusk species are tolerant to variations in some important abiotic factors, such as grain size and presence of macrophytes (see review by Martello, Kotzian & Simões, 2006). In general, the microbasins, as well as many of the studied sites, showed similar values for abiotic factors such as pH and dissolved oxygen. Only macrophytes and substrate grain size varied, especially in the Sertão da Mata microbasin. However, no species was found exclusively in this stream. Members of *Heleobia* and *Hebetancylus* inhabit streams and rivers with a variety of substrates (e.g., Lanzer, 1996, Pereira, Veitenheimer-Mendes, Mansur & Silva, 2000).

The role of vertebrates in mollusk dispersal is poorly understood, but the use of fish is a well-known indirect method of dispersal (Kat, 1984). Birds and other terrestrial vertebrates (Brown, 2007, Cadeé, 2011) have also been mentioned as important vectors. In the Ibicuí River basin, which encompasses the Toropi River basin, mollusks with soft parts were found in the final portion of the intestine of some fish, constituting the second most important food item (10.3%; Fagundes, Behr & Kotzian, 2008). Previous studies also suggest that they are able to survive passage through fish and birds' digestive tracts (Brown, 2007, Cadeé, 2011). In rivers and streams of Southern Brazil, mollusks possibly also use these animals to disperse. Thus, the sites where a freshwater mollusk species can be found could be considered random, because their occurrence must be determined by vertebrate routes of displacement.

In other words, an interaction among passive dispersal, tolerance to changes in some environmental abiotic factors, and clumped distribution may have determined the spatial distribution of the communities studied here. If one or more mollusks abandon their host/vector, settling in a favorable site, they will colonize this place, and their populations could be abundant. In fact, the association between aggregation (variance-to-mean ratio) and abundance may be positive: the more resources available, the greater the abundances and the more clumped the individuals around the patchy resources (Rice & Lamshead, 1994). However, if the mollusks settle in an unfavorable site, they can survive because they are tolerant to abiotic factors variations, but their populations will be low. Thus, species composition and richness can be very variable from site to site, and be random in a particular area, even if environments allow the existence of many species. In any case, populations will be spatially clumped, a condition related to mollusk reproductive characteristics (Downing & Downing, 1992, Downing et al., 1993, Ansell, 2001, Martell et al., 2002). The absence of mollusks from many quadrats and some sites studied here, and the localized occurrence and abundance of many species in the streams of the lower course of the Toropi River basin support the argument for this phenomenon.

The greater variation on some larger scales of analyses (although similarly), involving among-orders and among-microbasins ( $\beta_2$  and  $\beta_3$ ) components was expected, considering that the increase in distance leads to greater differences in richness (higher beta diversity). Several other studies reported this pattern (Heino et al., 2004, Ligeiro et al., 2010; Hepp et al., 2012). The structure of basins and heterogeneity created by topographical limits demonstrates particularly strong effects on beta diversity, due to the effect of restraint carried by the terrestrial landscape in separating rivers (Kerr, Southwood & Cihlar, 2001, Clarke, Macnally, Bond & Lake, 2008). However, in the region studied, microbasins are separated by the main course of the Toropi River, and the spatial distribution of mollusk communities should be more influenced by the displacement of their vectors than by other factors. On the other hand, grain size and macrophytes exhibited more variation among microbasins than within microbasins, determining that the stream order should have had little influence on mollusk diversity. In other words, although the region studied is homogeneous concerning relief and land use, the small differences in local factors, such as substrate grain size and presence of macrophytes, both very important drivers of mollusk communities (Horsák & Hájek, 2003), should have coupled to clumped distribution and passive dispersion, providing more importance to  $\alpha$  and  $\beta_1$  scales.

In conclusion, our results showed that the clumped distribution influenced the partition of the diversity of mollusk communities in the streams studied. Dispersal methods and tolerance to variations in abiotic factors also have important roles in determining high alpha diversity. Our results further showed that variability on larger scales may occur, which is likely to be marked at distances greater than 100km. This conclusion is based on the high variation observed at the larger scales, even if not significant when compared to the null model. The partitioning of diversity showed that to preserve limnetic mollusks, it is important to preserve local areas, i.e., streams. Conservation of streams on a local scale will also contribute to a broader conservation of the basin, thus contributing to the maintenance of regional diversity (gamma).

### ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank Maria Cristina Dreher Mansur (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) and Rosane Lanzer (Universidade de Caxias do Sul) for identification of the specimens of *Pisidium* and Ancylini. Special thanks to Andréa Salvarrey, Bruna Braun, Elisangela Secretti, Elzira Floss, Mateus Pires, Nicolás Figueiredo, Roger de Sá, Sarah Freitas and Vanessa Baptista for helping during fieldwork. This research is part of the doctoral thesis of A. Martello at the UFSM. Financial support for this study was provided by CAPES. L. U. Hepp received financial support from CNPq (proc. #471572/2012-8) and FAPERGS (proc. #12/1354-0).

### RESUMEN

**Distribución y partición aditiva de la diversidad en las comunidades de moluscos de agua dulce en los arroyos en Sur de Brasil.** La partición aditiva de la diversidad de especies es un enfoque prometedor para el análisis de los patrones de diversidad en las comunidades de moluscos, especialmente su distribución espacial. Nuestros objetivos fueron evaluar la distribución de las comunidades de moluscos en los arroyos en el Sur de Brasil, y evaluar la partición de diversidad de la comunidad en diferentes escalas espaciales. El muestreo se llevó a cabo en cuatro cuencas del curso inferior del río Toropi, Brasil. Todas las especies encontradas, y también la comunidad en su conjunto mostraron una distribución agregada. La partición aditiva de la riqueza de especies mostró que la riqueza observada en menor escala ( $\alpha$  = dentro de los arroyos) representó el 20,7%, y entre los arroyos ( $\beta_1$ ) representó el 10,5% de la riqueza total. La riqueza y diversidad de Shannon observadas en escala alfa ( $\alpha$  = dentro de

los arroyos) fueron mayores que las observadas en el primer nivel de escala de la diversidad beta ( $\beta_1$  = entre los arroyos). La mayor variación en las grandes escalas de análisis, con la participación de los componentes entre-órdenes y entre-microcuencas ( $\beta_2$  y  $\beta_3$ , respectivamente) fue la esperada, ya que el aumento de la distancia conduce a mayores diferencias de riqueza (mayor diversidad beta). En conclusión, nuestros resultados muestran que la dispersión agregada tuvo influencia en la partición de la diversidad de las comunidades de moluscos en los arroyos estudiados. Los métodos de dispersión y tolerancia a las variaciones de los factores abióticos también juegan un papel importante para determinar la diversidad alfa. Así, la conservación de los arroyos a nivel local contribuirá a la conservación de la cuenca y el mantenimiento de la diversidad regional (gamma).

**Palabras clave:** distribución, Neotrópico, escalas espaciales, diversidad beta, agregación.

## REFERENCES

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. New York: Springer.
- Ansell, A. D. (2001). Dynamics of aggregation of a gastropod predator/scavenger on a New Zealand harbour beach. *Journal of Molluscan Studies*, 67 (3), 329-341. doi: 10.1093/mollus/67.3.329
- Bogan, A. E. (2006). Conservation and extinction of the freshwater molluscan fauna of North America. In C.F. Sturm & A. Valdés (Eds.). *The mollusks: a guide to their study, collection, and preservation* (p. 373-383). Pittsburgh: American Malacological Society.
- Bogan, A. E. (2008). Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. *Hydrobiologia*, 198, 139-147. doi: 10.1007/978-1-4020-8259-7\_16
- Brown, M. K. (2001). Mollusca: Gastropoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (eds.). *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates* (p. 297-329). San Diego: Academic Press.
- Brown, R. J. (2007). Freshwater mollusks survive fish gut passage. *Arctic*, 60 (2), 124–128. <http://www.jstor.org/stable/40513128>
- Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L. & Egler, M. (2004). Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in

- neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518 (1), 179-188. doi: 10.1023/B:HYDR.0000025067.66126.1c
- Cadée, G. C. (2011). *Hydrobia* as “Jonah in the Whale”: shell repair after passing through the digestive tract of Shelducks alive. *Palaios*, 26 (4), 245–249. doi: 10.2110/palo.2010.p10-095r
- Canty, A. & Ripley, B. D. (2006). Boot: BootstrapR (S-Plus) Functions. R package version 1.2-27. (downloaded: February 13, 2012, <http://cran.r-project.org/web/packages/boot/index.html>).
- Clarke, A., MaCnally, R., Bond, N. & Lake, P. S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53 (9), 1707-1721. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x
- Collier, K. J. & Clements, B. L. (2011). Influences of catchment and corridor imperviousness on urban stream macroinvertebrate communities at multiple spatial scales. *Hydrobiologia*, 664 (1), 35-50. doi: 10.1007/s10750-010-0580-5
- Costa, S. S. & Melo, A. S. (2008). Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598 (1), 131-138. doi: 10.1007/s10750-007-9145-7
- Crist, T. O., Veech, J. A., Gering, J. C. & Summerville, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist*, 162 (6), 734–743. <http://www.jstor.org/stable/10.1086/378901>
- DeVries, P. J., Murray, D. & Lande, R. (1997). Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian Rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 62 (3), 343-364. doi: 10.1111/j.1095-8312.1997.tb01630.x
- Dorazio, R. M. (1999). Design-based and model-based inference in surveys of freshwater mollusks. *Journal of the North American Benthological Society*, 18 (1), 118-131. <http://www.jstor.org/stable/1468012>
- Downing, J. A. (1991). The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations. In S.S. Bell, E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (Eds.). *Habitat Structure* (p. 87-106). London: Chapman & Hall.
- Downing, J. A. & Downing, W. L. (1992). Spatial aggregation, precision, and power in surveys of freshwater mussels populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 (5), 985-991. doi: 10.1139/f92-110



- Downing, J. A., Rochon, Y. & Pérusse, M. (1993). Spatial aggregation, body size, and reproductive success in the freshwater mussel *Elliptio complanata*. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (2), 148-156.
- Elliot, J. M. (1977). *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates*. Ambleside: Freshwater Biological Association.
- Engen, S., Saether, B., Sverdrup-Thygeson, A., Grotan, V. & Odegaard, F. (2008). Assessment of species diversity from species abundance distributions at different localities. *Oikos*, 117 (5), 738-748. doi: 10.1111/j.0030-1299.2008.16466.x
- Eros, T. (2007). Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology*, 52 (7), 1400-1415. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01777.x
- Fagundes, C. K., Behr, E. R. & Kotzian, C. B. (2008). Diet of *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidae) in the Ibicuí River, Southern Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 98 (1), 60-65. doi: org/10.1590/S0073-47212008000100008
- Flach, P. Z. S., Ozorio, C. P. & Melo, A. S. (2012). Alpha and beta components of diversity of freshwater nematodes at different spatial scales in subtropical coastal lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (3), 249–258. doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0182
- Heino, J. & Muotka, T. (2006). Landscape position, local environmental factors, and the structure of molluscan assemblages of lakes. *Landscape Ecology*, 21 (4), 499-507. doi: 10.1007/s10980-005-2377-x
- Heino, J., Louhi, P. & Muotka, T. (2004). Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*, 49 (9), 1230-1239. doi: 10.1111/j.1365-2427.2004.01259.x
- Hepp, L. U. & Melo, A. S. (2013). Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia*, 703 (1), 239-246. doi: 10.1007/s10750-012-1367-7
- Hepp, L. U. & Santos, S. (2009). Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157 (1-4), 305-318. doi: 10.1007/s10661-008-0536-7
- Hepp, L. U., Landeiro, V. L. & Melo, A. S. (2012). Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a Neotropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 97 (2), 157-167. doi: 10.1002/iroh.201111405

- Horsák, M & Hájek, M. (2003). Composition and species richness of molluscan communities in relation to vegetation and water chemistry in the western Carpathian Spring Fens: the poor-rich gradient. *Journal of Molluscan Studies*, 69 (4), 349–357. doi: 10.1093/mollus/69.4.349
- Jokinen, E. H. (1978). The aestivation pattern of a population of *Lymnaea elodes* (Say) (Gastropoda: Lymnaeidae). *American Midland Naturalist*, 100 (1), 43-53.
- Jost, L., DeVries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A. & Ricotta, C. (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16 (1), 65-76. doi: 10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x
- Kappes, H. & Haase, P. (2012). Slow, but steady: dispersal of freshwater mollusks. *Aquatic Sciences*, 74 (1), 1-14. doi: 10.1007/s00027-011-0187-6
- Kat, P. W. (1984). Parasitism and the Unionacea (Bivalvia). *Biological Review*, 59 (2), 189-207. doi: 10.1111/j.1469-185X.1984.tb00407.x
- Kerr, J. T., Southwood, T. R. E. & Cihlar, J. (2001). Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 (20), 11365-11370. doi: 10.1073/pnas.201398398
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins.
- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76 (1), 5-13. doi: <http://www.jstor.org/stable/3545743>
- Lanzer, R. M. (1996). Ancyliidade (Gastropoda, Basommatophora) na América do Sul: sistemática e distribuição. *Revista Brasileira de Zoologia*, 13 (1), 175-210.
- Legendre, P. (1990). Quantitative methods and biogeographic analysis. In D. J. Gabary & R.G. South (Eds.). *Evolutionary biogeography of the marine algae of the North Atlantic* (p. 9-34). Berlin: Springer Verlag.
- Lewin, I. (2006). The gastropod communities in the lowland Rivers of agricultural areas – their biodiversity and bioindicative value in the Ciechanowska upland, Central Poland. *Malacologia*, 49 (1), 7-23. doi: 10.4002/1543-8120-49.1.7
- Ligeiro, R., Melo, A. S. & Callisto, M. (2010). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55 (2), 424-435. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x
- Maltchik, L., Stenert, C., Kotzian, C.B. & Pereira, D. (2010). Responses of freshwater mollusks to environmental factors in Southern Brazil wetlands. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3), 473-482. doi: [org/10.1590/S1519-69842010005000003](http://org/10.1590/S1519-69842010005000003).
- Maluf, J. R. T. (2000). Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 8 (1), 141-150.

