

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

**Padrões de distribuição do gênero *Aegla* Leach, 1820
(Crustacea, Decapoda, Anomura) associados à cobertura
do solo.**

TESE DE DOUTORADO

ALBERTO SENRA GONÇALVES

Santa Maria, RS, Brasil

2015

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO *Aegla* Leach,
1820 (Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIADOS À
COBERTURA DO SOLO**

ALBERTO SENRA GONÇALVES

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal -
Área de Concentração em Bioecologia, da Universidade Federal de Santa Maria
(UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciências Biológicas

Orientador: Prof. Sandro Santos

Santa Maria, RS, Brasil

2015

**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

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO *Aegla* Leach, 1820
(Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIADOS À COBERTURA DO
SOLO**

elaborada por
Alberto Senra Gonçalves

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciências Biológicas – Área Bioecologia

COMISSÃO EXAMINADORA:

Sandro Santos, Dr.
(Presidente/Orientador)

Paula Beatriz de Araujo, Dra. (UFRGS)

Célio Ubirajara Magalhães Filho, Dr. (INPA)

Waterloo Pereira Filho, Dr. (UFSM)

Marcelo Dutra da Silva, Dr. (FURG)

Santa Maria, 16 de Março de 2015.

"Relaxe e deixe sempre sua cabeça um pouco vazia para apreender o que o mundo lhe oferta de novidades e oportunidades."

Fábula da xícara cheia

Dedico esta Tese à minha família, e principalmente à minha esposa Joele, por sempre me mostrar o verdadeiro sentido de dedicação e superação.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos,

Ao meu orientador Sandro Santos, por comprar e construir a ideia da Tese, pelos puxões de orelha e “chacoalhadas” na hora certa, pelas diversas conversas para voltar aos trilhos da tese, pelas risadas durante os momentos de café com a galera e pelos poucos jogos de basquete na UFSM. Agradeço pelos incentivos e as oportunidades científicas dadas a mim, contribuindo muito para minha formação como pesquisador e cientista. Obrigado por mostrar que um cientista tem sempre que estar estimulado, sempre estar empolgado com as coisas que faz, isso sempre ficará comigo. Muito obrigado por tudo.

À Professora Tatiana Mora Kuplich pela co-orientação, pelas palavras de estímulo, que foram tantas, pelas oportunidades de usar seu laboratório, e por me apresentar ao mundo do Sensoriamento Remoto.

Eu não poderia deixar de agradecer à Professora Georgina Bond-Buckup, que em muitos aspectos foi a minha segunda co-orientadora, confirmando e corrigindo as minhas identificações de espécimes de *Aegla*, bem como mostrando o amor por uma profissão e por um grupo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, por toda estrutura, ambiência e condições para o desenvolvimento, não só meu, mas de todos os alunos do PPG. Um grande agradecimento ao Sidnei Cruz, por toda orientação, preocupação e empenho nas questões burocráticas/administrativas. Além disso agradeço ao Sidnei pelas longas conversas sobre a vida, Toronto, política e muito mais, me ajudando a respirar quando o trabalho estava pesado. Também devo um grande agradecimento ao “Seu Paulinho”, pela dedicação no início do meu doutorado.

Aos Professores do PPG que de alguma forma contribuíram para minha formação, em especial as Professoras Sonia Cechin e Carla Bender Kotzian. Um grande obrigado à Professora Ana Beatriz B. de Moraes, pelas conversas, incentivos e por compartilhar de suas aulas para podermos ensinar Ecologia de maneira abrangente aos alunos de graduação da UFSM, assim como o amor por uma área do conhecimento maravilhosa. Agradeço à Professora Marlise Ladvoat-Bartholomei Santos pelos esclarecimentos sobre genética molecular, filogenética e outros assuntos tão ou mais abstratos que esses.

À Professora Marie-José Fortin pela disponibilidade de ficar em seu laboratório durante seis meses conduzindo o meu segundo capítulo da Tese. Esse tempo acrescentou um imenso legado a minha formação, obrigado pela paciência e atenção em nossas discussões, pelo intenso e contínuo estímulo de seu laboratório, pelos momentos de café e pelo sorriso constante em sua face.

À CAPES pelas bolsas concedidas, tanto durante o Doutorado aqui no Brasil, quanto no Doutorado Sanduiche.

Aos pesquisadores, Luiz Ubiratan Hepp, Hilda Alice de Oliveira Gastal, Regina Maria de Fraga Alberto e Paula Beatriz de Araujo pela disponibilidade dos materiais de crustáceos presente em coleções sobre seus cuidados.

Ao pessoal do Landscape Ecology Laboratory, da University of Toronto pela receptividade, um especial agradecimento à Aaron Hall, Alexander Watts, Collin Daniel, Alexandre Camargo Martensen e Jacqueline Awad. Além desses, agradeço ao amigo que fiz em Toronto, Paul Edwards, o qual fico grato pelas conversas, “cervejadas” e poder conhecer um pouco mais da cultura e história do Canadá.

Aos amigos, que de uma forma ou outra estiveram comigo seja para conversar, cobrar, brigar, animar, ajudar, ler, beber, comer, etc; obrigado Éverton, Marilise, Luciane Ayres Peres, Tânia Thiel, Gisele Winck, Ronaldo, Jaqueline, Jonas, Bruno, Victor, João e Joviane, entre outros.

Ao pessoal do lab! Amigos para assuntos profissionais e pessoais, amigos sempre à disposição para qualquer coisa. Obrigado pelas conversas, pelos incentivos, pelos cafés, pelos almoços, pelas bebedeiras, risadas, discussões (científicas, culturais, intelectuais, etc.) entre tantos outros momentos passados juntos. Agradeço ao Alexandre “fofo”, Marcelo Dalosto, Marcelo Crivellaro, Amanda Marchiori, Cristiane Biasi, Gláucia Cogo, Juliana Resende, Aimée Siqueira, Diogo Sousa, Cristina Cerezer, Eduardo Oliveira, Fernando Benso, e mais recentemente à Bianca Zimmerman.

Obrigado ao pessoal do Judô Castelo Branco, uma família que me adotou, e no último ano de doutorado sempre me incentivaram a ficar de pé. Obrigado ao Judô por me ensinar a cair e levantar de novo, e fazer com que eu entenda que a vida é uma eterna luta, e não podemos esmorecer por nada e por ninguém. Domo arigatogozaimashita!!

À minha família, que sempre me indicaram o caminho dos estudos, e apesar da demora para entender isso, hoje tenho muito gosto por tudo que faço. Meu velho José Alberto, agradeço pelos momentos que passamos em muitos lugares deste Brasil, que me fizeram amar a natureza, os momentos de mate falando da vida, dos conselhos, das broncas, tudo isso ajudou a moldar a minha personalidade atual, me ajudando profissionalmente. Agradeço a minha mãe Heloisa Maria pela eterna dedicação, pelos estímulos um tanto sem jeito, mas providenciais para tudo na minha vida. Agradeço todo o apoio, seja ele financeiro ou pessoal para continuar a batalha do dia-a-dia. Fico muito grato ao meu irmão Gustavo Senra Gonçalves (Guto) pelas risadas e conversas ao longo desses anos, pela pessoa que ele se tornou, sempre com uma presença tranquila e feliz quando estamos juntos. À minha irmã Mariana Senra Gonçalves (Mary), que apesar da distância sempre mantemos contato pelas mídias, trocando experiências com as dificuldades da vida, apoiando um ao outro quando necessário. Ao meu cunhado Jaime Schmitt Baumart, pelos momentos em família com muitas risadas e sempre de boa com a vida, um exemplo de paz interior. Junto agradeço à sua esposa e suas filhas. À minha cunhada Juliana Schmitt Baumart, pela parceria, pelas risadas, pelas comilanças e por mostrar o exemplo de dedicação à família. Agradeço à minha afilhada “chochoia”, Geandra, pelos momentos de carinho, brincadeiras e broncas. Especialmente agradeço à minha sogra Lorena Schmitt Baumart, pelo apoio e dedicação tamanha por todos aqueles que ela ama, em especial aos filhos, netos, nora e genros. Agradeço pelo apoio, pelos momentos de chimarrão em sua casa, por todos os momentos que reunimos àqueles que amamos. Ao meu sogro Abílio Baumart (*in memoriam*), que durante todos os anos de sua vida se dedicou de corpo e alma àquilo que temos de mais importante na vida, a família. Obrigado pela consideração comigo, pelas vastas histórias contadas na beira da churrasqueira, e pelos momentos que pudemos conversar da vida.

O agradecimento mais importante é para minha Esposa, Joele Schmitt Baumart, que sempre esteve ao meu lado, me empurrando quando a preguiça ou a procrastinação estavam tomando conta do meu ser. Obrigado pelos olhares de carinho e paciência quando meu coração tomava conta. Obrigado por entender meus pensamentos como ninguém um dia entendeu. Obrigado por ser minha cúmplice em tudo. Obrigado pela família que unimos com nosso casamento. E obrigado pela felicidade que temos. Te amo, e estou aqui do seu lado sempre!

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIADOS À COBERTURA DO SOLO

AUTOR: ALBERTO SENRA GONÇALVES

ORIENTADOR: SANDRO SANTOS

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 16 de Março de 2015.