- Mansur, M. C. D., Heydrich, I., Pereira, D., Richnitti, L. M. Z., Tarasconi, J. C. & Rios, E. C. (2003). Moluscos. In C. S. Fontana, G. A. Bencke & R. E. Reis (Eds.). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (p. 49-71). Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Marchiori, J. N. C. (2002). *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação*. Porto Alegre: EST.
- Martell, K. A., Tunnicliffe, V. & MacDonald, I. R. (2002). Biological features of a buccinid whelk (Gastropoda, Neogastropoda) at the Endeavor ventfields of Juan de Fuca Ridge, northeast Pacific. *Journal of Molluscan Studies*, 68 (1), 45-53. doi: 10.1093/mollus/68.1.45
- Martello, A. R., Kotzian, C. B. & Simões, M. G. (2006). Quantitative fidelity of Recent freshwater mollusk assemblages from the Touro Passo River, Rio Grande do Sul. *Iheringia, série zoologia*, 96 (4), 453-465. doi: org/10.1590/S0073-47212006000400010
- McAleece, N., Lamshead, P. J. D. & Paterson, G. L. J. (1997). Biodiversity Pro (Version 2). London, The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. (Downloaded: May 6, 2011, <http://www.sams.ac.uk/research/software/bdpro.zip/view>).
- McMahon, R. F. (1983). Physiological ecology of freshwater pulmonates. In W. D. Russel-Hunter (Ed.). *The Mollusca* (p. 359-430). Orlando: Academic Press.
- McRae, S. E., Allan, J. D. & Burch, J. B. (2004). Reach- and catchment-scale determinants of the distribution of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in south-eastern Michigan USA. *Freshwater Biology*, 49 (2), 127-142. doi: 10.1046/j.1365-2426.2003.01165.x
- Miserendino, M. L. (2001). Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444 (1-3), 147-158. doi: 10.1023/A:1017519216789
- Moreno, J. L., Navarro, C. & Las Heras, J. D. (2006). Abiotic ecotypes in South-central Spanish rivers: reference conditions and pollution. *Environmental Pollution*, 143 (3), 388-396. doi: 10.1016/j.envpol.2005.12.012
- Paiva, J. B. D., Paiva, E. M. C. D., Gastaldini, M. C. C., Irion, C. A. O., Dias, J. R., Costa, L. C. M. & Richter, L. A. (2000). Quantificação da demanda de água na bacia do rio Ibicuí – RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 5 (3), 93-111.
- Pereira, D., Veitenheimer-Mendes, I. L., Mansur, M. C. D. & Silva, M. C. P. (2000). Malacofauna límnic do sistema de irrigação da microbacia do arroio Capivara, Triunfo, Brasil. *Biociências*, 8 (1), 137-157.
- Pereira, P. R. B., Garcia Netto, L. R. & Borin, C. J. A. (1989). Contribuição a geografia física do município de Santa Maria: unidades de paisagem. *Geografia – Ensino e Pesquisa*, 3, 37-

68. [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_nlinks&ref=000167&pid=S1676-0603200800010001800043&lng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000167&pid=S1676-0603200800010001800043&lng=en)
- Pérez-Quintero, J. C. (2007). Diversity, habitat use and conservation of freshwater mollusks in the lower Guadiana River basin (SW Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17 (5), 485-501. doi: 10.1002/aqc.796
- R Development Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, <http://www.R-project.org/>.
- Ricciardi, A. & Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13 (5), 1220-1222. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x
- Rice, A. L. & Lamshead, J. D. (1994). Patch dynamics in the deepsea benthos: the role of a heterogeneous supply of organic matter. In P. S. Giller, A. G. Hildrew & D. G. Raffaelli (Eds.). *Scale, pattern and process* (p. 469-497). Proceedings British Ecological Society/American Society Limnology and Oceanography Symposium Aquatic Ecology, University College, Cork.
- Robaina, L. E. S., Trentin, R., Bazzan, T., Reckziegel, E. W., Verdum, R. & De Nardin, D. (2010). Compartimentação Geomorfológica da Bacia Hidrográfica do Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil: proposta de classificação. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 11 (2), 11-23.
- Sensolo, D., Hepp, L. U., Decian, V. & Restello, R. M. (2012). Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. *Annales de Limnologie Limnologie – International Journal of Limnology*, 48 (4), 391-400. doi: org/10.1051/limn/2012031
- Souza, R., Guilhermino, L. & Antunes, C. (2005). Molluscan fauna in the freshwater tidal área of the River Minho estuary, NW of Iberian Pensinsula. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 41 (2), 141-147. doi: org/10.1051/limn/2005009
- Stefanescu, M.D., Olaru, M.L. & Boengiu, S. (2008). Partitioning raptor species diversity within the plain area located in the south of Dolj county, Romania. *Natura Montenegrina*, 7 (3), 441-446. <http://www.pmcg.co.me/NM7/Stefanescu%20NM7>
- Strahler, A. N. & Strahler, A. H. (1989). *Geografia física*. Barcelona: Omega.
- Strayer, D. L., Hunter, D. C., Smith, L. C. & Borg, C. K. (1994). Distribution, abundance, and roles of freshwater clams (Bivalvia, Unionidae) in the freshwater tidal Hudson River. *Freshwater Biology*, 31 (2), 239-248. doi: 10.1111/j.1365-2427.1994.tb00858.x
- Thompson, R. & Townsend, C. (2006). A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, 75 (2), 476-484. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01068.x

- Vannote, R. L., Minshal, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137. [http://zimmer.csufresno.edu/~sblumens/AquatEcol/vannote\\_1980.pdf](http://zimmer.csufresno.edu/~sblumens/AquatEcol/vannote_1980.pdf)
- Vasconcelos, M. C., Espírito-Santo, M. M. & Barboza, F. A. R. (2009). Depth effects on the abundance, survivorship rate and size of *Melanoides tuberculatus* (Prosobranchia: Thiaridae) in Dom Helvécio Lake, Minas Gerais, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21, 393-397. [http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta\\_v21n4\\_210403.pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_v21n4_210403.pdf)
- Vieira, E. F. (1984). *Rio Grande do Sul: Geografia física e vegetação*. Porto Alegre: Sagra.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.

## **Capítulo 2**

Fidelidade quantitativa de assembleias de moluscos vivos e mortos em ambientes límnicos no sul do Brasil

## **Fidelidade quantitativa de assembleias de moluscos vivos e mortos em ambientes límpnicos no sul do Brasil**

Alcemar Rodrigues Martello<sup>1</sup>, & Carla Bender Kotzian<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, UFSM; <sup>2</sup>Departamento de Biologia, UFSM

### RESUMO

Estudos utilizando comunidades de moluscos vivos e mortos são importantes para avaliar o quanto um conjunto de fósseis pode refletir a comunidade de vida original, além de fornecer informações sobre recentes mudanças ecológicas em habitats límpnicos. O presente trabalho tem como objetivo avaliar o grau da fidelidade quantitativa das associações vivas e mortas de moluscos da bacia do Rio Ibicuí, sul do Brasil, para analisar a influência das variáveis, tais como, relevo, ordem dos rios e granulometria. Foram amostrados 22 locais. Para o estudo da influência i) do tamanho do rio, os locais amostrados foram agrupados em pequenos, de 1ª a 3ª ordens, e médio-grandes, de 4ª a 7ª ordens, ii) da granulometria, em cascalhosos e arenosos, e iii) do relevo, agrupados de acordo com baixas altitudes ou 'planície' (0-100 m) e encosta (100-500 m). Em escala de bacia hidrográfica, obtiveram-se valores de 56,2% para a fidelidade composicional e 72% para a espacial, sugerindo que a comunidade original é parcialmente preservada nas assembleias mortas. Para ordem dos rios e granulometria, os valores para a fidelidade composicional foram baixos, enquanto que para fidelidade espacial os valores foram acima de 60%, demonstrando representatividade das assembleias mortas em relação às vivas. Para relevo, os valores foram muito baixos, mostrando pouca fidelidade entre as assembleias mortas e vivas. Registrou-se uma diferença na fidelidade entre LA e DA no rio Ibicuí como um todo, em relação à composição de espécies, dominância e riqueza permitindo interpretar parcialmente as características ambientais da bacia.

**Palavras-chave:** fidelidade composicional, variáveis ambientais, bacia hidrográfica

### ABSTRACT

#### **Quantitative fidelity Assemblages of live and dead mollusks in freshwater environments in southern Brazil**

Studies using communities of live and dead mollusks are important to assess how a group of fossils can reflect the original community of life, and provide information on recent ecological changes in freshwater habitats. This study aims to evaluate the degree of quantitative fidelity of associations of live and dead mollusks Ibicuí River basin, southern Brazil, to examine the influence of variables such as relief, order of rivers and grain size. Were sampled 22 sites under the influence i) the size of the river, the sites sampled were grouped into small, from 1st to 3rd orders, and medium-large, from 4th to 7th orders, ii) grain size in gravelly and sandy, and iii) relief, grouped according to low altitudes or 'plain' (0-100 m) and slope (100-500 m). Scale river basin values were obtained from 56.2% to compositional and 72% to space fidelity, suggesting that the original community is partially preserved in the assemblages dead. To order rivers and grain size, the values for the compositional fidelity were low, while for spatial fidelity values were above 60%, demonstrating representativeness of dead assemblages in relation to the live. For relief, the values were very low, showing low fidelity assemblages

between dead and alive. Registered a difference in fidelity between LA and DA Ibicuí River as a whole, in relation to species composition, dominance and richness enabling partially interpreting the environmental characteristics of the basin.

**Keywords:** compositional fidelity, environmental variables, river basin

## INTRODUÇÃO

Vários estudos, principalmente com moluscos marinhos, dedicaram-se a avaliar o grau com que as assembleias mortas (DA) refletem as assembleias vivas (LA) (e.g. Carthew & Bosence, 1986; Kidwell & Bosence, 1991; Kidwell, 2002; Kowalewski et al., 2003). Essa comparação é a fidelidade quantitativa, isto é, quanto o registro de formas, classes de idade, estrutura trófica, riqueza e abundância de espécies correspondem aos sinais biológicos originais (Behrensmeyer et al., 2000). Este tipo de estudo compara assembleias vivas e mortas, de modo a avaliar, em números, quanto das biocenoses originais é preservado no registro fóssil (Peterson, 1976; Kidwell & Bosence, 1991).

As análises comparativas entre LA e DA demonstram uma correspondência geral. Entretanto a maioria delas foi conduzida em ambientes marinhos como estuários, lagoas, zonas intertidais, plataformas continentais e baías (Warme, 1969; Peterson, 1976; Carthew & Bosence, 1986; Kidwell & Bosence, 1991; Kidwell, 2002; Kowalewski et al., 2003; Ritter et al., 2013). Pouco se conhece sobre a extensão da concordância entre a composição de LA e as DA correspondentes em ambientes límnicos (Pip, 1988), e os aspectos tafonômicos envolvidos na formação das assembleias mortas ainda são pouco compreendidos (e.g. Cummins, 1994; Martello et al., 2006; Erthal et al., 2011; Tietze & De Francesco, 2012). De uma maneira geral, esses estudos mostram que as espécies das tanatocenoses podem ser utilizadas para inferir características ecológicas das biocenoses.

As diferenças na abundância e na riqueza observadas nas DA podem estar relacionadas ao agrupamento irregular de indivíduos dentro da população, à raridade de indivíduos pertencentes a algumas espécies dentro da comunidade natural e à transferência de comunidades dentro de ambientes deposicionais (Warme, 1969). Essas diferenças podem surgir de três fontes: transporte pós-morte, ocorrendo a entrada e mistura de comunidades separadas, taxas diferenciais de dissolução ou fragmentação dos restos fósseis e acúmulo temporal natural de conchas, esse último refletindo uma associação acumulada de todas as espécies componentes e não a composição instantânea da comunidade (Peterson, 1976;



Carthew & Bosence, 1986). Nos ambientes límnicos, as DA podem apresentar baixa riqueza de espécies devido à velocidade do acúmulo do sedimento, remoção de formas pequenas ou frágeis por predadores, processos pós-morte e a rápida dissolução das conchas (Cohen, 1989; Kotzian & Simões, 2006).

O registro de espécies de ambientes dulcícolas é selecionado no que se refere ao tamanho ou a presença de partes duras dos organismos, apresentando baixa diversidade quando comparado ao ambiente marinho, devido a uma pobre preservação bem como a natureza efêmera de certos habitats dulcícolas e a menor riqueza inerente a esse último ambiente (Gray, 1988). Entretanto, aprofundar o conhecimento sobre fidelidade de moluscos límnicos é essencial para compreender ambientes pretéritos (Flessa, 2002; Kowalewski, 2009), inclusive para estudos paleoclimáticos e bioestratigráficos (Tietze & De Francesco, 2012).

Estudos sobre moluscos límnicos tem mostrado que as LA são influenciadas por fatores de escala espacial local, como substrato (Dillon, 2000; Brown, 2001; McMahon & Bogan, 2001; Buss et al., 2004; Heino & Muotka, 2006), altitude (Sturm, 2007; Maltchik et al., 2010) e ordem hidrológica (Vannote et al., 1980; Vinson & Hawkins, 1998; Miserendino, 2001; Ramirez, et al., 2004). Contudo, a influência desses fatores, quando analisados em escala espacial ampla (macrovariáveis) ou de paisagem, ainda é pouco compreendida. Estudos prévios (e.g. Martello et al., 2006; Maltchik et al., 2010; Sá et al., 2013) sugerem que aspectos como, regiões altas x baixas, granulometria grosseira x fina, rios de ordens pequenas x grandes podem ser muito importantes na distribuição das espécies. Porém, estudos de fidelidade quantitativa abordando diferentes paisagens ou macrovariáveis para moluscos são raros.

Ao sul do Brasil, a região hidrográfica do Uruguai percorre diferentes relevos. Nas áreas mais altas (ca. 500 metros), percorrem sobre rochas vulcânicas, básicas e ácidas, da Formação Serra Geral e, na encosta, sobre uma mistura de rochas vulcânicas e sedimentares, as últimas representadas pelas formações Botucatu e Caturrita. Próximo à foz, predominam sedimentos aluviais (Robaina et al., 2010) configurando uma área ótima para estudos sobre a influência da paisagem, pois ao longo do gradiente montante-jusante, os rios podem ser analisados sob diferentes condições ambientais, em escalas espaciais amplas, regionais.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o grau da fidelidade quantitativa das associações vivas e mortas de moluscos em três abordagens, utilizando escalas espaciais, para analisar a influência das variáveis relevo (planície x encosta), ordem dos rios (pequena x média-grandes) e granulometria (substrato arenoso x cascalhoso).

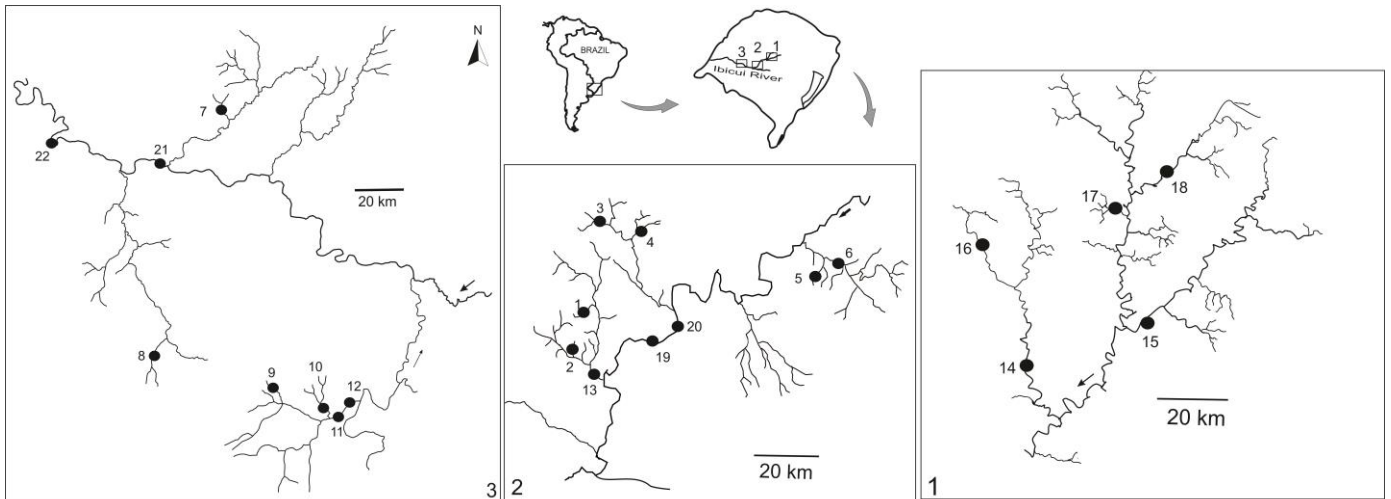
## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de Estudo*

A Bacia Hidrográfica do Ibicuí localiza-se a oeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 28°53' a 30°51' S e 53°39' a 57°36' O. Possui área de 36.397,69 km<sup>2</sup> e 385 km de extensão, e situa-se na fronteira oeste do Rio Grande do Sul (bioma Pampa) (Figura 1). Estende-se no sentido leste – oeste, compreendendo parte das regiões fisiográficas da Campanha, Missões e Depressão Central, sendo a principal contribuinte da bacia hidrográfica do Uruguai (SEMA, 2012). No setor oeste, a bacia cobre uma área de planície, ocupando a região fisiográfica Depressão Central, caracterizada por suaves ondulações e altitudes baixas, variando de 19 a 90 m. No setor leste, muitos afluentes percorrem a região fisiográfica Planalto da Serra Geral e suas encostas, onde a altitude varia de 300 a 500 m (Robaina et al., 2010).

Em geral, o substrato apresenta granulometria cascalhosa nos rios e riachos localizados na encosta e, arenosa nas áreas baixas, sendo 70% do curso principal, localizado em terrenos paleozóicos da bacia sedimentar do Paraná, na Depressão Central (Vieira, 1984). O alagamento das margens, várzeas e campos de pastagens é uma consequência do escoamento mais lento, face à gradientes de declives menores. Nos períodos de cheias, o rio se torna navegável em quase toda a extensão.

O clima na região é subtemperado, com estações bem definidas e temperatura média anual de 18 a 22 °C (Maluf, 2000). A precipitação anual varia de 900 a 1000 mm e na estação chuvosa (inverno) atinge valores superiores a 1400 mm (IBGE, 2002). Nas áreas de menor altitude, a vegetação característica da bacia do Ibicuí é composta principalmente por formações de Estepes e Savana Estépica e, na encosta por Floresta Estacional Decidual e Áreas de Tensão Ecológica (Marchiori, 2004). Quatro tipologias quanto ao uso do solo e cobertura vegetal predominam na área de drenagem: agropecuária (46%), campo (38%), mata ciliar (6,5%) e orizicultura (6,7%) (SEMA, 2012).



**Figura 1.** Localização da área de estudo com os locais de amostragem na bacia do Rio Ibicuí, RS, Brasil.

#### *Locais de coleta e amostragem*

As assembleias vivas (LA) e mortas (DA) foram coletadas em abril e maio de 2009 e 2010, período de baixa precipitação anual. Foram amostrados 22 locais (Tabela 1) com três subamostras em cada local (totalizando 66 subamostras), distantes 15 metros cada uma. As subamostras de cada local foram posteriormente reunidas em uma única amostra. As coletas foram feitas conforme metodologia utilizada em Kotzian & Simões (2006), Martello et al. (2006) e Sá et al. (2013). Em cada local, os moluscos foram coletados manualmente com o auxílio de peneiras com malha de 1 mm, em três subamostras de 1 x 5 m. As macrófitas aquáticas quando presentes nas áreas amostrais eram removidas, examinadas individualmente, e os moluscos associados foram adicionados às subamostras de cada parcela. Os indivíduos coletados foram preservados com álcool etílico 70% e levados ao laboratório para a identificação de espécies, com auxílio de literatura específica (Mansur & Pereira, 2006; Simone, 2006) e de especialistas.

#### *Análise de dados*

Para o estudo da influência i) do tamanho do rio, os locais amostrados foram agrupados conforme sua ordem (classificação de Strahler, 1957) em pequenos (de 1ª a 3ª ordens), e médio-grandes (de 4ª a 7ª ordens); ii) da granulometria, foram reunidos conforme a classificação de Wentworth (1922), em cascalhosos (> 2 mm) e arenosos (> 64 µm < 2mm); e iii) do relevo, agrupados de acordo com baixas altitudes ou planície (0-100 m) e encosta

(100-500 m). Para analisar a fidelidade das DA em relação as LA, os locais amostrados foram selecionados da seguinte forma: i) tamanho do rio foram utilizados 12 locais (seis de pequenas ordens x seis de média-grande ordens), ii) granulometria, 14 locais (sete arenosos x sete cascalhosos), e iii) relevo, 10 locais (cinco em planície x cinco em encosta) (Tabela 1).

Abundância (N), riqueza (S), e diversidade Shannon (H') de cada local de amostragem foram utilizados para descrever as assembleias. Para analisar o efeito da diferença de esforço amostral entre DA e LA, *a posteriori*, a riqueza foi padronizada por meio de rarefação pelo menor número de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001).

A fidelidade das DA em relação as LA foi analisada conforme Kidwell & Bosence (1991). A fidelidade composicional (F1), isto é, relação Live/Dead (L/D), considera a porcentagem das espécies encontradas vivas que também são encontradas mortas no mesmo local ( $NS \times 100 / NL + NS$ ); a fidelidade espacial (F2), isto é, relação Dead/Live (D/L), considera a porcentagem de espécies encontradas mortas que também são encontradas vivas no mesmo local ( $NS \times 100 / ND + NS$ ); e a fidelidade de preservação de indivíduos (F3), considera a porcentagem de indivíduos mortos pertencentes a espécies encontradas vivas [ $(\text{indivíduos mortos de NS} \times 100) / (\text{total de indivíduos mortos de ND} + \text{NS})$ ]; onde NL = número de espécies encontradas vivas somente, ND = número de espécies encontradas mortas apenas e NS = número de espécies encontradas vivas e mortas.

A Análise de Similaridades (ANOSIM) foi usada para testar a diferença na estrutura das assembleias das amostras de cada uma das duas condições das três variáveis ambientais analisadas (ordem pequena x ordem média-grande, cascalho x areia, planície x encosta). Quando diferenças significativas entre os grupos de cada fator foram encontradas, o teste de Análise de Similaridade Percentual (SIMPER) foi utilizado para identificar as espécies responsáveis pelas diferenças observadas entre as assembleias.

As amostras foram distribuídas graficamente de acordo com a similaridade entre a composição de suas espécies utilizando Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), de modo que no gráfico de dispersão as amostras mais similares estão mais próximas, e as mais dissimilares estão mais distantes. Esse método distribui as amostras com base numa matriz de dissimilaridade (índice de Bray-Curtis), produzindo um gráfico com dois eixos de variação ortogonais (i.e., cartesianos). Uma vez que a variação multidimensional (multivariada) é concentrada em apenas dois eixos, existe certa perda de informação. O grau com que as distâncias no NMDS se afastam das distâncias reais é expresso num índice, chamado de Stress, que é considerado significativo quando está abaixo de 0,2 (Clarke & Warwick, 1994). Para testar se as variáveis ordem, granulometria e relevo (e seus grupos)

segregam significativamente as amostras no NMDS, foi utilizada análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA; Anderson, 2001). Essa análise verifica se grupos de amostras pré-definidos (i.e., as condições dentro de cada uma das variáveis) são significativamente diferentes uns dos outros.

Para facilitar a discussão dos resultados obtidos em termos ecológicos, foi utilizada uma Análise de Redundância com base em distância (db-RDA) para verificar a influência das variáveis ambientais ordem, granulometria e altitude sobre a distribuição espacial das espécies de moluscos das LA e DA encontradas na bacia do Rio Ibicuí como um todo. Nessa análise, também se incluíram locais com granulometria com lama. O teste de RDA parcial também foi utilizado para determinar a porcentagem de influência de cada uma das variáveis ambientais utilizadas como variáveis canônicas (Legendre et al., 2005). Os dados bióticos (abundância das espécies) foram transformados, extraindo-se a raiz quadrada da abundância de cada uma das espécies, em cada um dos locais de coleta. Os dados ambientais foram transformados pela amplitude, ou seja, foram divididos pelo valor máximo obtido em cada variável. A padronização dos dados ambientais foi realizada para homogeneizar a escala das diferentes unidades de medida incluídas na matriz ambiental (Clarke & Gorley, 2006).

**Tabela 1.** Localização e caracterização dos locais amostrados na bacia do Rio Ibicuí, RS, Brasil. [Macrófitas: (1) *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunt., (2) *Hydrocotyle ranunculoides* L.f., (3) *Ludwigia multinervia* (Hook & Arn.), (4) *Ludwigia* sp., (5) *Polygonum hydropiperoides* Michaux, (6) *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc, (7) *Pontederia lanceolata* Nutt., (8) *Cyperus* sp., (9) *Podostemum* sp.; Variáveis ambientais: (Op) ordem pequena, (Omg) ordem média-grande; (G) cascalho, (S) areia, (M) lama; (E) encosta, (B) planície].

Local	Coordenadas	Altitude (m)	Ordem	Substrato (%)	Macrófitas	Variáveis Ambientais
1	29°35'22"S; 54°29'14"W	102	1 <sup>a</sup>	S=65,5/M=34,5	1, 7	Op
2	29°37'24"S; 54°30'36"W	86	2 <sup>a</sup>	S=89,5/M=0,5	4	Op; S
3	29°31'37"S; 54°29'09"W	133	2 <sup>a</sup>	G=98,2/S=1,6/M=0,2	-	Op
4	29°32'11"S; 54°27'34"W	91	3 <sup>a</sup>	G=96,9/S=3/M=0,1	2	B; G
5	29°33'47"S; 54°16'49"W	112	1 <sup>a</sup>	G=89,5/S=10/M=0,5	3	G
6	29°33'16"S; 54°15'59"W	106	3 <sup>a</sup>	G=1,8/S=97/M=1,2	2	Op; S
7	29°28'30"S; 55°18'05"W	112	2 <sup>a</sup>	G=58,4/S=39,2/M=2,4	-	B; G
8	55°29'31"S; 29°54'55"W	162	2 <sup>a</sup>	G=88,1/S=8,8/M=3,1	-	Op; S
9	55°01'10"S; 30°15'58"W	112	1 <sup>a</sup>	G=40,7/S=45,8/M=13,5	5, 8	S
10	54°59'17"S; 30°17'42"W	100	3 <sup>a</sup>	G=30/S=61,6/M=8,4	6, 1	Op; S
11	54°57'43"S; 30°17'01"W	79	4 <sup>a</sup>	S=98,8/M=1,2	-	Omg; B; S
12	54°57'31"S; 30°16'46"W	96	4 <sup>a</sup>	G=0,1/S=98,8/M=1,1	-	B
13	29°38'35" S; 54°29'06" W	96	4 <sup>a</sup>	G=7,2/S=91,8/M=1	-	Omg; B; S
14	29°27'40" S; 54°11'38" W	134	4 <sup>a</sup>	G=96,6/S=3,3/M=0,1	9	E
15	29°28'59" S; 54°04'18" W	214	4 <sup>a</sup>	G=96,4/S=3,5/M=0,1	-	E; G
16	29°19'05" S; 54°07'20" W	352	2 <sup>a</sup>	G=97/S=2,9/M=0,1	-	E; G
17	29°14'35" S; 53°57'58" W	353	3 <sup>a</sup>	G=94/S=5,8/M=0,2	-	E; G
18	29°09'09" S; 53°58'06" W	413	4 <sup>a</sup>	G=98,2/S=1,7/M=0,1	-	E; G
19	29°38'15" S; 54°28'40" W	73	6 <sup>a</sup>	S=89,7/M=10,3	-	Omg
20	29°38'14" S; 54°28'48" W	83	6 <sup>a</sup>	S=90,1/M=9,9	4, 1	Omg
21	29°35'52" S; 55°29'11" W	68	7 <sup>a</sup>	G=1,6/S=97,8/M=0,6	-	Omg
22	29°24'56" S; 55°51'02" W	45	7 <sup>a</sup>	S=99,7/M=0,3	-	Omg

## RESULTADOS

### *Composição taxonômica*

No total foram encontrados 7895 indivíduos distribuídos em 39 espécies (Gastropoda = 17, Bivalvia = 22, Tabela 2). A LA esteve representada pela maioria dos exemplares (n = 7231, 91,6%), atribuídos a 32 espécies, sendo 16 espécies de gastrópodes (n = 4268, 59%) e 16 de bivalves (n = 2963, 41%) (Anexo). As espécies dominantes nas LA foram *Corbicula fluminea* Müller, 1774, *Heleobia bertoniana* Pilsbry, 1911, *Potamolithus* aff. *buschi* (Frauenfeld, 1865), *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835), *P. catharinae* Pilsbry, 1911 e *Anisancylus obliquus* (Broderip & Sowerby, 1832).

Na DA, os 664 exemplares (8,4%) encontrados foram atribuídos a 25 espécies de moluscos, sendo oito de gastrópodes (n = 248, 37,3%) e 17 de bivalves (n = 415, 62,7%) (Anexo). As espécies dominantes na DA foram *C. fluminea*, *P. canaliculata*, *A. trapesialis*, *B. tenagophila*, *Diplodon martensi* (Ihering, 1893) e *D. rhuacoicus*.