Conhecer os padrões de distribuição e os mecanismos que levam aos níveis de diversidade e riqueza atuais são desafios dado à ameaça dos ecossistemas. Entendermos como as ameaças oriundas das ações do homem podem impactar essa diversidade é a chave para conservarmos ecossistemas e espécies. Esse estudo teve como objetivo (i) investigar os padrões de distribuição da riqueza do gênero *Aegla* em quatro ecorregiões de água doce da América do Sul, bem como, (ii) quais os mecanismos que levaram a tal distribuição, e por fim, (iii) a influência das ações do homem nos ecossistemas de água doce. A área de estudo compreendeu quatro ecorregiões de água doce: Alto Uruguai, Baixo Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba. Através de registros de cinco coleções científicas, UFRGS, UFSM, FZB-RS, PUC-RS e URI-Erechim, obtivemos dados de 30 espécies do gênero *Aegla*. Padrões de distribuição, *status* de conservação, variáveis ambientais e espaciais, rugosidade e cobertura do solo foram analisadas e associadas à distribuição das espécies nas ecorregiões. Ficou claro que a rede de unidades de conservação não protege efetivamente os ecossistemas aquáticos. Por sua vez, a riqueza de espécies está associada a valores médios de rugosidade do relevo. E, finalmente, as áreas de ocorrência das espécies apresentaram cobertura do solo com áreas agrícolas e urbanas. Considerarmos os

níveis de endemismos dos grupos nas redes de unidades de conservação é um fator chave para proteção efetiva dos ecossistemas aquáticos. Processos históricos ligados à formação das redes de rios, no contexto espacial, é a chave para entendermos padrões de distribuição de alguns grupos de água doce. Esses padrões de distribuição associados às questões espaciais, ligados ao crescente aumento das áreas de agricultura e urbana, estão comprometendo a diversidade de ambientes dulcícolas.

Palavras-chave: Riqueza de espécies, modelos de distribuição de espécies, rugosidade, paisagem, conservação.

ABSTRACT

PhD Thesis

Biodiversity Animal Graduate Program
Universidade Federal de Santa Maria

DISTRIBUTION PATTERN OF THE GENUS *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIATED TO THE COVER LAND.

AUTHOR: ALBERTO SENRA GONÇALVES

ADVISOR: SANDRO SANTOS

Data and place of Defense: Santa Maria, March 16th, 2015

Knowing the distributional patterns and the mechanisms that lead to the actual levels of diversity and richness is a challenge given the ecosystems threats. Understanding how the threats coming from the human actions can affect this diversity is the key to protect ecosystems and species. This study toward (i) investigate the richness distribution patterns of the genus *Aegla* in four freshwater ecoregions in South America, as well as (ii) the mechanisms that lead to that distribution, and (iii) the human influences in these freshwater ecosystems. The study area comprised four freshwater ecoregions: Upper Uruguay, Low Uruguay, Laguna dos Patos, and Tramandaí-Mampituba. Through data from five scientific collections, UFRGS, UFSM, FZB-RS, PUC-RS, and URI-Erechim, we compiled 30 species of *Aegla*. We associated the species distribution in four ecoregions to the distributional patterns, conservation *status*, environmental and spatial variables, rugosity, and land cover. The protected area network not effectively protects the aquatic ecosystems. The species richness is associated to average values of rugosity. Finally, the species occurrence areas exhibit land cover categories of agriculture and urban areas. We consider the levels of endemism inside the protected area network are key factor to conservation of aquatic ecosystems. Historic process linked to the river network formation, in a spatial context, is an important approach to understand the distributional pattern of some

freshwater groups. These patterns are associated to spatial questions, following the increasing of agriculture and urban lands, are committing the diversity in freshwater environments.

Keywords: Species richness, species distribution models, rugosity, landscape, conservation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1 – ÁREAS PRIORITÁRIAS DE ÁGUA DOCE EM ECORREGIÕES: UMA PERSPECTIVA DE ESCALA

- Fig. 1** - The four freshwater ecoregions and their delimitations are shown in red: (A) Baixo Uruguai – BUE, (B) Alto Uruguai – AUE, (C) Laguna dos Patos – LPE and (D) Tramandaí-Mampituba TME.....26
- Fig. 2** - Potential richness distribution in the four ecoregions. The dotted black line indicates the ecoregions, the red dotted line depicts the priority areas and the black solid line represents the protected areas. (A) BUE, (B) AUE, (C) LPE and (D) TME.....33

CAPÍTULO 2 – ASPECTOS TOPOGRÁFICOS AGINDO SOBRE A RIQUEZA DE CRUSTÁCEOS EM ECOSISTEMAS DE ÁGUA DOCE

- Fig. 1** – Região de abrangência de espécies do gênero *Aegla* utilizadas como referência neste estudo. Linhas em vermelho indicam sub-divisão das ecorregiões de água doce. Identificação das ecorregiões: A - Baixo Uruguai (EBU), B - Alto Uruguai (EAU), C - Laguna dos Patos (ELP) e D - Tramandaí-Mampituba (ETM). Linhas pretas indicam a divisão das sub-bacias. Linhas cinzas indicam divisão sócio-política. Legenda das Sub-bacias: 0 – Sub-bacia Tramandaí-Mampituba, 1 – Sub-bacia Taquari-Antas, 2 – Sub-bacia do Camaquã, 3 – Sub-bacia dos Rios Mirim-São Gonçalo, 4 – Sub-bacia do Atlântico, 5 – Sub-bacia do Rio De La Plata, 6 – Sub-bacia do Rio Negro, 7 – Sub-bacia do Baixo Rio Uruguai, 8 – Sub-bacia do Rio Quaraí, 9 – Sub-bacia do Médio Rio Uruguai, 10 – Sub-bacia do Rio Ibicuí Leste, 11 – Sub-bacia dos Rios Butuí-Piratinim-Icamaquã, 12 – Sub-bacia do Apuaê-Inhandava, 13 – Sub-bacia do Rio Araranguá, 15 – Sub-bacia do Litoral Médio, 16 – Sub-bacia do Rio Passo Fundo-Várzea.....54
- Fig. 2** – Diagrama de Venn mostrando a Análise de redundância (RDA) com variação particionada. (A) Variáveis ambientais, (B) interação entre variáveis ambientais e espaciais e (C) variáveis espaciais.....60
- Fig. 3** - Correlação linear de Spearman entre a riqueza de espécies observada e a rugosidade.....61

CAPÍTULO 3 – ESTIMATIVA TEMPORAL DE COBERTURA DA TERRA E RELAÇÃO COM A OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRUSTÁCEOS DE ÁGUA DOCE

- Figura 1** – Esquema de mapas demonstrando como foram realizados os passos para obtenção dos dados. Em A tem-se a definição das ecorregiões de água doce delimitadoras da distribuição das espécies e as divisões políticas dos países. O mapa em B demonstra, a partir do ponto de registro, triângulo em preto, a delimitação das micro-bacias e a rede de rios que foram usadas para delimitar os buffers. Após a obtenção dos rios, os buffers são formados como no esquema do mapa em C. Enfim, após obter os buffers, partindo das imagens de satélite, em D um exemplo da classificação da cobertura do solo para espécie *Aegla georginae*79

- Figura 2** – Localização da área de estudo. Linhas cinzas delimitam as quatro ecorregiões de água doce de estudo. As linhas sólidas em preto compreendem as micro-bacias onde

há registros de distribuição das 14 espécies de estudo.....83

Figura 3 – Comparação da porcentagem das cinco classes a montante e a jusante de todos os pontos de ocorrências das 14 espécies estudadas nos períodos próximos aos primeiros registros (antigo) e mais recentes. Áreas de floresta (barras pretas), áreas de campo (barras pontilhadas), áreas urbanas (barras com linhas verticais), lavouras (barras sem preenchimento) e áreas de água (barras quadriculadas). Identificação das espécies vide Tabela 2.....86

Figura 4 – Análise de redundância ordenando as espécies em grupos de acordo com o tipo de cobertura do solo a montante e a jusante. Em A classes de cobertura do solo para os primeiros registros de cada espécie (antigos) e em B classes de cobertura do solo mais novos (recente). Identificação das espécies vide Tabela 2.....87

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – ÁREAS PRIORITÁRIAS DE ÁGUA DOCE EM ECORREGIÕES: A PERSPECTIVA DE ESCALA

Tab. 1 - Variables used to run the Species Distribution Models, acronyms, sources and usage explanation. More details in <http://www.worldclim.org/bioclim>30

Tab. 2 - Ecoregion areas, the number and area of protected areas, the percentage of agricultural areas, percentage of natural areas (forest and open areas), urban cover, observed species richness and the number of endemic species in the studied ecoregions. The comparative “rank” of the ecoregions are shown in parentheses.....32

Tab. 3 - Record numbers, distributional category (ME) Micro-endemic, (E) Endemic, (MsE) Meso-endemic e (W) Wide distribution, occurrence area, threshold of adequate habitat, threatened status following the IUCN (IUCN, 2012). (CR) Critically endangered, (EN) Endangered, (VU) Vulnerable, (NT) Near Threatened, (LC) Least Concern and (DD) Deficient Data and explanatory variables to the distribution. (*) Species without distribution models34-35