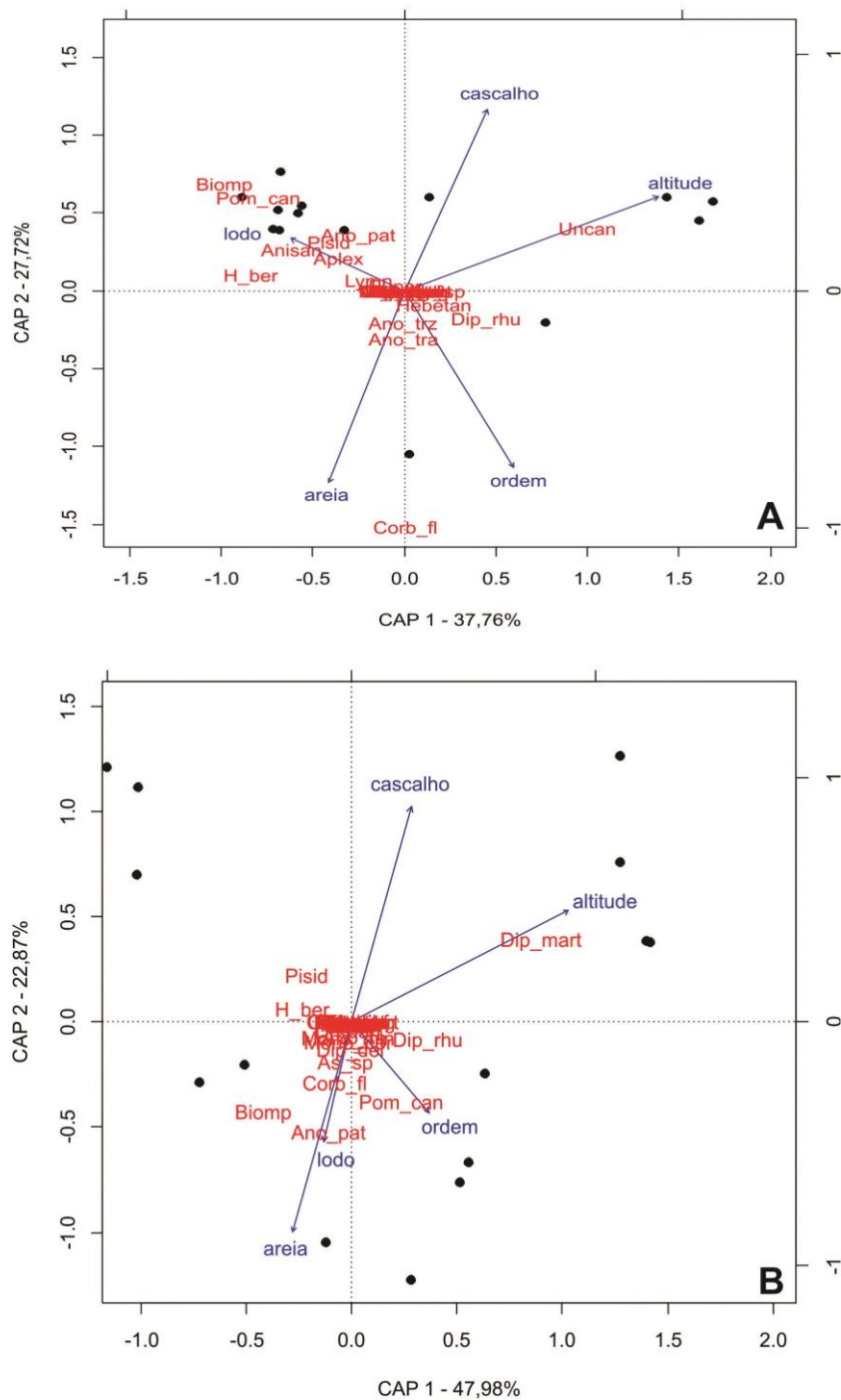
### *Influência do relevo, ordem e granulometria na LA e DA*

A db-RDA mostrou que para as LA, o eixo I resumiu 37,76% e o eixo II, 27,72% da variabilidade existente nos dados de abundância das espécies e sua relação com as variáveis ambientais (Figura 2A). O eixo I esteve mais relacionado com o relevo e a granulometria, mostrando que quanto maior é a altitude, maior é a presença de cascalho, e quanto menor é a altitude, maior é a presença de lama. O eixo II esteve mais relacionado com a ordem e a granulometria, mostrando que quanto maior é a ordem, maior é a presença de areia, e quanto menor a ordem, maior é a presença de cascalho. *Uncancylus concentricus* esteve correlacionada com altitudes maiores, enquanto *Biomphalaria tenagophila* (d'Orbigny, 1835), *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1804), *A. obliquus*, *Anodontites patagonicus* (Lamarck, 1819), *Aplexa marmorata* (Guilding, 1828) e *H. bertoniana* estiveram relacionadas com lama e rios de pequena ordem. *Anodontites trapezeus* Spix, 1827 e *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819), estiveram relacionadas com rios de maior ordem e substratos arenosos, e *Diplodon rhuacoicus* (d'Orbigny, 1835) com ordem maior e pouca presença de lama.

A db-RDA mostrou que para as DA, o eixo I resumiu 47,98% e o eixo II, 22,87% da variabilidade existente nos dados de abundância e sua relação com as variáveis ambientais. (Fig. 2B). O eixo I esteve mais relacionado com o relevo, mostrando que quanto maior a altitude, maior a presença de cascalho e quanto menor a altitude, maior é a presença de lama e

areia. O eixo II esteve mais relacionado com a ordem, mostrando que quanto maior é a ordem, maior é a presença de areia e lama, e quanto menor é a ordem, maior é a presença de cascalho. *Diplodon martensi* esteve correlacionada com altitudes maiores, enquanto *B. tenagophila*, *P. canaliculata*, *A. patagonicus* e *C. fluminea* estiveram relacionadas com areia e lodo e rios de ordem média a grande. No entanto, *Pisidium dorbignyi* Clessin, 1879 e *H. bertoniana* estiveram relacionadas com rios de ordem menor.





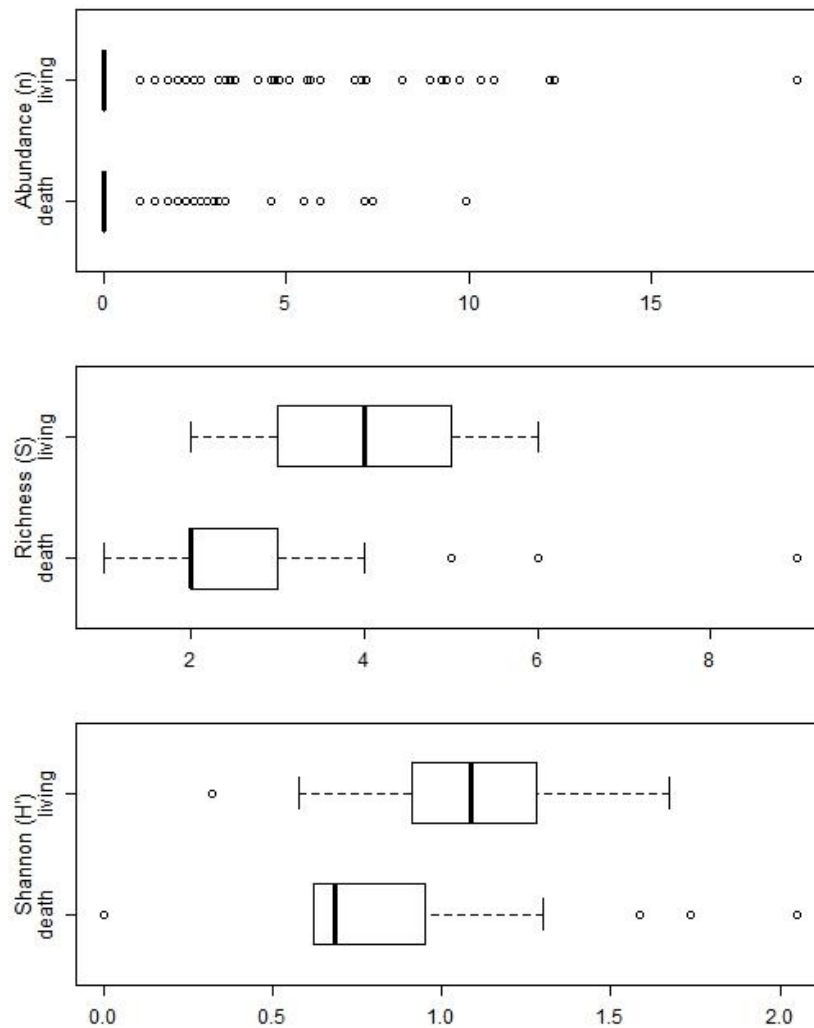
**Figura 2.** Diagrama de ordenação das amostras e táxons para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância da A) assembleia viva e B) assembleia morta de moluscos e variáveis ambientais (ordem, altitude e granulometria) da bacia do Rio Ibicuí, RS. Dip\_mart= *Diplodon martensi*, Dip\_rhu= *Diplodon rhuacoicus*, Ano\_te= *Anodontites tenebricosus*, Ano\_pat= *Anodontites patagonicus*, Ano\_tra= *Anodontites trapesialis*, Ano\_trz= *Anodontites trapezeus*, Leila= *Leila blainvilleana*, Mono\_cor= *Monocondylaea corrientesensis*, Mono\_min= *Monocondylaea minuana*, Mycet= *Mycetopoda siliquosa*, Corb\_fl= *Corbicula fluminea*, Corb\_larg= *Corbicula largillierti*, Euper= *Eupera klappenbachi*, Pisid= *Pisidium dorbignyi*, As\_sp= *Asolene spixi*, Pom\_can= *Pomacea canaliculata*, P\_mega= *Pomella megastoma*, Biomp= *Biomphalaria tenagophila*, Drepan= *Drepanotrema kermatoides*, Anisan= *Anysancylus obliquus*, Hebetan= *Hebetancylus moricandi*, Uncan= *Uncancylus concentricus*, Lymn= *Lymnaea columela*, Aplex= *Aplexa marmorata*, Pot\_bus= *Potamolithus aff. buschi*, Pot\_ca= *Potamolithus catharinae*, Pot\_rib= *Potamolithus ribeirensis*, H\_ber= *Heleobia bertoniana*.

*Fidelidade quantitativa na bacia do Rio Ibicuí*

Na bacia hidrográfica, a riqueza rarefeita não apresentou diferença entre LA e Da, variando de 23,3 a 25 respectivamente (Tabela 2). De maneira geral, abundância (N), riqueza (S) e diversidade de Shannon (H') foram maiores na LA do que na DA (Figura 3). A fidelidade composicional (F1) foi 56,2%, e a fidelidade espacial (F2) foi 72%. Apesar disso, a fidelidade de preservação dos indivíduos foi 95,3% (F3) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Abundância (N), riqueza (S), riqueza rarefeita (Sr) e fidelidade quantitativa (F1, F2, F3) das assembleias vivas (LA) e mortas (DA), na bacia do Rio Ibicuí, RS, Brasil.

	Bacia do Rio		Ordem				Granulometria				Relevo			
	Ibicuí		Pequenas		Média-grande		Areia		Cascalho		Planície		Encosta	
	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA
N	7231	664	2285	224	4577	404	428	245	628	32	678	64	511	24
S	32	25	21	13	29	21	14	11	12	6	16	11	8	4
Sr	23,3	25	15,7	13	17,8	21	12,6	11	5,7	6	10,9	11	3,4	4
F1	56,2		42,8		48,2		50		30,7		54,5		12,5	
F2	72		69,2		66,6		63,6		80		66,6		25	
F3	95,3		91		93,3		96,7		72,2		75,8		16,6	



**Figura 3.** Média e desvio-padrão da abundância, riqueza e diversidade de Shannon das assembleias vivas e mortas da bacia do Rio Ibicuí, RS.

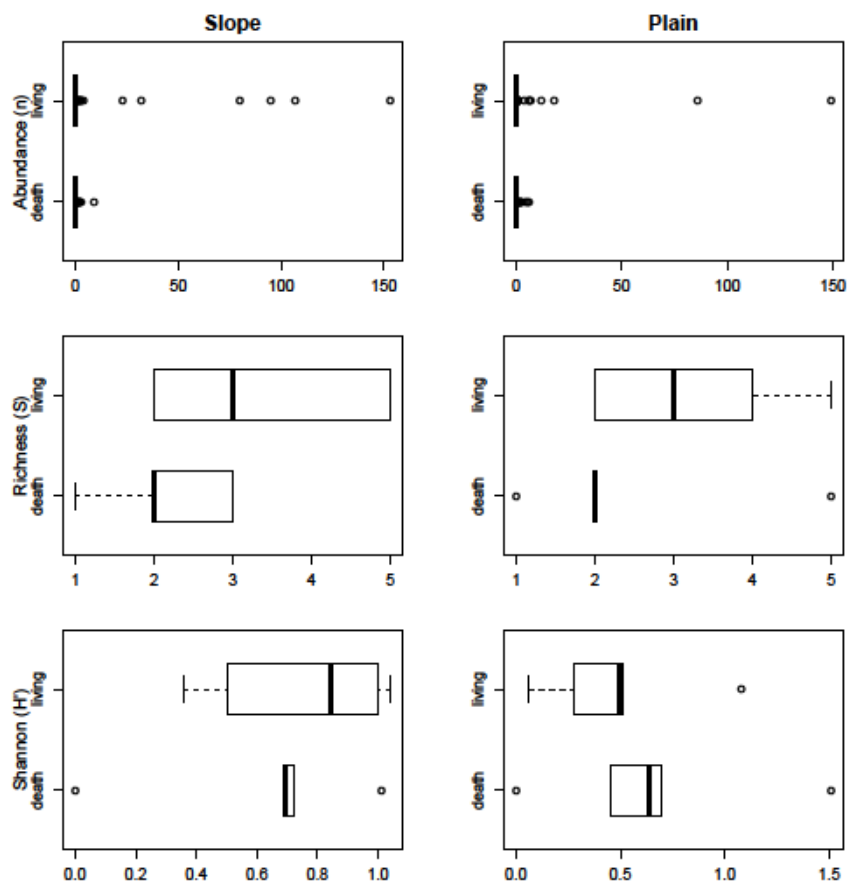
*Influência de diferentes condições de relevo (planície x encosta) na distribuição espacial e fidelidade*

Em riachos de encosta, a riqueza e a diversidade Shannon das LA tenderam a ser maiores do que as das DA. Em riachos de planície, a riqueza das LA foi maior do que a das DA e com valor similar aos registrados para riachos de encosta, embora a diversidade Shannon tenha sido maior nas DA do que nas LA. A abundância foi mais variável e maior nas LA tanto em riachos de encosta como nos de planície (Figura 4).

A riqueza rarefeita para o relevo não apresentou diferenças entre as LA (10,9) e as DA (11) na planície, enquanto que, na encosta os valores foram baixos para LA (3,4) e DA (4) (Tabela 2). A fidelidade composicional (F1) para planície foi superior a 50% e abaixo de 20% para encosta, enquanto a fidelidade espacial (F2) apresentou valor superior a 60% (planície) e

abaixo de 30% (encosta). A fidelidade de preservação dos indivíduos (F3) na planície foi acima de 70% e na encosta, abaixo de 20%.

A análise de similaridade (ANOSIM) evidenciou 61,8% de diferença entre as amostras de planície e encosta das LA ( $R = 0,618$ ;  $p = 0,01$ ) e 54,4% entre as amostras das DA ( $R = 0,544$ ;  $p = 0,006$ ) (Tabela 3). A análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrou que nas LA os organismos com maior contribuição para a diferenciação entre os locais com relevo de planície e encosta foram *P. catharinae*, *C. fluminea* e *U. concentricus*. Nas DA, os organismos que contribuíram foram *D. martensi*, *D. rhuacoicus* e *P. canaliculata*.

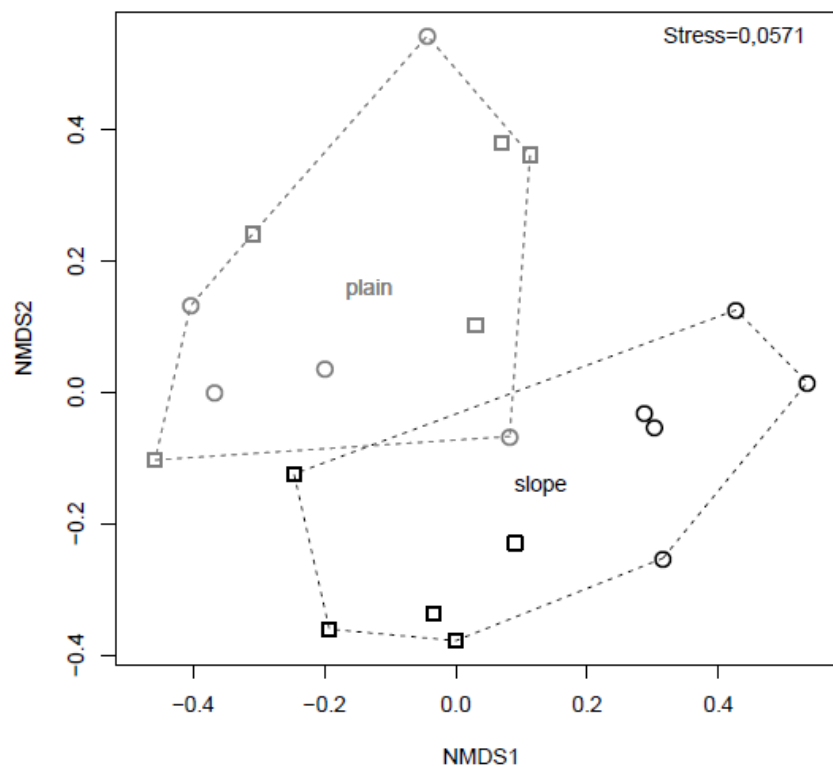


**Figura 4.** Comparação da abundância, riqueza e diversidade de Shannon das assembleias vivas e mortas entre os rios de encosta e planície da bacia do Rio Ibicuí, RS.

**Tabela 3.** Contribuição cumulativa (%) das principais espécies responsáveis pela diferença do relevo (planície x encosta) nas assembleias vivas (LA) e mortas (DA) de moluscos na Bacia do Rio Ibicuí, de acordo com a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER).

	LA				DA		
	Planície	Encosta	Acumulado		Planície	Encosta	Acumulado
<i>P. catharinae</i>	0,0	53,8	19,6	<i>D. martensi</i>	0,0	13,6	23,3
<i>C. fluminea</i>	35,3	0,0	38,2	<i>D. rhuacoicus</i>	4,8	6,8	36,2
<i>U. concentricus</i>	0,0	21,6	50,3	<i>P. canaliculata</i>	0,0	7,4	48,2
<i>P. ribeirensis</i>	0,0	38,5	61,5	<i>B. tenagophila</i>	6	0,0	60,2
<i>P. dorbignyi</i>	18,5	0,0	71,5	<i>A. spixi</i>	6,4	0,0	68,4
				<i>P. dorbignyi</i>	4,4	0,0	76,2

As assembleias vivas (LA) e mortas (DA) de moluscos da bacia do Rio Ibicuí segregaram de acordo com o relevo, produzindo grupos significativamente diferentes (LA:  $F = 3,213$ ,  $p = 0,01$ ; DA:  $F = 4,061$ ,  $p = 0,005$ ). A NMDS com PERMANOVA com todas as assembleias de moluscos mostrou segregação de acordo com o relevo, apresentando grupos significativamente diferentes (PERMANOVA;  $F = 3,516$ ,  $p = 0,0009$ ) (Figura 5).



**Figura 5.** Ordenação (NMDS) das amostras de assembleias vivas (LA, círculos) e mortas (DA, quadrados) da bacia do Rio Ibicuí. Os polígonos tracejados mostram os grupos de amostras segundo o relevo (planície, cinza; encosta, preto), testados com a utilização de análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA).

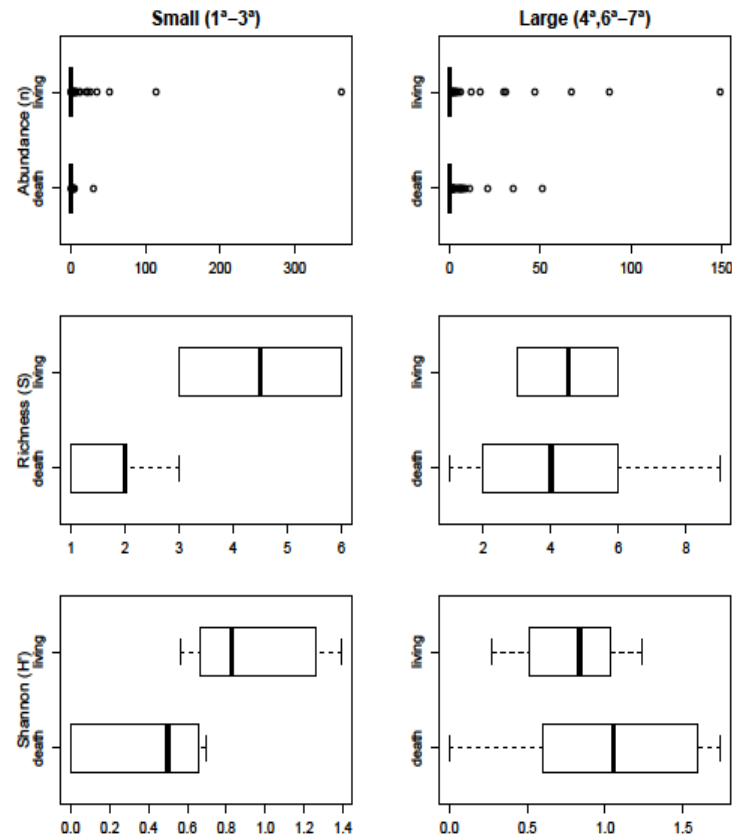
*Influência de diferentes tamanhos do rio ou de ordens (pequena x média-grande) na distribuição espacial e fidelidade*

Em rios de pequena ordem, a riqueza e a diversidade ( $H'$ ) das LA foram maiores do que as das DA, enquanto em rios de ordem média-grande os valores foram mais semelhantes entre as assembleias, embora a riqueza e a diversidade ( $H'$ ) das DA tenha sido menor em rios de pequena ordem. A abundância foi maior nas LA de média-grande ordem, entretanto, tanto em rios de pequena como de média-grande ordens, a abundância nas LA foram maiores do que nas DA (Figura 6).

A riqueza bruta foi confirmada pela riqueza rarefeita. Rios de pequena ordem apresentaram os valores mais baixos tanto para LA (15,7) quanto para DA (13) do que rios de média-grande ordem para LA (17,8) e DA (21) (Tabela 2).

Na fidelidade composicional (F1), os valores ficaram abaixo de 50% para ordens pequenas e média-grandes, enquanto na fidelidade espacial (F2) os valores ficaram entre 56 e 70% para ambos tamanhos de ordem. Na fidelidade de preservação dos indivíduos os valores foram superiores a 90% (F3) (Tabela 2).

A análise de similaridade (ANOSIM) evidenciou 59,63% de diferença entre as amostras das LA ( $R = 0,596$ ,  $p = 0,008$ ) e 19,63% entre as amostras das DA ( $R = 0,1963$ ,  $p = 0,05$ ). A análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrou que nas LA, os organismos com maior contribuição para a diferenciação entre os grupos de amostras de pequena e média-grande ordem foram *C. fluminea*, *A. obliquus* e *B. tenagophila*. Nas DA, os organismos que mais contribuíram para esta diferenciação foram *C. fluminea*, *P. canaliculata* e *B. tenagophila* (Tabela 4).

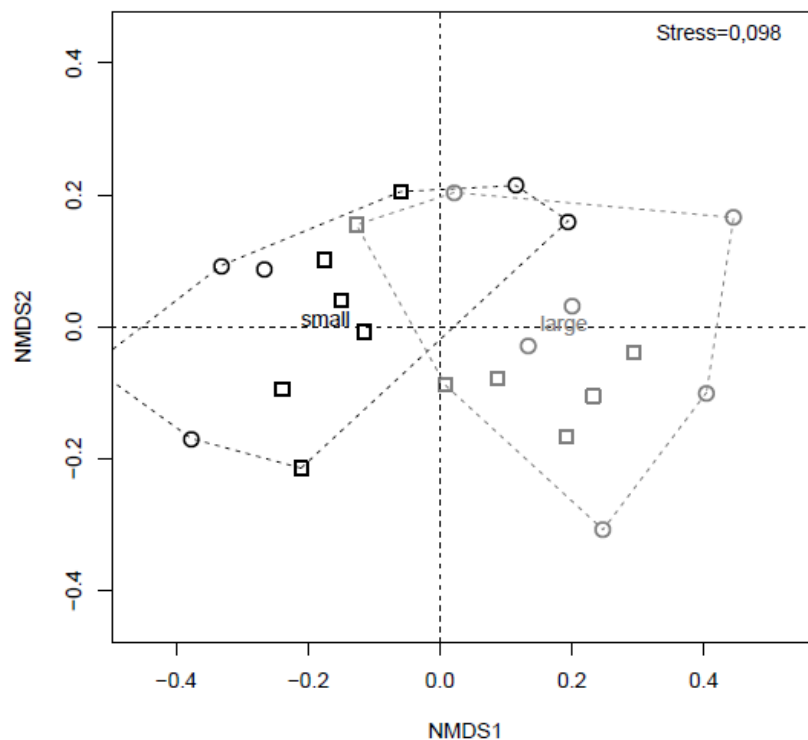


**Figura 6.** Comparação da abundância, riqueza e diversidade de Shannon das assembleias vivas e mortas entre rios de pequenas ordens e rios de média-grandes ordens da bacia do Rio Ibicuí, RS.

**Tabela 4.** Contribuição cumulativa (%) das principais espécies responsáveis pela diferença entre as ordens (pequena x média-grande) nas assembleias vivas (LA) e mortas (DA) de moluscos na Bacia do Rio Ibicuí, de acordo com a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER).

	LA				DA		
	Pequena	Média-grande	Acumulado		Pequena	Média-grande	Acumulado
<i>C. fluminea</i>	0,0	52,6	20,5	<i>C. fluminea</i>	0,0	20,9	18,1
<i>A. obliquus</i>	39,1	2,8	34,4	<i>P. canaliculata</i>	5,0	8,2	30,2
<i>B. tenagophila</i>	21,4	15,9	43,4	<i>B. tenagophila</i>	12,4	0,0	42,1
<i>D. kermatoides</i>	31,7	0,0	51,5	<i>A. patagonicus</i>	2,3	10,2	49,5
<i>H. moricandi</i>	5,0	18,5	58,8	<i>D. kermatoides</i>	4,5	0,0	55,2
<i>P. canaliculata</i>	14	5,0	65	<i>A. obliquus</i>	3,7	0,0	59,4
<i>H. bertoniana</i>	13,9	0,0	71,2	<i>H. moricandi</i>	0,0	2,3	63,2
				<i>H. bertoniana</i>	3,3	0,0	67,1
				<i>D. martensi</i>	0,0	11,9	70,8

A NMDS mostrou que assembleias (grupos de amostras) de ordens pequena e média-grande tem diferença significativa ( $F = 3,771$ ;  $p = 0,002$ ) para LA e não significativa para DA ( $F = 1,578$ ;  $p = 0,07$ ). A NMDS com PERMANOVA com todas as assembleias mostrou que as assembleias de LA e DA são diferentes em termos de composição e abundância proporcional de espécies conforme o tamanho da ordem, e que as diferenças nas assembleias de LA de diferentes ordens estão retratadas nas assembleias das DA ( $F = 4,108$ ,  $p = 0,001$ ) (Figura 7).



**Figura 7.** Ordenação (NMDS) das amostras de assembleias vivas (LA, círculos) e mortas (DA, quadrados) da Bacia do Rio Ibicuí. Os polígonos tracejados mostram os grupos de amostras segundo a ordem dos rios (pequena, em preto e grande, em cinza), testados com a utilização de análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA).