CAPÍTULO 2 – ASPECTOS TOPOGRÁFICOS AGINDO SOBRE A RIQUEZA DE CRUSTÁCEOS EM ECOSISTEMAS DE ÁGUA DOCE

Tabela 1 – Número de registros, de sub-bacia onde a espécie ocorre, porcentagem de ocorrência em rios de 1ª e 2ª ordens e área de ocorrência das espécies estudadas. Legenda das Sub-bacias: 0 – Sub-bacia Tramandaí-Mampituba, 1 – Sub-bacia Taquari-Antas, 2 – Sub-bacia do Camaquã, 3 – Sub-bacia dos Rios Mirim-São Gonçalo, 4 – Sub-bacia do Atlântico, 5 – Sub-bacia do Rio De La Plata, 6 – Sub-bacia do Rio Negro, 7 – Sub-bacia do Baixo Rio Uruguai, 8 – Sub-bacia do Rio Quaraí, 9 – Sub-bacia do Médio Rio Uruguai, 10 – Sub-bacia do Rio Ibicuí Leste, 11 – Sub-bacia dos Rios Butuí-Piratinim-Icamaquã, 12 – Sub-bacia do Apuaê-Inhandava , 13 – Sub-bacia do Rio Araranguá, 15 – Sub-bacia do Litoral Médio, 16 – Sub-bacia do Rio Passo Fundo-Várzea58-59

Tabela 2 – Aninhamento Baseado na Sobreposição do Preenchimento Decrescente (NODF). A análise correu para toda a matriz (todas as sub-bacias juntas), e separadamente para as sub-bacias com mais e menos riqueza de espécies. Colunas (sub-bacias) e linhas (espécies) foram mantidas fixas como padrão do pacote de análises. Probabilidades <0.0560

CAPÍTULO 3 – ESTIMATIVA TEMPORAL DE COBERTURA DA TERRA E RELAÇÃO COM A OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRUSTÁCEOS DE ÁGUA DOCE

Tabela 1 – Lista das espécies utilizadas neste estudo, categoria de ameaça (IUCN), tamanho da área de distribuição e anos das imagens de satélite disponíveis em datas próximas aos registros de ocorrência. Valores entre parênteses mostram o número de registros de cada espécie80

Tabela 2 – Comparação entre proporção de áreas das classes de cobertura do solo entre registros mais antigos e recentes de cada espécie através de um Teste t pareado. Em negrito as comparações que mostraram diferenças significativas ($p<0.05$).....85

1 Sumário

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO <i>Aegla</i> Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIADOS À COBERTURA DO SOLO	18
INTRODUÇÃO GERAL	18
OBJETIVO GERAL.....	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
CAPÍTULO 1 - Áreas prioritárias de água doce em Ecorregiões: Uma perspectiva de escala.	22
1.1 Introduction.....	23
2.1 Material and Methods	25
3.1 Results.....	28
4.1 Discussion.....	36
CAPÍTULO 2 – Aspectos topográficos agindo sobre a riqueza de crustáceos em ecossistemas de água doce.	49
1. INTRODUÇÃO.....	50
2. MÉTODOS.....	52
2.1 Área de Estudo.	52
2.2 Riqueza e Distribuição.	52
2.3 Aninhamento.	53
2.4 Variáveis espaciais e ambientais.	54
2.5 Análise de redundância com variação particionada.	55
2.6 Medida de vetor da rugosidade do relevo – VRM (Vector Ruggedness Measure). 55	
3. RESULTADOS	56
3.1 Riqueza e distribuição.	56
3.2 Aninhamento.	56
3.3 Análise de redundância com variação particionada.	56
3.4 Correlação da riqueza e topografia.....	57
4. DISCUSSÃO	61
4.1 Distribuição e endemismo.....	61
4.2 Aninhamento.	63
4.3 O papel das variáveis ambientais e espaciais na distribuição dos eglídeos.	63
4.4 Medida de rugosidade e riqueza.....	64
5. AGRADECIMENTOS	66
6. REFERÊNCIAS	66

CAPÍTULO 3 – Estimativa temporal de cobertura da terra e relação com a ocorrência de espécies de crustáceos de água doce.....	74
1. INTRODUÇÃO.....	74
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	77
2.1 Área de estudo e registro de espécies.....	77
2.2 Sensoriamento remoto.....	77
2.3 Análises estatísticas.....	81
3. RESULTADOS	81
3.1 Comparação de cobertura da terra antiga e recente.....	81
3.2 Comparação da cobertura da terra a montante e jusante.....	82
3.3 Análise de redundância	84
4. DISCUSSÃO	88
4.1 Comparação da cobertura da terra antiga e recente.....	88
4.2 Comparação da cobertura da terra a montante e jusante.....	91
4.3 Pressões sobre os habitats	91
5. CONCLUSÃO.....	92
6. AGRADECIMENTOS	92
7. REFERÊNCIAS	93
CONCLUSÕES GERAIS/CONSIDERAÇÕES FINAIS	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Anomura) ASSOCIADOS À COBERTURA DO SOLO

INTRODUÇÃO GERAL

A preservação de ambientes lóticos é fortemente influenciada pelo ambiente ao redor, talvez mais especificamente pelas condições na interface terra-água (Allan & Flecker, 1993; Allan *et al.*, 1997; Allan & Johnson, 1997). Estudos da diversidade biológica indicam que muitos táxons aquáticos estão entre os mais ameaçados de todos os grupos de animais (Allan, 2004) e muito está associado à conversão de ecossistemas nativos em plantações ou em áreas urbanas causando despejo de nutrientes e poluentes que afetam o ambiente aquático de diferentes maneiras e em diferentes escalas (Jackson *et al.*, 2001; Malmqvist & Rundle, 2002; Dudgeon *et al.*, 2006). Em quatro destas ecorregiões de água doce da América do Sul isso não é diferente. As ecorregiões do Alto Uruguai, Baixo Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba formam uma extensa rede hidrográfica onde a exploração agrícola e urbana vem avançando sobre as áreas de florestas e campos nativos. O conhecimento sobre reais impactos do uso do solo e na estrutura de comunidades aquáticas é pequeno, com destaque para o trabalho de Trevisan *et al.* (2009) que correlacionaram o uso da terra com a abundância de caranguejos eglídeos na região do alto Uruguai.

Estudos sobre ecossistemas lóticos são centrados em várias escalas espaciais, variando de centímetros, quando se avalia a heterogeneidade de fluxo em torno do substrato (Bouckaert & Davis, 1998), até quilômetros, quando se investiga os efeitos do uso da terra (Townsend *et al.*, 1997). Entre essas diversas escalas, muitos autores têm considerado microhabitats, habitats, córregos, segmentos de riachos e bacias (Frissell *et al.*, 1986; Li *et al.*, 2001) como fatores que influenciam a distribuição e estruturação das espécies como um todo. Essas escalas visam abranger, ao máximo, a heterogeneidade em termos de condições bióticas e abióticas de uma dada área (Downes *et al.*, 1993; Heino *et al.*, 2004). Em escalas regionais, como em sistemas de drenagem e ecorregiões, por exemplo, a heterogeneidade nas comunidades pode resultar não só das restrições ambientais, mas também da distância geográfica (Mykrä *et al.*, 2007).

Aliar o conhecimento de teorias da ecologia de paisagem e a distribuição das espécies é um dos maiores desafios para se promover a conservação de espécies e de habitats. Alguns grupos taxonômicos podem servir como modelos de estudo que envolvam tais abordagens. Consideramos duas características importantes para se definir tais grupos para estudos de distribuição e ecologia de paisagem. A primeira característica envolveria o conhecimento taxonômico, sendo necessário um grupo com as relações filogenéticas bem resolvidas, o que resultaria em mais robustez para qualquer abordagem. A segunda, compreenderia o conhecimento sobre a distribuição dessas espécies, o que nos permite detectar áreas de maior riqueza, associando isto aos níveis de endemismo. Portanto, determinar níveis de endemismo de um grupo permite medir, numericamente, os níveis de ameaça aos quais estes grupos possam estar sofrendo, bem como os níveis de ameaça de seus ecossistemas. Os crustáceos Decapoda de águas continentais apresentam alto nível de riqueza e endemismo sendo, portanto, bons modelos para se estudar modificações em cursos d'água lóticos, principalmente àqueles envolvendo as paisagens adjacentes a rios e lagos (Cumberlidge *et al.*, 2009).

Os caranguejos eglídeos são decápodos frequentes em ambientes lóticos do sul do Brasil, Uruguai e grande parte da Argentina e, por serem geralmente associados a condições de boa qualidade ambiental, caracterizam-se como bons modelos para estudos relacionando a ecologia da paisagem *versus* biodiversidade. O gênero *Aegla* Leach, 1820, é endêmico de ambientes dulcícolas do sul da América do Sul, onde as mais de 70 espécies do gênero são encontradas primariamente em lagos, riachos, salinas e cavernas (Bond-Buckup & Buckup, 1994; Santos *et al.*, 2009; Bond-Buckup *et al.*, 2010a; Bond-Buckup *et al.*, 2010b), ocorrendo na Bolívia, Paraguai, Chile, Argentina, Uruguai e Brasil (Bond-Buckup & Buckup, 1994).

Recentemente Pérez-Losada *et al.*, 2009 avaliaram a distribuição dos eglídeos em ecorregiões do sul da América do Sul. Nesse estudo, usando a divisão de ecorregiões de água doce (Abell *et al.*, 2008), a América do Sul foi dividida em várias regiões ecológicas, todas com significativas taxas de riqueza e endemismo de espécies do gênero *Aegla*. Dentro de cada uma dessas áreas encontram-se várias microrregiões, em diferentes estados de conservação, situação que permite o desenvolvimento de estudos em escalas menores, que são essenciais para elucidar o nível de conservação das sub-bacias onde ocorrem o maior número de espécies do gênero, e servir como subsídios para futuros planos de conservação (Bond-Buckup *et al.* 2008; Pérez-Losada *et al.*, 2002).

O conceito de escala espacial tem recebido grande atenção no estudo de padrões de distribuição de populações e comunidades em ambientes terrestres e aquáticos (Wu & Loucks, 1995; Li *et al.*, 2001; Parsons *et al.*, 2003; Robson & Clay, 2005; Stendera & Johnson, 2005;

Erös, 2007; Bonada *et al.*, 2008). Análises em escalas espaciais variadas vêm sendo o foco de estudos ecológicos e de distribuição de espécies, principalmente em mamíferos e aves (Diniz-Filho *et al.*, 2012; Melo *et al.* 2009). Alguns fatores ligados à escala espacial são importantes para entendermos a distribuição das espécies. Dispersão, seleção de hábitat e variáveis abióticas e biótica são alguns exemplos deles (Heino *et al.*, 2004; Mykrä *et al.*, 2007; Ricklefs, 2004; Shurin *et al.*, 2009; Tokeshi and Arakaki, 2012). Outros fatores, variáveis no tempo e espaço, são diretamente associados aos ecossistemas de água doce como, por exemplo, a precipitação, temperatura e altitude, podendo serem determinantes na distribuição das espécies (Poff, 1997; Vinson and Hawkins, 2003). Em função da paisagem podemos pensar que estes fatores podem ser extremamente oscilantes em séries temporais longas e, por exemplo, o número de espécies ocorrentes em uma determinada área pode envolver a heterogeneidade que esta área possui. Nesse contexto, uma unidade da paisagem que pode fornecer uma medida ecológica, com o mínimo de variação ao longo do tempo, é o relevo. Portanto, heterogeneidade, tamanho e qualidade de hábitat e dispersão são informações que podemos extrair do relevo (Cook *et al.*, 2004; Hoccut and Wiley, 1986; Qian and Ricklefs, 2000; Swanson *et al.*, 1988), bem como de características relacionadas com ele.

A influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade biológica pode variar com a escala espacial, ou seja, a estrutura da paisagem que apresenta os efeitos dominantes para a diversidade em uma escala pode ser insignificante em outra escala espacial (Hobbs, 2003; Ciarniello *et al.* 2007). No entanto, associar a diversidade biológica a uma única medida de estrutura da paisagem, o que tem sido feito frequentemente, pode se tratar de uma medida arbitrária de escala (Akasaka *et al.*, 2010). Recentemente, vários estudos examinaram o efeito espacial, medida dependente da paisagem, na riqueza de espécies através do teste de correlação entre a riqueza de espécies e proporção de uso da terra em diversas escalas espaciais (Metzger, 2000; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002; Chust *et al.*, 2004; Schmidt *et al.*, 2008). Outros estudos mostram que a riqueza de espécies é relacionada com diferentes tipos de uso do solo, como florestas e agricultura (Allan *et al.* 1997), ora trazendo consequências negativas, ora positivas. Essa abordagem certamente oferece importantes informações sobre as extensões espaciais adequadas para a conservação da diversidade biológica.

OBJETIVO GERAL

Analisar a distribuição do gênero *Aegla* nas Ecorregiões de água doce do Alto Uruguai, Baixo Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba, associando-as à cobertura do solo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Revisar e atualizar o conhecimento da distribuição das espécies do gênero *Aegla* em quatro ecorregiões de água doce da América do Sul, com base em dados das coleções científicas da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) – Campus de Erechim, Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC/RS) e Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB/RS).
- b) Analisar os mecanismos, ambientais e espaciais, no processo de distribuição da riqueza de espécies do gênero *Aegla* nas Ecorregiões do Alto Uruguai, Baixo Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba.
- c) Relacionar a influência das características da paisagem com a distribuição de espécies ameaçadas, considerando a cobertura do solo nas quatro ecorregiões de água doce.

CAPÍTULO 1 - Áreas prioritárias de água doce em Ecorregiões: Uma perspectiva de escala.

Artigo formatado segundo as normas da revista “Journal for Nature Conservation” ISSN (1617-1381) Fator de Impacto (JCR, 2013) = 2,119, Qualis Biodiversidade CAPES Estrato A2 – SUBMETIDO.

Freshwater priority areas in ecoregions: a scale perspective

Alberto Senra Gonçalves^{a,*}, Gabriel Corrêa Costa^b, Georgina Bond-Buckup^c, Sandro Santos^a

^a Universidade Federal de Santa Maria, Department of Biology, Animal Biodiversity Graduate Program, Laboratory of Carcinology, Roraima Avenue, 1000, 97105-900, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. Phone number: (55)[55]3226-8465/27. sandro.santos30@gmail.com

^b Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Department of Botanic, Ecology and Zoology, Campus Universitário Lagoa Nova, 59072-970, Natal, Rio Grande do Norte, Brazil. costagc@mac.com

^c Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Zoology Department, Bioscience Institute, Av. Bento Gonçalves, 9500, Build 43435, 91501-970, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. gbond_buckup@yahoo.com.br

* Corresponding author. Present address: Universidade Federal de Santa Maria, Department of Biology, Animal Biodiversity Graduate Program, Laboratory of Carcinology, Roraima Avenue, 1000, 97105-900, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil.

E-mail address: alberto.senra@gmail.com (A.S. Gonçalves)

Abstract

Facing the threats to conservation in freshwater biodiversity, some species can be used as models to evaluate priority areas. The *Aegla* genus, a freshwater crustacean is a promising group for this approach. Using species distribution models and Geographic Information System tools, we constructed potential species richness distribution in four freshwater ecoregions encompassing Uruguay, a small part of Argentine and the Brazilian State of Rio Grande do Sul, southern South America. After upgrading the distribution for all species, we defined the conservation status and suggest priority areas in fine scale. Using a fine-scale approach, we contrasted the potential richness pattern against the land-use and the protected area network. In total, 30 species of *Aegla* were recorded, and only 11 species occurred in protected areas. The distribution categories resulted in more than half of species being micro- or meso-endemic species (11 and 6, respectively). The remaining species were considered to be endemic or widely distributed (5 and 8, respectively). Four species were widely distributed in the protected areas, three were endemic, three meso-endemic and only one was micro-endemic. The potential species richness indicated three priority areas for conservation: the first is located in a high-density region of the protected areas in the east of Alto Uruguay Ecoregion; the second is at the border of Laguna dos Patos Ecoregion and Tramandai-Mampituba Ecoregion, which both show a similar PSR; the third is located at the border of Laguna dos Patos Ecoregion and Baixo Uruguay Ecoregion, in a lower potential species richness area. Similar to the findings of other studies, we detected more detailed information at finer scales.

Keywords: Protected areas, streams, abiotic variables, distribution patterns, Neotropic.

1.1 Introduction

Freshwater ecosystems are characterized by their high richness and endemism ([Allan and Flecker, 1993](#); [Dudgeon, 2000, 2007](#)) and exceptionally, for some groups in tropical and temperate regions, where these levels are considerably high ([Balian et al., 2008](#); [Bond-Buckup and Buckup, 1994](#); [Meerhoff et al., 2007a](#); [Meerhoff et al., 2007b](#); [Nogueira et al., 2010](#)). Despite this relevant diversity, freshwater environments are one of the most threatened ecosystems in the world ([Naiman et al., 1995](#); [Naiman and Turner, 2000](#); [Vörösmarty et al., 2010](#)). The main threats derive from habitat loss/modification by changing the natural environment in croplands, dam building, water pollution in industrial and urban regions, water-

flow alteration to irrigation systems and canals for agriculture and from resource overexploitation ([Jackson *et al.*, 2001](#); [Malmqvist and Rundle, 2002](#); [Rahel, 2002](#); [Postel and Richter, 2003](#); [Revenga *et al.*, 2005](#); [Saunders *et al.*, 2002](#)).

Efforts to conserve freshwater ecosystems in South America have concentrated on many strategies and the most prominent considers conservation actions at the ecoregion level ([Amis *et al.*, 2009](#)). Subtropical ecoregions contain many rivers in different landscapes and [Abell *et al.* \(2011\)](#) link this to the biodiversity in terrestrial ecosystems and show that by identifying areas with a high richness, conservation efforts can be maximized for terrestrial and aquatic ecosystems.