### *Influência de diferentes granulometrias (cascalho x areia) na distribuição espacial e fidelidade*

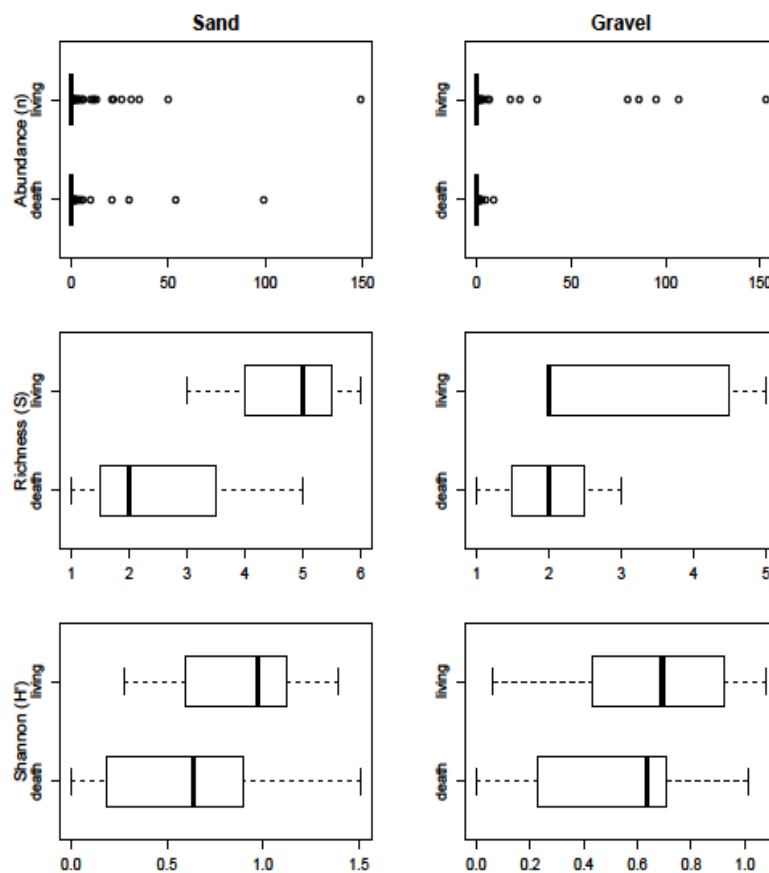
Em rios com substrato predominantemente arenoso, a diversidade de Shannon e principalmente a riqueza das LA tenderam a serem maiores do que as das DA. Mas em rios com substrato cascalhoso os valores foram mais semelhantes entre as assembleias, tendendo a ser menores do que os encontrados em rios com substrato arenoso (Figura 8). A abundância, tanto em rios com substrato arenoso como cascalhoso, foi maior nas LA do que nas DA



(Figura 8), embora a abundância nas DA encontradas em substrato arenoso seja mais variável e maior do que em substrato cascalhoso. A riqueza bruta não foi confirmada pela riqueza rarefeita. A riqueza rarefeita apresentou os maiores valores para areia tanto nas LA (12,6) quanto nas DA (11). Para cascalho, os valores da riqueza rarefeita foram baixos e sem diferença para LA (5,7) e DA (6).

A fidelidade composicional (F1) apresentou valores abaixo de 35% para cascalho e de 50% para areia. A fidelidade espacial (F2) foi de 80% para cascalho e entre 60 e 65% para areia. Em relação a fidelidade de preservação dos indivíduos, os valores variaram entre 70 a 75% para cascalho e acima de 95% para areia (F3) (Tabela 2).

A análise de similaridade (ANOSIM) evidenciou 26,43% de diferença entre as amostras com diferentes granulometrias das LA ( $R = 0,264$ ;  $p = 0,01$ ) e 10% entre as amostras de DA ( $R = 0,1$ ;  $p = 0,121$ ). A análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrou que nas LA, os organismos com maior contribuição para a diferenciação entre os locais com substrato de areia e cascalho foram *P. catharinae*, *P. canaliculata* e *C. fluminea*. Nas DA, os organismos que contribuíram foram *P. canaliculata*, *B. tenagophila* e *D. martensi* (Tabela 5).

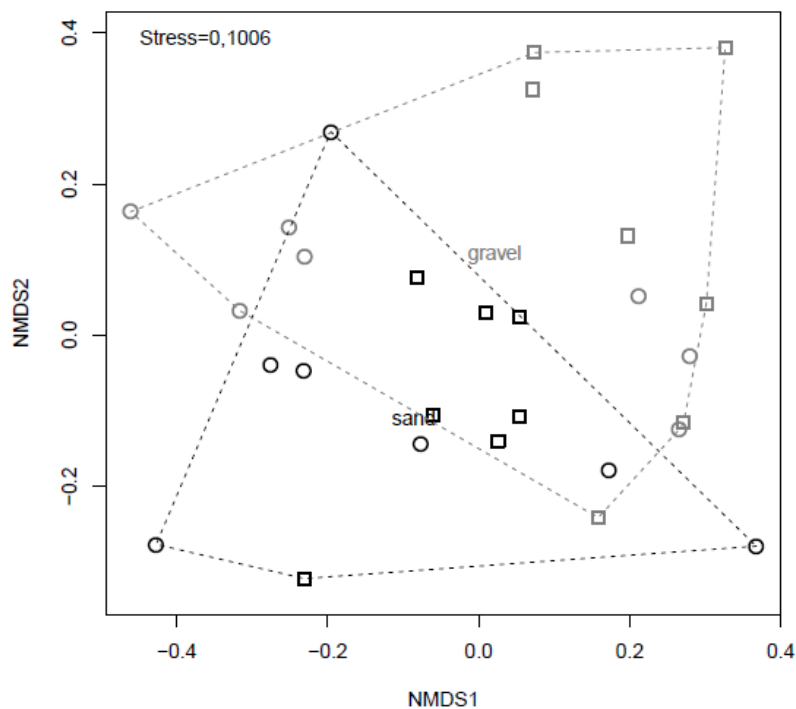


**Figura 8.** Comparação da abundância, riqueza e diversidade de Shannon das assembleias vivas e mortas entre rios com granulometria predominante de areia e cascalho da bacia do Rio Ibicuí, RS.

**Tabela 5.** Contribuição cumulativa (%) das principais espécies responsáveis pela diferença entre a granulometria (areia x cascalho) nas assembleias vivas (LA) e mortas (DA) de moluscos na Bacia do Rio Ibicuí, de acordo com a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER).

	LA				DA		
	Areia	Cascalho	Acumulado		Areia	Cascalho	Acumulado
<i>P. catharinae</i>	0,0	38,4	13	<i>P. canaliculata</i>	18,5	5,3	18
<i>P. canaliculata</i>	23,5	0,0	24,3	<i>B. tenagophila</i>	14,3	4,2	35,6
<i>C. fluminea</i>	22,3	0,0	35,5	<i>D. martensi</i>	0,0	9,7	50,9
<i>P. dorbignyi</i>	5,3	13,2	44,3	<i>A. patagonicus</i>	14,5	0,0	61,5
<i>H. bertoniana</i>	11,9	7,4	52,8	<i>H. bertoniana</i>	2,8	2	68,9
<i>B. tenagophila</i>	22,5	5,7	61,1	<i>D. rhuacoicus</i>	3,4	3,4	75,6
<i>P. ribeirensis</i>	0,0	27,5	68,9				
<i>U. concentricus</i>	0,0	13,4	74,7				

As assembleias vivas foram diferentes de acordo com o tipo de substrato ( $F = 2,279$ ,  $p = 0,01$ ), enquanto que a DA não apresentou diferença significativa quanto ao tipo de substrato ( $F = 1,78$ ,  $p = 0,07$ ). A NMDS com PERMANOVA com todas as assembleias de moluscos apresentam segregação significativa conforme o tipo de granulometria ( $F = 2,379$ ,  $p = 0,004$ ) (Figura 9).



**Figura 9.** Ordenação (NMDS) das amostras de assembleias vivas (LA, círculos) e mortas (DA, quadrados) da Bacia do Rio Ibicuí. Os polígonos tracejados mostram os grupos de amostras segundo a granulometria do substrato (areia, preto; cascalho, cinza), testados com a utilização de análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA).

## DISCUSSÃO

*Composição taxonômica e ecologia da LA na bacia do Rio Jacuí*

Inventários realizados em riachos e rios de várias regiões do Brasil mostram que a riqueza dos moluscos geralmente varia de oito a 31 espécies (e.g. Indruziak, 1983; Veitenheimer-Mendes et al., 1992; Pereira et al., 2001; Pfeifer & Pitoni, 2003; Thiengo et al., 2005; Martello et al., 2006; França et al., 2007; Pereira et al., 2011). Dessa forma, a riqueza (S= 32) encontrada na LA da área de estudo é uma das maiores, equivalendo a do Delta do Rio Jacuí (Pfeifer & Pitoni, 2003), no RS. Neste delta do Jacuí, existem numerosas ilhas aluvionares e canais (Pfeifer & Pitoni, 2003) que conferem complexidade de habitat ao ambiente, um quesito importante para existência de alta diversidade de moluscos. As espécies dominantes na LA também são usualmente abundantes em outros rios e riachos da região. Os gastrópodes *H. bertoniana*, *P. buschi*, *U. concentricus*, *Drepanotrema kermatoides* (d'Orbigny, 1835) e *B. tenagophila*, bem como o bivalve invasor *C. fluminea*, ocorreram com altas densidades, como observado em estudos prévios (Veitenheimer-Mendes et al., 1992; Pereira et al., 2001; Martello et al., 2006; Castillo et al., 2007; Martello et al., 2008). A RDA também confirmou o que tem sido observado sobre a influência da altitude, granulometria e ordem sobre a malacofauna regional. *Uncancylus concentricus* é comum em ambientes de alta altitude (Sá et al., 2013). *Biomphalaria tenagophila*, *H. bertoniana* e *P. canaliculata* estiveram relacionadas a rios de pequenas ordens e ambientes lamacentos, corroborando com estudos anteriores (Veiteinheimer-Mendes et al., 1992; Martello et al., 2006; Pereira et al., 2011). Espécies dos gêneros *Heleobia*, *Potamolithus* e *Uncancylus* ocorrem em uma ampla variedade de ambientes, representados por substratos rochosos e lamosos e também associados à vegetação aquática (Lanzer, 1996; Pereira et al., 2000; Tietze & De Francesco, 2010). *Corbicula fluminea* tem capacidade de viver em ambientes variados, mas é encontrada, preferencialmente, em águas superficiais com correnteza e bem oxigenadas, e em sedimento arenoso (Mansur et al., 1994; McMahon & Bogan, 2001; Castillo et al., 2007) e baixas altitudes (Sá et al., 2013). Cabe salientar que *Anodontites trapezeus* e *A. trapesialis* estiverem relacionados a rios de grandes ordens e substrato arenoso, como já observado por outros autores (Pfeifer & Pitoni, 2003; Mansur & Pereira, 2006).

As preferências ambientais das espécies encontradas na DA foram confirmadas pela RDA mostrando a ocorrência de *A. trapesialis* em baixas altitudes e substratos arenosos. *Biomphalaria tenagophila* e *C. fluminea* estiveram relacionadas a rios de grandes ordens e ambientes lamacentos (Lanzer, 2001; Martello et al., 2006; Mansur et al., 1994) e *P.*

*canaliculata* esteve relacionada a rios de pequenas ordens, pouca correnteza e substrato lamacento (Veiteinheimer-Mendes et al., 1992; Pereira et al., 2011; Tietze & De Francesco, 2010). Os gastrópodes *P. canaliculata* e *B. tenagophila* e os bivalves *C. fluminea*, *A. trapesialis* e *D. martensi* ocorreram com maior abundância (Mansur et al., 1994; Pfeifer & Pitoni, 2003; Martello et al., 2006; Pereira et al., 2011) e a presença de bivalves foram superiores a outros estudos realizados em ambientes lóticos, tais como, o delta do Rio Jacuí (S= 11, Pfeifer & Pitoni, 2003) e Rio Touro Passo (S=13, Martello et al., 2006). As espécies dominantes na DA também são diferentes das encontradas nestes dois riachos.

#### *Fidelidade quantitativa na bacia do Rio Ibicuí*

Os resultados aqui obtidos para fidelidade quantitativa foram diferentes daqueles registrados em outros estudos (Cummins, 1994; Martello et al., 2006) conduzidos em ambientes límnicos. Neste estudo, obtiveram-se valores de 56, 2% para a fidelidade composicional e 72% para a espacial. Em outros ambientes límnicos foram encontrados valores de 94-95% para a fidelidade composicional e de 55-60% para a fidelidade espacial (Kidwell & Flessa, 1995). Contudo, em outro estudo conduzido no Rio Grande do Sul, os valores encontrados foram menores, em escala geral, 60% das espécies encontradas vivas também foram encontradas mortas e 47,3% das espécies encontradas mortas também foram encontradas vivas. Na região do Pampa da Argentina, as assembleias de moluscos mortos preservados em ambientes de água doce apresentaram relativamente alta fidelidade composicional refletindo a composição taxonômica (riqueza) e a abundância das espécies (Tietze & De Francesco, 2012). Portanto, apesar da F1 no Rio Ibicuí ter seu valor mais baixo do que o obtido em outros ambientes límnicos continua sendo mais alto do que o da F2, sugerindo que a LA é parcialmente preservada na composição das assembleias mortas. Por esta razão, assembleias mortas de moluscos podem ser um alvo particularmente adequado para estudos paleoclimáticos e biostratigráficos (Tietze & De Francesco, 2012).

Em relação à fidelidade para o número de indivíduos mortos representantes de espécies encontradas vivas (F3), no Rio Ibicuí, de maneira geral, obteve-se um valor de 95,3%. Este valor é similar ao encontrado em outro ambiente lótico (58-97%; Cummins, 1994) e, inclusive, em ambiente marinho (70-90%; Kidwell & Bosence, 1991). As causas das discrepâncias na abundância de moluscos entre as assembleias vivas e mortas são difíceis de avaliar devido aos fatores tafonômicos (e.g. dissolução e fragmentação), que usualmente atuam sobre as assembleias mortas (Pip, 1988). A LA aqui estudada apresentou abundância e riqueza (32) maiores em relação às das DA, embora tenham apresentado 17 espécies em

comum. Os valores de pH mais baixos encontrados nos rios do Estado (Pereira et al., 2011; Martello et al., 2013) em relação a rios na Argentina (De Francesco & Hassan, 2009) pode ser um fator atuante na baixa abundância das DA, encontrada no presente estudo (Tiezte & De Francesco, 2012). Nesse estudo, cerca de 60% das espécies de LA não são registradas nas DA, e são representadas por indivíduos com tamanhos pequenos e conchas finas e frágeis (Kidwell & Flessa, 1995). Esses valores podem estar associados ao retrabalhamento rio abaixo e dissolução rápida das conchas (Cohen, 1989; Briggs et al., 1990; Warren, 1991; Kotzian & Simões, 2006).

#### *Influência do relevo sobre a distribuição espacial e fidelidade*

A riqueza rarefeita e a abundância apresentaram valores maiores nas LA encontradas nos rios de planície. Diferenças nas comunidades de moluscos têm sido detectadas ao longo de gradientes de rios envolvendo regiões de encosta e planície (Lewis & Magnuson, 2000; Jurkiewicz-Karnkowska, 2006; Lewin, 2006). Em ambientes lênticos também há diferenciação de riqueza conforme a altitude (Sturm, 2007). No sul do Brasil, a riqueza de moluscos em áreas úmidas foi negativamente relacionada com a altitude (Maltchik et al., 2010). A ocorrência de baixa riqueza de moluscos em altas altitudes pode ser relacionada com a pouca capacidade de algumas espécies tolerarem variações climáticas e ambientais extremas (Hausdorf, 2006). No EUA verificou-se a existência de uma significativa variação rio abaixo na composição das espécies, ocorrendo um aumento na diversidade de espécies a jusante, devido à contribuição de outros rios (Warren, 1991).

Nos rios de planície da bacia do rio Ibicuí, as espécies mais abundantes foram *C. fluminea*, *H. bertoniana*, *P. dorbignyi* e *B. tenagophila*. Elas também têm sido registradas comumente em rios com baixas altitudes do Rio Grande do Sul (Pfeifer & Pitoni, 2003; Castillo et al., 2007). As espécies dominantes nos rios de encosta estudados, *P. catharinae*, *Potamolithus ribeirensis* Pilsbry, 1911 e *U. concentricus* também são frequentes em outros rios de encosta do estado (Veiteinheimer-Mendes et al., 1992; Pereira et al., 2011). Em geral, rios brasileiros localizados em altas altitudes tem comunidades de moluscos constituídas por gastrópodes dos gêneros *Potamolitus*, *Hebetancylus*, *Anisancylus*, *Lymnaea* e *Heleobia* (Callisto et al., 2001; Thiengo et al., 2005). Em áreas de planície, em contrapartida, são mais comuns espécies de *Drepanotrema*, *Biomphalaria*, *Pomacea*, *Pisidium*, *Diplodon* e *Anodontites* (Martello et al., 2006; Pereira et al., 2000, 2001, 2011).

A riqueza rarefeita e a abundância nas DA e nas LA, apresentaram os maiores valores nos rios de planície. *Pisidium dorbignyi* também foi comum nas DA de planície, com exceção

de *C. fluminea*. As outras espécies importantes foram *B. tenagophila* e *Asolene spixi* Orbigny, 1838. Essas duas espécies preferem ambientes lênticos, também podem ser carreadas de lagoas marginais para dentro dos rios, em épocas de inundação (Chieffi & Moretti, 1979; Pereira et al., 2001). Nos rios de encosta, nas DA, as espécies *D. martensi*, *D. rhuacoicus* e *P. canaliculata* foram as mais abundantes, embora não tenham preferência por ambientes de maiores altitudes (Sá et al., 2013).

Em relação à fidelidade quantitativa, os valores de F1, F2 e F3 encontrados para planície foram maiores do que na encosta. Ou seja, mostra que na planície ocorre acúmulo de conchas carreadas a jusante, principalmente bivalves. Portanto, as DA refletem pouco as LA, principalmente em rios de encosta.

#### *Influência da ordem sobre a distribuição espacial e fidelidade*

Na área estudada, a riqueza rarefeita, a diversidade e a abundância nas LA dos rios de pequena ordem apresentaram valores menores que os dos rios de média-grande ordens. Em geral, a malacofauna límnic é mais diversificada em rios de média a grandes ordens do que em pequenas ordens (Strayer et al., 1994; Lewin, 2006). Altas densidades de bivalves unionoidas são registradas em rios com áreas maiores (Strayer et al., 1994; Lewin, 2006), os quais são mais raros em riachos de pequena ordem. Rios de pequenas ordens apresentam menor profundidade, velocidade da água e largura, e geralmente pouca variedade de habitats resultando em menor riqueza de espécies (Vannote et al., 1980; Allan & Castillo, 2007), inclusive de unionoidas (veja discussão em Sá et al., 2003).

Na área de estudo, os gastrópodes *P. canaliculata* e os bivalves *C. fluminea*, *A. trapesialis* e *A. trapezeus* ocorreram com maior abundância em riachos de média-grandes ordens, enquanto que *P. canaliculata*, *B. tenagophila* e o bivalve *A. trapesialis* foram mais abundantes em pequenas ordens. A elevação da riqueza de espécies de moluscos, a medida que a ordem do rio aumenta, foi observada para bivalves (Bonetto & Di Persia, 1975; Mansur & Pereira, 2006), para gastrópodes (Pereira et al., 2000), e para gastrópodes e bivalves (Pereira et al., 2011).

A riqueza nas DA também foi maior em rios de média-grandes ordens. Rios de grandes ordens tendem ao acúmulo de conchas, principalmente as de tamanhos relativamente grandes e mais espessas. Conchas com tamanhos pequenos ou frágeis, geralmente não tendem ao acúmulo ou são fragmentadas/dissolvidas durante o movimento a jusante do rio (Pip, 1988; Kotzian & Simões, 2006). Espécies raras apresentam baixa abundância quando vivas e dificilmente são encontradas nas DA. Além disso, a coleta das conchas é dificultada devido à

alta correnteza, grande profundidade e largura de rios de média-grandes ordens. Desta forma, a riqueza e abundância das DA não refletem a das LA.

Em relação à fidelidade quantitativa, não houve diferença entre os valores de F1, F2 e F3 para pequenas e média-grandes ordens. No que se refere às espécies encontradas vivas que também foram encontradas mortas (F1) os valores registrados foram inferiores, enquanto que, em relação à espécies mortas que também foram encontradas vivas (F2), os valores registrados foram similares aos de outros estudos em ambientes límnicos (e.g. Cummins, 1994; Kidwell & Flessa, 1995; Martello et al. 2006), indicando que a DA é parcialmente representada na composição das LA. Em relação à fidelidade para o número de indivíduos mortos representantes de espécies encontradas vivas (F3) obteve-se valores de 91% (pequenas) e 93,3% (média-grandes) similares aos valores encontrados por Cummins (1994) sugerindo uma adequada amostra da comunidade viva.

Nas LA, as espécies que mais contribuíram para diferenciação dos rios de pequenas ordens foram *A. obliquus*, *D. kermatoides*, *B. tenagophila* e *P. canaliculata*, enquanto *C. fluminea*, *Hebetancylus moricandi* (d'Orbigny, 1837) e *B. tenagophila* contribuíram para diferenciação dos rios de média-grandes ordens. Nas DA, *B. tenagophila*, *P. canaliculata* e *D. kermatoides* foram as espécies que contribuíram nos rios de pequenas ordens e, *C. fluminea*, *D. martensi* e *A. patagonicus* contribuíram nos rios de média-grandes ordens. Dentre essas espécies *A. obliquus*, *B. tenagophila* e *P. canaliculata* estão relacionadas à ordens pequenas (e.g. Pereira et al., 2000, 2001, 2011; Lanzer, 2001; Martello et al., 2006; Tietze & De Francesco, 2010) e *C. fluminea*, *D. martensi* e *A. patagonicus* à média-grandes (Mansur et al., 1994; Lanzer, 2001; Martello et al., 2006). Ou seja, espécies importantes para caracterização de ordens correspondem parcialmente entre as assembleias.

#### *Influência da granulometria sobre a distribuição espacial e fidelidade*

A riqueza rarefeita e a diversidade apresentaram valores maiores nas LA para os rios com substrato arenoso. A maior predominância de substrato fino é uma condição mais apropriada para ocorrência de bivalves filtradores ou que se alimentam de detritos (Vannote et al., 1980; Allan & Castillo, 2007). De maneira geral, a velocidade dos rios tende a diminuir nas áreas mais baixas (Allan & Castillo, 2007), permitindo a ocorrência de planícies de inundação que comumente apresentam ambientes lênticos, como remansos, banhados, meandros, etc. (McCabe, 2010). Apesar da abundância nas LA ter sido maior para os rios com substrato cascalhoso, 72,9% foi representada por *P. catharinae* e *P. ribeirensis*, espécies que preferem este tipo de substrato e apresentam distribuição agregada (Martello et al., 2013).

Nas LA, as espécies *P. canaliculata*, *B. tenagophila*, *C. fluminea* e *H. bertoniana* foram as que mais contribuíram para diferenciar os rios com substrato arenoso, enquanto *P. catharinae*, *P. ribeirensis*, *U. concentricus* e *P. dorbignyi* contribuíram para diferenciar os rios de substrato cascalhoso. Em fato, alguns moluscos bem distribuídos, tais como *H. bertoniana*, *P. dorbignyi* e *B. tenagophila*, são comumente encontrados em habitats com sedimento do tipo silte e argila (Pereira et al., 2000, 2001; Lanzer, 2001; Kotzian & Simões, 2006; Martello et al., 2006; Tuan, 2009). *Corbicula fluminea*, similarmente, possui preferência por substrato arenoso (Viana & Avelar, 2010; Mansur et al., 1994). A manutenção da comunidade de bivalves límnicos é determinada por fatores abióticos em escala local e em escala regional por relações interespecíficas de larvas de bivalves e peixes hospedeiros (Colle & Callil, 2012).

Nas DA, *P. canaliculata*, *A. patagonicus* e *B. tenagophila* foram as espécies que mais contribuíram para diferenciação dos rios com fundo arenoso, enquanto *D. martensi*, *P. canaliculata* e *B. tenagophila* contribuíram para diferenciação dos rios com predomínio de cascalho. A riqueza rarefeita e a abundância foram maiores nas DA para os rios com substrato arenoso. Entretanto, não houve diferença na diversidade de DA entre substratos arenosos ou cascalhosos. *Pomacea canaliculata*, *A. patagonicus* e *B. tenagophila* são abundantes em ambientes com fundos lamosos e arenosos (e.g. Lanzer & Schäfer, 1988; Junk & Robertson, 1997; Pereira et al., 2001; Machado et al., 2008). Contudo *D. martensi*, *P. dorbignyi* e *P. canaliculata*, raramente são encontradas em ambientes com sedimento cascalhoso (Pereira et al., 2000, 2001; Martello et al., 2006; Tuan, 2009) Essas espécies foram representadas por uma baixa abundância podendo ser alóctones no local.

Na fidelidade quantitativa, houve diferença entre os valores de F1, F2 e F3 para locais com areia e cascalho. Para as espécies encontradas vivas que também foram encontradas mortas (F1) os valores registrados foram inferiores aos encontrados em outros estudos (Cummins, 1994; Kidwell & Flessa, 1995; Martello et al., 2006). Enquanto que para as espécies mortas que também foram encontradas vivas (F2), os valores registrados foram inferiores (areia) e superiores (cascalho) aos encontrados em outros estudos (e.g. Cummins, 1994; Kidwell & Flessa, 1995; Martello et al., 2006), sugerindo que a LA é parcialmente preservada na composição das DA.

Para rios de substrato arenoso, as espécies encontradas, nas LA e DA, mostraram relação com este tipo de ambiente (Mansur et al., 1994; Pereira et al., 2001; Lanzer, 2001; Martello et al., 2006; Machado et al., 2008; Tuan, 2009). Entretanto, as espécies encontradas em rios de substrato cascalhoso, somente as LA apresentaram correspondência a este fator.



Em relação à fidelidade para o número de indivíduos mortos representantes de espécies encontradas vivas (F3) obteve-se valores de 96,7% (areia) e 72,2% (cascalho) similares aos valores encontrados por Cummins (1994). Portanto, as DA refletem consideravelmente as LA na fidelidade espacial.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nosso estudo demonstrou que existe diferença na fidelidade entre as assembleias vivas (LA) e mortas (DA) no rio Ibicuí como um todo, em relação à composição de espécies, dominância e riqueza. Os valores encontrados para a fidelidade composicional demonstram que a comunidade original é parcialmente preservada nas assembleias mortas permitindo interpretar parcialmente as variáveis ambientais analisadas. Por exemplo, a variável relevo, na escala espacial utilizada, pode ser pouco interpretada com base na DA, pois as espécies encontradas não apresentaram distribuição relacionada com este fator. As variáveis ordem dos rios e granulometria, se analisadas em ampla escala espacial, por sua vez podem ser utilizadas para interpretar LA com base nas DA, pois as espécies encontradas apresentaram correspondência a estas variáveis. Dessa forma, os resultados aqui obtidos mostram que associações fósseis de moluscos límnicos podem ser importantes ferramentas de reconstituições paleoambientais, se aspectos como granulometria e ordem dos rios forem considerados.

### REFERÊNCIAS

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. New York: Springer.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26 (1): 32-46.
- Behrensmeyer, A. K.; Kidwell, S. M. & Gastaldo, R. A. 2000. Taphonomy and paleobiology. *Paleobiology*, Supl., 26 (4): 103-147.
- Bonetto, A. A. & Di Persia, D. H. 1975. Las poblaciones de pelecípodos del Arroyo Ayuí Grande (Prov. Entre Ríos) y los factores que regulan su distribución y estructura. *Ecosur*, 3: 123-151.

- Briggs, D. J.; Gilbertson, D. D. & Harris, A. L. 1990. Molluscan taphonomy in a braided river environment and its implications for studies of Quaternary cold-stage river deposits. *Journal of Biogeography*, 17: 623-637.
- Brown, M. K. 2001. Mollusca: Gastropoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (eds.). *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates* (p. 297-329). San Diego: Academic Press.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L.; Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518 (1-3): 179-188.
- Callisto, M.; Moreno, P. & Barbosa, F. A. R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61 (2): 259-266.
- Carthew, R. & Bosence, D. 1986. Community preservation in Recent shell-gravels, English Channel. *Palaeontology*, 29 (1): 243-268.
- Castillo, A. R.; Brasil, L. G.; Querol, E.; Querol, M. V. M.; Oliveira, E. V. & Mansur, M. C. D. 2007. Moluscos bivalves da localidade de São Marcos, bacia do médio rio Uruguai, Uruguaiana, Brasil. *Biotemas*, 20 (4): 73-79.
- Chieffi, P. P. & Moretti, I. G. 1979. Flutuação mensal na densidade de populações malacológicas em criadouro natural do município de Londrina, Estado do Paraná, Brasil. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, 39 (1): 45-50.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation*. Natural Environment Research Council, U.K., 1-144.
- Cohen, A. S. 1989. The taphonomy of gastropod shell accumulations in large lakes: an example from Lake Tanganyika, Africa. *Paleobiology*, 15 (1): 26-45.
- Colle, A. C. & Callil, C. T. 2012. Environmental influences on the composition and structure of the freshwater mussels in shallow lakes in the Cuiabá River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 72 (2): 249-256.
- Cummins, R. H. 1994. Taphonomic process in modern freshwater molluscan death assemblages: implications for the freshwater fossil record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 108 (1): 55-73.
- De Francesco, C. G. & Hassan, G. S. 2009. The significance of molluscs as paleoecological indicators of freshwater systems in central-western Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 274: 105-113.