Even terrestrial and freshwater ecoregions that have different delimitations and large overlapping areas contain high levels of diversity. Terrestrial ecoregions in Rainforest and freshwater ecoregions in southeastern South America are recognized for their high diversity ([Olson and Dinerstein, 2002](#); [Pérez-Losada *et al.*, 2009](#); [Nogueira *et al.*, 2010](#)). The singular diversity found in the Mata Atlântica biome, in both terrestrial and aquatic environments, provides an opportunity to establish conservation areas in different environments, including detailed information about freshwater ecosystems that were formerly not considered in Protected Areas¹ creation.

The selection of PAs in freshwater environment is generally based on knowledge of vertebrate richness, particularly of fishes ([Turpie *et al.*, 2000](#); [Filipe *et al.*, 2004](#); [Olden *et al.*, 2010](#)), although other studies have shown that aquatic invertebrates can also be used ([Abellán *et al.*, 2005](#); [Simaika and Samways, 2009](#); [Simaika *et al.*, 2013](#)). One obstacle to this approach is the extent of taxonomic knowledge about the group, or groups that are used to determine priority areas.

The freshwater invertebrate group that displays suitable characteristics to use in studies to identify priority areas is crabs of the family Aeglidae, Dana, 1852. This family comprises two fossil genera (*Hamuriaegla glassneri* Feldmann, 1984 and *Protoaegla minuscula* Feldmann, 1998) and one extant genus, *Aegla* Leach, 1820, which is widely distributed throughout the main catchments in southern South America ([Bond-Buckup and Buckup, 1994](#)). These genera comprise 74 identified species, many of which have a high level of endemism ([Santos *et al.*, 2012](#), [Santos *et al.*, 2013](#)).

[Pérez-Losada *et al.* \(2009\)](#) evaluated the conservation status of 18 ecoregions in South America, in terms of genetic diversity and the distribution of 66 eglid species. Three ecoregions showed a high level of richness and endemism: The Laguna dos Patos and Alto Uruguai ecoregions at the Atlantic coast, and the central region in Chile, on the Pacific coast of South America ([Bond-Buckup and Buckup, 1994](#); [Jara *et al.*, 2006](#); [Pérez-Losada *et al.*, 2009](#)). [Nogueira *et al.* \(2010\)](#) examined the conservation situation in part of these ecoregions, using data for fish distribution and conservation. In both studies, the authors identified similar regions that exhibit a high level of richness and endemism. In addition, [Mittermeier *et al.* \(2005\)](#) recognized these South American regions as biodiversity hotspots for terrestrial and freshwater ecosystems. Considering this biological richness, the environmental heterogeneity and the pressures on these ecosystems generate different criteria with which to guide the management of the PA network. The scale on which PAs can be defined is by different geographical levels, but the principal scale, focusing on freshwater environments, is at the level of the freshwater ecoregions in a broad view and the catchment and sub-catchments areas in a restricted view ([Abell *et al.*, 2008](#)). The aquatic sub-catchments produce important approaches towards aquatic ecosystems, since much of the diversity can be explained by the occurrence of species in headwaters, for example, and this information can only be accessed in a restricted way ([Allan, 2004](#)).

¹ PA

Thus, using the distribution pattern of *Aegla* species and species distribution models, we propose a novel approach to identify priority areas for conservation in South American aquatic ecosystems. The first step is to (i) upgrade the species distributions occurring in the study area, to determine the species conservation status. This distribution will help to (ii) identify areas of high potential richness and endemism, typifying areas of interest to conservation. Finally, using the protected areas network, the protection of the freshwater ecosystems (iii) and the identification of potentially important conservation areas in ecoregions on a fine scale can be suggested.

2.1 Material and Methods

Study area

After [Pérez-Losada *et al.* \(2009\)](#), two ecoregions were of interest: Alto Uruguai (AUE) and Lagunda dos Patos (LPE) (Figure 1) and we also included the Baixo Uruguai (BUE) and Tramandaí-Mampituba (TME) ecoregions, because they contained endemic or recently described species, which increased the amount of information.

Species records

The records for *Aegla* included data from five scientific collections: The crustacean collections of the Universidade Federal do Rio Grande do Sul, the Universidade Federal de Santa Maria, the Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, the Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul and the invertebrate collection of Universidade Regional do Alto Uruguai e das Missões – Campus Erechim. To construct the database distribution records, we used geographic coordinates when possible, and in some cases, estimated the coordinates based on site descriptions using Geographical Information System² tools. In Species Distribution Models³ we used records points for four species, *Aegla platensis*, *Aegla uruguayana*, *Aegla jarai* and *Aegla odebrechtii* from outside of study area (Supplementary material). All species occurs only in study area, except the four species cited above, but their distribution is concentrated in the study area, which support the endemism level of the species used in this study.

Occurrence areas and distribution categories

In order to determine the area of occurrence or occupancy for each species, we used the hydrological division of Ottobacias, which forms a large number of small water bodies that form a catchment. The classification of Ottobacias is divided into six levels, the sixth level being the smallest, consisting of a headwater stream, which was an ideal level at which to conduct this study (Pfafstetter, 1989). The Ottobacias division starts to the identification of the main river, which is the river with biggest area of drainage, in sequence the tributaries of main river will be those ones with less area in comparison to the main. Then, the level one in Ottobacias is the drainage area of large rivers and the level six is the “drainage of headwaters.”

The species distribution categories separated the occurrence area into four groups. The first one, based in the first quartile, included species distribution ranges that were less than 576 km², classified as micro-endemic. The second group, where the thresholds ranged between the first and second quartiles, comprised species with a distribution area between 576 km² to 2,832 km², and was classified as endemic. The second and the third quartiles delimited the third group, with an area between 2,832 km² and 11,710 km², which formed the meso-endemic group and species areas more than 11,710 km² were classified as having a wide distribution.

² GIS

³ SDM

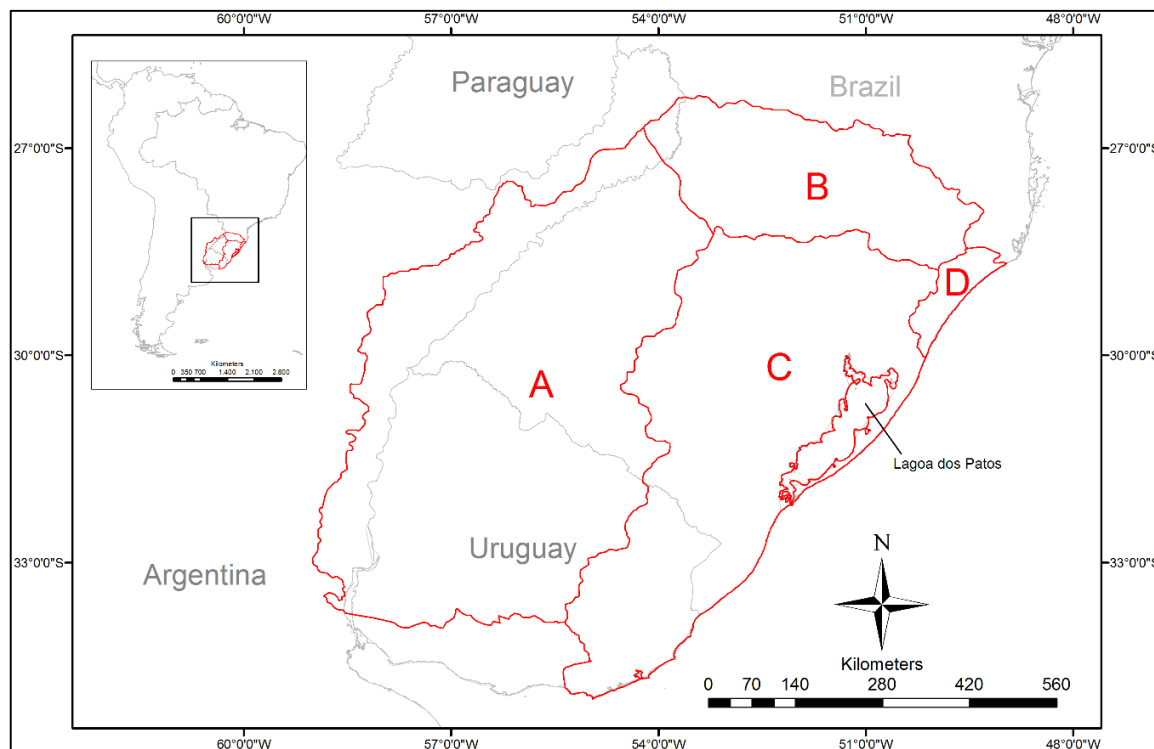


Fig. 1 - The four freshwater ecoregions and their delimitations are shown in red: (A) Baixo Uruguai – BUE, (B) Alto Uruguai – AUE, (C) Lagoa dos Patos – LPE and (D) Tramandaí-Mampituba – TME.