- Dillon Jr., R. T. 2000. *The Ecology of freshwater Mollusca*. Cambridge: University Press.
- Erthal, F.; Kotzian, C. B. & Simões, M. G. 2011. Fidelity of molluscan assemblages from the Touro Passo Formation (Pleistocene-Holocene), southern Brazil: taphonomy as a tool for discovering natural baselines for freshwater communities. *Palaios*, 26 (7-8): 443-446.
- Flessa, K. W. 2002. Conservation paleobiology. *The American Naturalist*, 10: 2-5.
- Floss, E. C.; Kotzian, C. B.; Spies, M. R. & Secretti, E. 2012. Diversity of non-biting midge larvae assemblages in the Jacuí River basin, Brazil. *Journal Insect Science*, 12 (121): 1-33.
- França, R. S.; Suriani, A. L. & Rocha, O. 2007. Composição das espécies de moluscos bentônicos nos atórios do baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (1): 41-51.
- Gray, J. 1988. Evolution of the freshwater ecosystem: The fossil record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 62 (1-4): 1-214.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4 (4): 379-391.
- Hausdorf, B. 2006. Latitudinal and altitudinal diversity patterns and Rapoport effects in north-west European land snails and their causes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 87: 309-323.
- Heino, J. & Muotka, T. 2006. Landscape position, local environmental factors, and the structure of molluscan assemblages of lakes. *Landscape Ecology*, 21 (4): 499-507.
- Indruziak, L. F. 1983 Inventário da fauna malacológica do rio Ibicuí-Mirim, RS. *Ciência & Natura*, 5: 127-134.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. Disponível em <http://www.ibge.gov.br> >. Acesso em: 25 de agosto de 2012.
- Junk, W. J. & Robertson, B. A. 1997. Aquatic invertebrates. In: Junk, W. J. (Ed.) Ecology of a pulsing system. Ecological Studies 126. *The Central Amazon Floodplain*, p. 279-298.
- Jurkiewicz-Karnkowska, E. 2006. Communities of aquatic molluscs in floodplain water bodies of lowland river (Bug River, east Poland). *Polish Journal of Ecology*, 54 (2): 253-266.
- Kidwell, S. M. 2002. Time-averaged molluscan death assemblages: Palimpsests of richness, snapshots of abundance. *Geology*, 30 (9): 803-806.
- Kidwell, S. M. & Bosence, D. W. J. 1991. Taphonomy and timeaveraging of marine shelly faunas. In: Allison, P. A. & Briggs, D. E. (eds.) *Taphonomy, releasing the data locked in the fossil record. Topics in Geobiology*. New York, Plenum. p.115-209.

- Kidwell, S. M. & Flessa, K. W. 1995. The quality of the fossil record: populations, species and communities. *Annual Review of Ecology Systematics* Genus, 26 (1): 269-299.
- Kotzian, C. B. & Simões, M. G. 2006. Taphonomic signatures of the recent freshwater mollusks, Touro Passo Stream, RS, Brazil. *Revista Brasileira de Paleontologia*, 9 (2): 243-260.
- Kowalewski, M.; Carroll, M.; Casazza, L.; Gupta, N. S.; Hannisdal, B.; Hendy, A.; Krause, R. A.; Labarbera, M.; Lazo, D. G.; Messina, C.; Puchalski, S.; Rothfus, T. A.; Sälgeback, J.; Stempien, J.; Terry, R. C. & Tomasovych, A. 2003. Quantitative fidelity of Brachiopod-Mollusk assemblages from modern subtidal environments of San Juan Islands, USA. *Journal of Taphonomy*, 1 (1): 43-65.
- Kowalewski, M. 2009. The youngest fossil record and conservation biology: Holocene shells as eco-environmental recorders. In: Dietl, G. & Flessa, K. W. (eds.). *Conservation Paleobiology: using the past to manage for the future*. Paleontological Society Special Papers, 15: 1-23.
- Lanzer, R. M. 1996. Ancyliidade (Gastropoda, Basommatophora) na América do Sul: sistemática e distribuição. *Revista Brasileira de Zoologia*, 13 (1): 175-210.
- Lanzer, R. M. 2001. Distribuição, fatores históricos e dispersão de moluscos límnicos em lagoas do sul do Brasil. *Biociências*, 9 (2): 63-84.
- Lanzer, R. M. & Schãfer, A. 1988. Fatores determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 649-675.
- Legendre, P.; Borcard, D. & Peres-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75 (4): 435-450.
- Lewin, I. 2006. The gastropod communities in the lowland Rivers of agricultural areas – their biodiversity and bioindicative value in the Ciechanowska upland, Central Poland. *Malacologia*, 49 (1): 7-23.
- Lewis, D. B. & Magnuson, J. J. 2000. Landscape spatial patterns in freshwater snail assemblages across Northern Highland catchments. *Freshwater Biology*, 43: 409-420.
- Machado, A. B. M.; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. 2008. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. 1. ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.
- Maltchik, L.; Stenert, C.; Kotzian, C. B. & Pereira, D. 2010. Responses of freshwater mollusks to environmental factors in Southern Brazil wetlands. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3): 473-482.

- Maluf, J. R. T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 8 (1): 141-150.
- Mansur, M. C. D. & Pereira, D. 2006. Bivalves límnicos da bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Unionoidea, Veneroidea e Mytiloidea). *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (4): 1123-1147.
- Mansur, M. C. D.; Valer, R. M. & Aires, N. C. M. 1994. Distribuição e preferências ambientais dos moluscos bivalves do açude do parque de proteção ambiental COPESUL, município de Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 2 (1): 27-45.
- Marchiori, J. N. C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação*. Porto Alegre: EST.
- Martello, A. R.; Kotzian, C. B. & Simões, M. G. 2006. Quantitative fidelity of Recent freshwater mollusk assemblages from the Touro Passo River, Rio Grande do Sul. *Iheringia, série zoologia*, 96 (4): 453-465.
- Martello, A. R.; Nunes, I. G. W.; Boelter, R. A. & Leal, L. A. 2008. Malacofauna límnic associada à macrófitas aquáticas do rio Iguariaçá, São Borja, RS, Brasil. *Ciência & Natura*, 30 (1): 27-41.
- Martello, A. R.; Hepp, L. U. & Kotzian, C. B. 2014. Distribution and additive partitioning of diversity in freshwater mollusk communities in Southern Brazilian streams. *Revista de Biologia Tropical*, in press.
- McCabe, D. J. 2010. Rivers and Streams: Life in Flowing Water. *Nature Education Knowledge*, 1 (12): 4.
- McMahon, R. F. & Bogan, A. E. 2001. Mollusca: Bivalvia. In Thorp, J. H. & Covich, A. P. (eds.). *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. San Diego: Academic Press. p. 331-429.
- Miserendino, M. L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444 (1-3): 147-158.
- Pereira, D.; Konrad, H. G. & Paloski, N. I. G. 2000. Gastrópodos límnicos da bacia do rio Camaquã, RS, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 22 (1): 55-66.
- Pereira, D.; Inda, L. A.; Consoni, J. M. & Konrad, H. G. 2001. Composição e abundância de espécies de moluscos do bentos marginal da microbacia do arroio Capivara, Triunfo, RS, Brasil. *Biociências*, 9 (1): 3-20.
- Pereira, D.; Arruda, J. O.; Menegat, R.; Porto, M. L.; Schwarzbald, A. & Hartz, S. M. 2011. Guildas tróficas, composição e distribuição de espécies de moluscos límnicos no gradiente fluvial de um riacho subtropical brasileiro. *Biotemas*, 24 (1): 21-36.

- Pfeifer, N. T. S. & Pitoni, V. L. L. 2003. Análise qualitativa estacional da fauna de moluscos límnicos do delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 11 (2): 145-158.
- Peterson, C. H. 1976. Relative abundances of living and dead mollusks in two Californian lagoons. *Lethaia*, 9 (2): 137-148.
- Pip, E. 1988. Differential attrition of molluscan shells in freshwater sediments. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 25 (1): 68-73.
- Ramirez, J. J.; Roldán, P. G. & Yepes, G. A. 2004. Altitudinal variation of the numerical structure and biodiversity of the taxocenosis of Ephemeroptera in the South, North, and Central Regions of the Department of Antioquia, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (4): 329-339.
- Ritter, M. N.; Erthal, F. & Coimbra, J. C. 2013. Taphonomic signatures in molluscan fossil assemblages from the Holocene lagoon system in the northern part of the coastal plain, Rio Grande do Sul State, Brazil. *Quaternary Internacional*, 305: 5-14.
- Robaina, L. E. S.; Trentin, R.; Bazzan, T.; Reckziegel, E. W.; Verdum, R. & De Nardin, D. 2010. Compartimentação Geomorfológica da Bacia Hidrográfica do Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil: proposta de classificação. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 11 (2), 11-23.
- Sá, R. L. de; Santin, L.; Amaral, A. M. B.; Martello, A. R. & Kotzian, C. B. 2013. Diversidade de moluscos em riachos de uma região de encosta no extremo sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13 (3): *in press*.
- SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente. 2012. *Processo de Planejamento da Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí: Fases A e B (relatório final)*. SEMA: DSRH.
- Simone, L. R. L. 2006. *Land and Freshwater Molluscs of Brazil*. São Paulo: EGB/ Fapesp, 390p
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38 (6): 913-920.
- Strayer, D. L.; Hunter, D. C.; Smith, L. C. & Borg, C. K. 1994. Distribution, abundance, and roles of freshwater clams (*Bivalvia*, Unionidae) in the freshwater tidal Hudson River. *Freshwater Biology*, 31: 239-248.
- Sturm, R. 2007. Freshwater molluscs in mountain lakes in Eastern Alps (Austria): relationship between environmental variables and lake colonization. *Journal of Limnology*, 66 (2): 160-169.
- Thiengo, S. C.; Santos, S. B. & Fernandez, M. A. 2005. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 867-874.

- Tietze, E. & De Francesco, C. G. 2010. Environmental significance of freshwater mollusks in the Southern Pampas, Argentina: To what detail can local environments be inferred from mollusk composition? *Hydrobiologia*, 641: 133–143.
- Tietze, E. & De Francesco, C. G. 2012. Compositional fidelity of subfossil mollusc assemblages in streams and lakes of the southeastern Pampas, Argentina. *Palaios*, 27 (6): 401–413.
- Tuan, R. 2009. Distribuição e diversidade de espécies do gênero *Biomphalaria* em microrregiões localizadas no Médio Paranapanema, São Paulo, SP, Brasil. *Biota Neotropica*, 9 (1): 279-283.
- Vannote, R. L.; Minshal, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137.
- Veitenheimer-Mendes, I. L.; Lopes-Pitoni, V. L.; Silva, M. C.; Almeida-Caon, J. E. & Schroder-Pfeifer, N. T. 1992. Moluscos (Gastropoda e Bivalvia) ocorrentes nas nascentes do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, 73: 69-76.
- Vianna, M. P. & Avelar, W. E. P. 2010. Ocorrência da espécie invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) no rio Sapucaí (São Paulo, Brasil). *Biotemas*, 23 (3): 59-66.
- Vieira, E. F. 1984. *Rio Grande do Sul: geografia física e vegetação*. Porto Alegre: Sagra.
- Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43 (1): 271–93.
- Warne, J. E. 1969. Live and dead molluscs in a coastal lagoon. *Journal of Paleontology*, 43 (1): 141-150.
- Warren, R. E. 1991. Ozarkian fresh-water mussels (Unionoidea) in the upper eleven point river, Missouri. *American Malacological Bulletin*, 8 (2): 131-137.
- Wentworth, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.

## Anexo. Assembléias vivas e mortas da bacia do Rio Ibicuí, RS, Brasil.

Local	Bacia do Rio		Ordem				Granulometria				Relevo			
	Ibicuí		Pequenas		Média-grande		Areia		Cascalho		Planície		Encosta	
Espécies	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA	LA	DA
<b>Gastropoda</b>														
<b>Ampullariidae</b>														
<i>Asolene spixi</i>	16	7	2	0	14	7	1	5	2	0	12	6	2	0
<i>Pomacea americanista</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomacea canaliculata</i>	205	165	135	72	70	57	78	104	0	5	7	3	0	5
<i>Pomella megastoma</i>	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Planorbidae</b>														
<i>Biomphalaria tenagophila</i>	253	59	100	58	154	1	61	51	4	3	84	31	1	0
<i>Biomphalaria straminea</i>	24	0	1	0	23	0	0	0	0	0	20	0	0	0
<i>Drepanotrema</i>														
<i>depressissimum</i>	43	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drepanotrema kermatoides</i>	362	4	362	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anisancylus obliquus</i>	454	5	450	5	4	0	17	0	7	0	11	0	0	0
<i>Hebetancylus moricandi</i>	211	2	14	0	197	2	4	0	2	0	88	0	3	0
<i>Uncancylus concentricus</i>	518	0	72	0	64	0	0	0	39	0	4	0	41	0
<b>Lymnaeidae</b>														
<i>Lymnaea columela</i>	27	0	26	0	3	0	13	0	0	0	0	0	0	0
<b>Physidae</b>														
<i>Aplexa marmorata</i>	6	0	6	0	0	0	0	0	6	0	6	0	0	0
<b>Lytoglyphidae</b>														
<i>Potamolithus aff. buschi</i>	617	0	0	0	617	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamolithus catharinae</i>	484	0	198	0	286	0	0	0	271	0	0	0	271	0
<i>Potamolithus ribeirensis</i>	330	0	127	0	205	0	0	0	187	0	0	0	187	0
<b>Cochliopidae</b>														
<i>Heleobia bertoniana</i>	723	4	485	4	245	0	41	2	19	2	137	3	0	0
<b>Bivalvia</b>														
<b>Pisidiidae</b>														
<i>Eupera elliptica</i>	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eupera klappenbachi</i>	59	0	41	0	18	0	27	0	1	0	43	0	1	0
<i>Musculium argentinum</i>	8	0	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium dorbignyi</i>	194	5	164	5	30	0	7	0	86	5	86	5	0	0
<i>Pisidium punctiferum</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium sterkianum</i>	53	0	41	0	13	0	0	0	0	0	11	0	0	0
<b>Hyriidae</b>														
<i>Castalia inflata</i>	2	6	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Castalia martensi</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodon delodontus</i>	19	8	0	4	19	4	0	2	0	0	0	2	0	0
<i>Diplodon martensi</i>	0	14	0	4	0	10	0	0	0	14	0	0	0	14
<i>Diplodon rhuacoicus</i>	13	10	2	1	11	9	6	6	4	3	6	6	5	4





## CONCLUSÃO GERAL

O entendimento dos fatores que atuam sobre a distribuição espacial das comunidades vivas de moluscos límnicos, bem como, a tolerância a variação dos fatores ambientais fornecem dados importantes para a escolha de metodologias de coleta e elaborações de projetos de biologia da conservação. A partição da diversidade mostrou que para preservar os moluscos límnicos é importante preservar os riachos. A conservação dos riachos em escala local contribuirá para a conservação da bacia hidrográfica como um todo.

Comparações entre vivo/morto utilizando a fidelidade quantitativa é de grande interesse, pois podem fornecer informações em escala local/ampla da correspondência das assembleias mortas com os ambientes estudados e com as assembleias vivas presentes no mesmo local fornecendo importantes contribuições para estudos de paleobiologia da conservação.