Conservation status assessment

The species conservation status assessments followed those of the International Union for Conservation of Nature ([IUCN, 2012](#)). We applied five quantitative criteria to assess the threat level of a taxon, and to which category it belongs (Extinct – EX; Extinct in Wild – EW; Critically endangered – CR; Endangered – EN; Vulnerable – VU; Near-threatened – NT; Least concern – LC; Data-deficient – DD and Not evaluated – NE). The assessment used sub-criteria to justify the taxon categories. For species classification, two main criteria quantified the distribution, extent of occurrence (EOO; sub-criteria B1) and area of occupancy (AOO; sub-criteria B2). Data from the SOS Mata Atlântica and the Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2011 – <http://mapas.sosma.org.br>), allowed information about landscape characteristics (land use), in neighboring areas, and possible decline in habitat quality to be obtained.

Species Distribution Model algorithm (Maxent)

Species distribution models uses abiotic and/or biotic variables to model potential distributions of species based on points of occurrence ([Peterson, 2001](#); [Peterson et al., 2002](#)). Among many methods available to perform SDM, all of them start with the geo-referenced known-occurrence points of the species under study. Next, an algorithm uses this information to determine the probability that the species will be found at any point along each variable axis, based on the set of abiotic variables of each point occurrence. The information is then combined for all variable axes to generate an environmental envelope in which suitable conditions for the species to occur are predicted to exist. This prediction is then projected onto a map of the geographic region of interest ([Elith et al., 2006](#)). This approach makes it possible to map areas that are environmentally suitable for a species. The algorithm used was the Maxent, which is considered efficient in presence species record data ([Elith et al., 2006](#)). The algorithm

constructs an environment adequacy envelope, which is extrapolated to the set of pixels in all the study area, creating a gradient of environmental suitability for the species. More details about the program and the algorithm can be found in [Phillips *et al.* \(2004\)](#) and [Phillips *et al.* \(2006\)](#). The modeling analyses used the default parameters to Maxent v.3.3.3k, based on result maximization in a set of diversity situations of modeling. For more details, see [Phillips and Dudík \(2008\)](#).

Abiotic variables

The environmental data included three sources: The Worldclim Project ([Hijmans *et al.*, 2005](#)), available for download at <http://www.worldclim.org>; hydrological variables (Hydro 1k), available in <http://edc.usgs.gov/prodPAts/elevation/gtopo30/hydro/index.html> and a set of structural variables (vegetation cover), provided by the Harmonized World Soil Database, available at <http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LPA/External-World-soil-database/HTML/>. After construction of the matrix of variables, a Pearson Correlation Coefficient was performed to detect which variables were correlated ($r < 0.9$) before modelling was performed ([Costa and Schlupp, 2010](#)) (Table 1). Similar variables were used to conduct SDM successfully to model fish distribution in [Domínguez-Domínguez *et al.* \(2006\)](#), [Chen *et al.* \(2007\)](#) and [McNyset \(2009\)](#). The resolution used in all abiotic variables was 30 arcseconds (pixel area 1 km²).

Model validation.

The statistic model was assessed by the Area Under de Curve⁴ in the Receiver Operating Characteristic⁵. The ROC is a method that assesses the specificity (lack of omission error) and the sensitivity (absence of omission error) of a diagnostic test ([Zweig and Campbell, 1993](#); [Fielding and Bell, 1997](#)). The AUC provides a measure of the fulfillment threshold, independent of the model performance, in comparison to the null expectation ([Fielding and Bell, 1997](#)), and is the common statistic to assess SDM performance ([Elith *et al.*, 2006](#)). An AUC value of 0.50 shows that the model performance is not better than chance. Very high AUC values indicate better models, and a perfect prediction would have a value of 1.0 ([Hanley and McNeil, 1982](#)).

Potential occurrence species areas

The models produced an environmental equation for each species, which varies according to the environmental variability. To obtain the Potential Richness Distribution⁶, the raster files generated by Maxent were used, but these were reclassified into binary files (suitable and non-suitable habitats). For this reclassification, the threshold value to determine which pixels would be considered a suitable habitat was the mean of logistic test points produced in each model for each species in Maxent (Table 3). This approach considers the prevalence model calculated by Maxent, and is an efficient way to select the adequate threshold of the SDM ([Liu *et al.*, 2005](#)). The priority areas were identified using the maximum number of species in all study area. The PSD used a 30 arcseconds (pixel area 1 km²) resolution to draw the map.

Anthropic pressure

In contrast to the potential species richness, we used human density as a measure of ecosystem pressure. The database of population density was obtained from the SEDAC (Socioeconomic Data and Applications Center) hosted at <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grump-v1-population-density>, for the year 2000. The resolution used was 30 arcseconds (pixel area 1 km²), where the pixel information represented the number of persons per square kilometer (people/km²). The urban area was a shapefile of the

⁴ AUC

⁵ ROC

⁶ PRD

urban zones available in Natural Earth (<http://www.naturalearthdata.com/downloads/>). The shapefiles provided data of PA for Uruguay, part of Argentina (www.protectedplanet.net) and southern Brazil (<http://sosgisbr.com/tag/glossario-basico/>). For the purpose of conservation, we also considered Indian lands⁷ as PAs. These were important for this study due to their land-use conservation, mainly in north forested areas. Data for land-use classification for the whole study area can be obtained from the Harmonized World Soil Database (<http://geoserver.isciences.com:8080/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=228>). This source produced 12 land classifications (Croplands, Croplands/Pasture, Agriculture with other vegetation, Agriculture/Forest mosaic, Agriculture/Other mosaic, Forest with Agriculture, Other vegetation with Agriculture, Agriculture and two other Land Cover types, Primary Forest [>60%], Primary Grassland [>60%], Non vegetated/Sparsely vegetated and Inland Water). The ecoregion files are located at the World Wildlife Foundation (WWF) (<http://worldwildlife.org/pages/freshwater-ecoregions-of-the-world--2>).

3.1 Results

Potential richness and distribution

The species distribution patterns and occurrence areas varied, some species showed an endemic distribution and others were widely distributed. A total number of 1,343 species records resulted in 30 species, 11 of which occurred in the PA. More than half of the species were categorized as micro-endemic or meso-endemic (11 and six species, respectively), including *Aegla carinata* and *A. inconspicua* (Supplementary material). The remaining species were endemic or widely distributed (five and eight species, respectively) (Table 3 and Supplementary material). Among the species found in PAs, four were widely distributed, three were endemic, three meso-endemic and only one was micro-endemic.

The occurrence of endemism was high in all study areas: the BUE contained four endemic species; *A. manuinflata*, *A. georginae*, *A. ludwigi* and *A. carinata*. The AUE possessed four endemic species, *A. oblata*, *A. spinosa*, *A. leachi* and *A. brevipalma*. For *A. odebrechtii*, which was recorded in this study area, the record can be marginal, because this species occurs in other catchments to the north. For the LPE, we confirmed four endemic species: *A. itacolomiensis*, *A. obstipa*, *A. renana* and *A. violacea* (Table 3). No endemic species were recorded in the TME.

We identified two principal areas of Potential Species Richness⁸. The first area was located to the northeast of LPE and to the south of TME (Figure 2). The five sub-catchments in this area are connected: the Litoral Médio, Gravataí, Sinos, Caí and Taquari-Antas catchments (a higher richness was observed here). The region is characterized by a dense web of rivers that flow into the Laguna dos Patos, except for those that are coastal. The rivers that flow into the Atlantic Ocean, which are present in TME, and contribute to eglid richness, are the rivers Três Forquilhas, Maquiné and Mampituba. The second area is located to the east of AUE, and comprises the sub-catchments that form the Pelotas and Uruguay Rivers, including the Apuaê-Inhandava, Touros, Cerquinh, Lava-Tudo and Pelotinhas, beyond part of the Taquari-Antas and Ararangua sub-catchments (Figure 2).

A third area, which is less represented in Figure 2, is located at the border between LPE and BUE. Although the high potential and observed richness is smaller than in the other cited areas, it is notable due to the occurrence of the endemic species *A. manuinflata*, *A. ludwigi* and *A. georginae*, which are classed as micro-endemic and critically endangered. The species *A. longirostri*, *A. platensis*, *A. grisella* and *A. spinipalma* also occur in this area, but are distributed in the east and northeast. Another fact that contributes to the importance of this area is its

⁷ IL

⁸ PSR

location, at the transition between north forested areas (Biome Mata Atlântica) and the south grassland areas (Biome Pampa).

Conservation status assessment

The conservation status assessed 30 species, resulting in three species being critically endangered, nine endangered species, six vulnerable species, one near-threatened species, three species of last concern and six species with data deficiencies (Table 3). The fact that many species show a high level of endemism, coupled with habitat loss/fragmentation, has caused many populations to decline. A common threat is damming within the study area, which results in habitat destruction and habitat fragmentation. Water pollution in some regions, caused by released waste and urban sewage, also contributes to the high number of species at some level of threat. The list of threatened species of the *Aegla* genus in the State of Rio Grande do Sul compiled by Bond-Buckup *et al.* (2003), registered four species as vulnerable (considering habitat destruction and pesticides as a direct threat to the group).

Tab. 1 - Variables used to run the Species Distribution Models, acronyms, sources and usage explanation.

Source	Variable	Acronym	Explanation
WorldClim	Annual Mean Temperature	bio1	Temperature variation along the study area can affect species distribution.
	Mean diurnal range	bio2	Common species occur in headwater areas, in slopes, where the diurnal temperature tends to fluctuate significantly and contribute to species distribution.
	Temperature Seasonality	bio4	A more stable environment, in a temperature context, encourages a better metabolic balance, given the great sensitivity of <i>Aegla</i> to temperature and oxygenation variations.
	Mean Temperature of Wettest Quarter	bio8	Variable related to eglid metabolic balance.
	Mean Temperature of Driest Quarter	bio9	By decreasing the water volume, eglid individuals become more susceptible to thermal and oxygen variations in the water.
	Mean Temperature of Warmest Quarter	bio10	High temperature is negatively related to <i>Aegla</i> occurrence.
	Annual Precipitation	bio12	A higher yearly precipitation allows the occurrence of more stable populations.
	Precipitation of Wettest Month	bio13	Variable related to the breeding period, which requires a stable water volume.
	Precipitation of Driest Month	bio14	Variable related to population maintenance; regions with frequent rain support the environmental conditions.
	Precipitation Seasonality	bio15	A more stable environment, in volume context, provides better conditions, given the great sensitivity of <i>Aegla</i> to temperature and oxygenation variations.
	Altitude	alt	Temperatures tend to be colder at higher elevations.
Hydro 1K	Slope	slope	The terrain slope can positively influence water oxygenation.
	Topography Index	topo	The topography influences the water speed, which is associated with oxygen content.
	Flow Direction	dd	The flow direction indicates the water route.
	Flow accumulation	fa	Contributes to headwater identification, as this variable indicates flow accumulation.
	Aspect	aspect	Completes the information provided by the slope variable, which gives the direction of terrain inclination in each pixel.
HWSD	Forest cover	forest	The forest cover provides stability in water temperature by blocking the entry of solar light into the small water bodies (more influenced by adjacent conductivity). Forested environments also provide allochthonous material to the organisms.
	Grassland cover	grassland	Native grassland and forest areas allow a more stable environment.

Pressure and areas

The western, southwestern and south regions of the study area are mostly used for agriculture, and consists of flat and/or irrigable areas, which provide conditions to cultivate many crops. More than 90% of the BUE area consists of agricultural land (>55,500 km²), mainly for rice irrigation (Table 2). However, it has a lower urban density than LPE, where the high level of human density is mainly concentrated at the northern border of the Lagoa dos Patos and the AUE is the second ecoregion in the urban area.

Species distribution models

The distribution models produced values of AUC that ranged between 0.914 and 0.999, showing a high prediction capacity for most species. The eight variables that showed the greatest percentage association with the species were temperature (temperature seasonality and mean temperature diurnal range), precipitation (annual precipitation, precipitation of wettest month and precipitation seasonality), forest cover, grassland cover, and altitude, which contributed the most to the predictive models (Table 3).

Conservation priority

After determining the conservation priority areas, we observed potential areas that possessed an expressive species quantity between PAs. However, these potential areas are outside the established PAs, which is favorable for the detection of priority conservation areas, because these areas contain a large number of species, which are not yet covered by PAs and the species are very restricted in their distribution, in addition to be threatened.

Considering the occurrence of at least one species, the PSR, extended for 969.01 km² inside the four ecoregions. From this total, 0.02 km² contained 11 species and 656.40 km² was the potential area of just one species. The relative area of potential species occurrence calculated for the species inside the PAs was 31.20 km². The two regions with the highest PSR concentration were estimated to be 2,555 km² of the PAs. The mean distance between PAs was 19.63 km, the greatest distance comparing two PAs between the Parque Nacional Serra Geral and the Reserva Biológica do Aguai (44.17 km) and the shortest distance was between Área de Proteção Ambiental da Rota do Sol and Parque Nacional da Serra Geral (0.49 km).

The first ecoregion was located in a high density area of PAs, to the east of LPE and the west of TME (Figure 2a). In this area, we detected high levels of PSR, and low distances between PAs. The second region, in the PA areas was to the east of AUE (Figure 2b), where the PSR was similar to that in the first region, although slightly lower. The total area covered by the PAs was 374.93 km², where the IL of Nonoai/Rio da Várzea was the largest (164.14 km²). The mean distance between the PAs was 50.22 km, and was higher than in the first area, and was further than that recorded between the IL do Ligeiro and the Reserva da Biosfera de Yabotí (202.38 km). The third area, which was found at the border of the BUE and LPE (Figure 2c), showed similar PRD values to those of the second area, but with fewer PAs. The single PA of this region was the Reserva Biológica of Ibicuí-Mirim, which was 5.67 km² in area, and the PA closest to it was IL Salto Grande do Jacuí, 76.19 km distant.

Tab. 2 - Ecoregion areas, the number and area of protected areas, the percentage of agricultural areas, percentage of natural areas (forest and open areas), urban cover, observed species richness and the number of endemic species in the studied ecoregions. The comparative “rank” of the ecoregions are shown in parentheses.

Ecoregions	Baixo Uruguai (BUE)	Alto Uruguai (AUE)	Laguna dos Patos (LPE)	Tramandaí-Mampituba (TME)
Area (km ²)	270,455 (1)	78,976 (3)	181,996 (2)	8,446 (4)
Number of PAs	14 (3)	27 (2)	28 (1)	8 (4)
Total area of PAs (km ²)	7,367 (1)	3785 (3)	4,003 (2)	330 (4)
Percentage PA of each ecoregion (%)	2.72 (3)	4.79 (1)	2.20 (4)	3.91 (2)
Agricultural land cover (%)	91.31 (1)	53.66 (4)	71.7 (2)	59.33 (3)
Natural land cover (%)	6.2 (4)	45.12 (1)	23.69 (3)	33.85 (2)
Non vegetated/sparsely vegetated (%)	0	0	0.26 (1)	0.02 (2)
Urban area (km ²)	1270 (2)	541 (3)	3281 (1)	294 (4)
Observed species richness	11 (3)	14 (2)	21 (1)	5 (4)
Number of endemic species	4 (2)	5 (1)	4 (2)	0 (3)

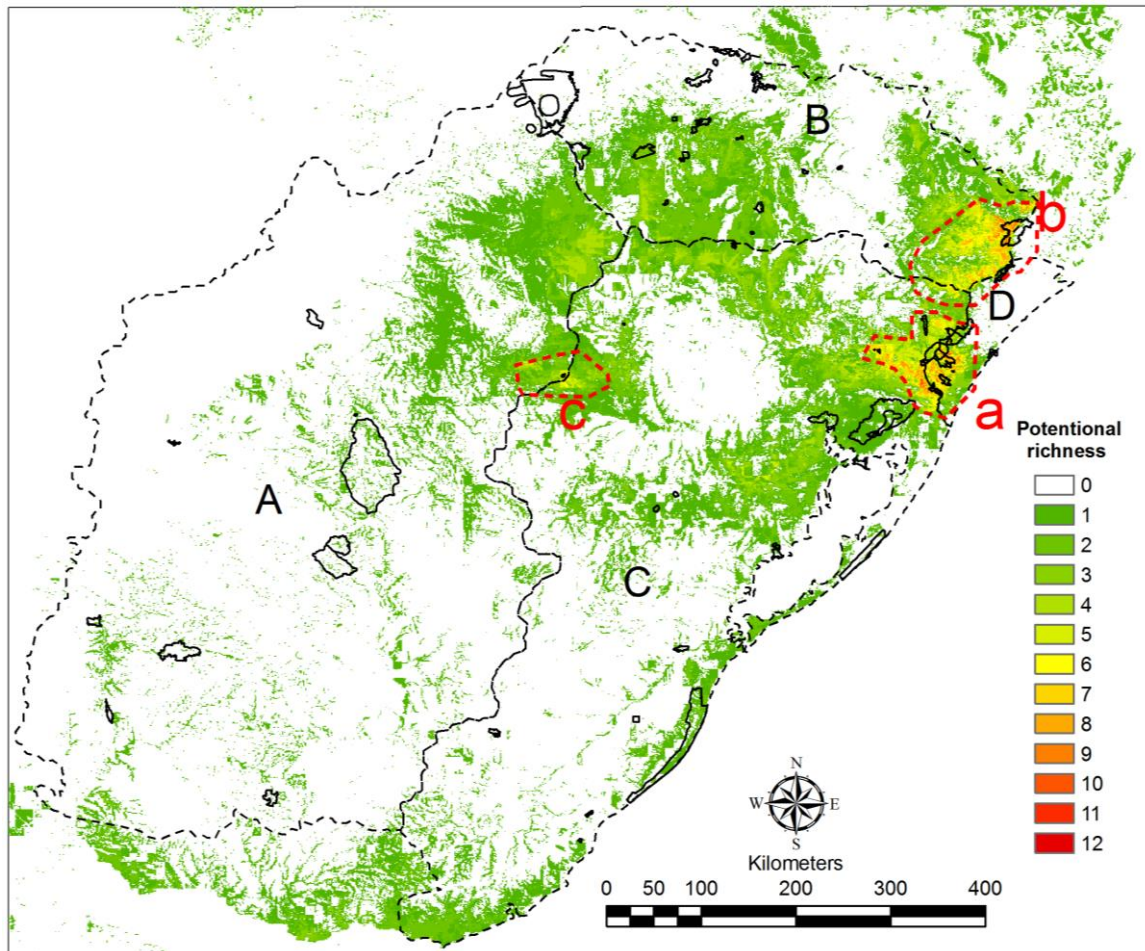


Fig. 2 - Potential richness distribution in the four ecoregions (SDM). The dotted black line indicates the ecoregions, the red dotted line depicts the priority areas and the black solid line represents the protected areas. (A) BUE, (B) AUE, (C) LPE and (D) TME.

Tab. 3 - Record numbers, distributional category (A) Wide, (ME) Micro-endemic, (E) Endemic, (MsE) Meso-endemic e (W) Wide distribution, occurrence area, threshold of adequate habitat, threatened status following the IUCN (IUCN, 2012). (CR) Critically endangered, (EN) Endangered, (VU) Vulnerable, (NT) Near Threatened, (LC) Least Concern and (DD) Deficient Data and explanatory variables to the distribution. (*) Species without distribution models.

Species	Recorded numbers	Distributional categories	Occurrence areas (km ²)	Threshold of suitable habitat	Threatened Status	Explanatory variables (%)
<i>Aegla brevipalma</i> Bond-Buckup and Santos, 2012*	3	ME	263	-	CR B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla camargoi</i> Buckup and Rossi, 1977	33	ME	1520	0.6417	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 4 (46.2)
<i>Aegla carinata</i> Bond-Buckup and Gonçalves, 2014*	2	ME	230	-	CR B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla franciscana</i> Buckup and Rossi, 1977	40	A	28,934	0.5912	LC	Bio 2 (27)
<i>Aegla georginae</i> Santos <i>et al.</i> , 2013*	2	ME		-	CR B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla grisella</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	23	A	18,353	0.6711	VU B1 ab (iii,iv)	Alt (35.8)
<i>Aegla inconspicua</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	45	MsE	7,303	0.6166	VU B1 ab (iii,iv)	Bio 12 (38.5)
<i>Aegla inermis</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	9	E	1,484	0.7316	CR B1 ab (iii,iv)	Bio 2 (66.3)
<i>Aegla itacolomiensis</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	21	MsE	3,979	0.6375	VU B1 ab (iii,iv)	Bio 15 (30.7)
<i>Aegla jarai</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	54	MsE	5,936	0.6364	LC	Alt (47.8)
<i>Aegla leachi</i> Bond-Buckup and Santos, 2012*	4	ME	298	-	VU B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla leptodactyla</i> Buckup and Rossi, 1977	65	MsE	3,871	0.6409	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 4 (56.3)
<i>Aegla ligulata</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	31	MsE	5,697	0.6340	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 4 (33.6)
<i>Aegla longirostri</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	154	A	33,035	0.6037	LC	Bio 4 (33.9)
<i>Aegla ludwigi</i> Santos <i>et al.</i> , 2013*	1	ME		-	CR B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla manuinflata</i> Bond-Buckup and Santos, 2009	6	E	2,832	0.6959	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 15 (56.4)
<i>Aegla oblata</i> Bond-Buckup and Santos, 2012	7	ME	253	0.7165	EN B1 ab (iii,iv)	Alt (71.6)

Species	Recorded numbers	Distributional categories	Occurrence areas (km ²)	Threshold of suitable habitat	Threatened Status	Explanatory variables (%)
<i>Aegla obstipa</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	19	ME	574	0.6184	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 2 (31.4)
<i>Aegla odebrechtii</i> Müller, 1876	19	E	2,635	0.6404	LC	Alt (49.7)
<i>Aegla plana</i> Buckup and Rossi, 1977	30	MsE	3,333	0.6588	EN B1 ab (iii,iv)	Forest (28.7)
<i>Aegla platensis</i> Schmitt, 1942	334	A	64,912	0.6098	LC	Bio 15 (23.2)
<i>Aegla prado</i> Schmitt, 1942	59	E	4,311	0.6425	LC	Alt (35.4)
<i>Aegla renana</i> Bond-Buckup and Santos, 2010*	3	ME	138	-	CR B1 ab (iii,iv)	-
<i>Aegla rossiana</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	48	ME	888	0.6767	EN B1 ab (iii,iv)	Forest (29.1)
<i>Aegla serrana</i> Buckup & Rossi, 1977	126	A	20,217	0.5773	VU B1 ab (iii,iv)	Alt (39.6)
<i>Aegla singularis</i> Ringuelet, 1948	26	A	26,712	0.6658	LC	Alt (38.5)
<i>Aegla spinipalma</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	20	A	16,117	0.6842	VU B1 ab (iii,iv)	Alt (39.5)
<i>Aegla spinosa</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	17	E	2,242	0.6709	LC	Alt (49.8)
<i>Aegla uruguayana</i> Schmitt, 1942	131	A	41,789	0.6303	LC	Bio 13 (38.8)
<i>Aegla violacea</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994	9	ME	343	0.7482	EN B1 ab (iii,iv)	Bio 2 (30.8)
Total	1,341					

4.1 Discussion

Overview

The species richness for some taxa and habitats in subtropical regions can be equivalent, or even superior to that in high diversity regions, such as tropical zones, and in even more intensely studied regions, such as temperate ecosystems ([Meerhoff et al., 2007a](#); [Teixeira-de Mello et al., 2009](#)). The four studied ecoregions recorded high indices of richness and endemism for fishes ([Nogueira et al., 2010](#)), crustaceans ([Collins et al., 2011](#)) and other macroinvertebrates ([Milesi et al., 2009](#)), considering the latitudinal context. Therefore, the identification and understanding of these patterns are important to identify conservation priority areas for these South American ecosystems. The SDM can be a “weak tool” to the identification of priority areas, for two main reasons. First, the models outputs can tell us about the sites of environmental suitability for a species, which does not imply that the species will occur in these sites. Second, we will not include all relevant predictor variables linked to the species distributions. However, we believe that for widely distributed species these two reasons are applicable, and we justify our methodology by two points. For endemic species the distribution of each observed record in the space can be associated to a high probability of occurrence near to each point, giving us more support to deduce that a species can occur in a given region. Adding to this, if we observe the maps (Supplementary material) we can see that the records are overlapping the SDM for most species, supporting the use of SDM in priority areas identification. The next point include the fact that the species are endemic in the study area, and the species records are geographically close, which result in a similar environmental envelope, making the models useful for priority areas identification. Of course, that we are assuming that there is an error when we use SDM for determine priority areas, but we think that for endemic species, we can reduce this error, making the SDM a valuable tool.

Distribution richness upgrade and conservation status

The high level of richness and endemism found in the *Aegla* genus, demonstrates that their presence might relate to the conservation level in freshwater. The role of these organisms in the fragmentation of allochthonous material ([Bücker et al., 2008](#); [Cogo and Santos, 2013](#)), their relationship to a high demand for oxygenated water (Dalosto and Santos, 2011), the knowledge concerning their distribution and a very resolved taxonomy, make this genus a very suitable environmental indicator, as well as a good model for conservation area predictions.

The highest species concentration found was in south Brazil, following the setepentrional distribution of Rainforest ([Bond-Buckup and Buckup, 1994](#); [Santos et al., 2013](#)). Although the database did not relate species distribution to this vegetation type, some species were associated with this biome and were exclusive to it (*A. renana* and *A. rossiana*). The species *A. platensis* and *A. uruguayana* were characterized by a wide distribution pattern; the former species occurs along the Atlantic coast (LPE), except the coast region, to Tucumán, in the west, and southwards to the Province of Buenos Aires ([Bond-Buckup and Buckup, 1994](#); Supplementary material). However, preliminary information suggests that this species is a species complex group ([Pérez-Losada et al., 2004](#)).

Aegla uruguayana occurs along the Atlantic coast of South America (east) to Mendoza, in western Argentina, and extends from the south to Buenos Aires Province ([Bond-Buckup and Buckup, 1994](#); Supplementary material). Phylogenetically, both *A. platensis* and *A. uruguayana* are closely related, together with *A. singularis* and *A. rossiana*, which indicate a shared evolutionary history, which might also explain the distribution pattern shown by each species. The same pattern of phylogenetic relationships and the distribution area are observed between species of the different categories, micro-endemic, meso-endemic and endemic, indicating possible speciation processes on local scales.

Since the majority of species are restricted in their occurrence area, this increases their sensitivity to environmental change, and means that 68% of the species are in three threatened categories of the IUCN (Table 3). There are not sufficient data for five species, which were evaluated and then categorized as Data Deficient, because they are possibly a complex of species ([Pérez-Losada et al., 2004](#); [Bartholomei-Santos et al., 2011](#); [Marchiori et al., 2014](#)) (Table 3). If a taxon is a complex of species, a description of new species, can increase the number of species with micro-endemic distribution, and more species could be introduced into the red list (sub-criterion B1 of IUCN).

Industrial and agricultural activities currently pose threats, which cause direct freshwater ecosystem pollution in the case of industries that are concentrated in specific hydrographic basins, and indirect consequences that result from agricultural activities. Agricultural pollution derives from the fact that one of the main crops in southern Brazil, as well as in Uruguay and northwestern Argentina, is the irrigated rice, which causes considerable amounts of pesticides to enter the hydric systems ([Baumart and Santos, 2010](#)). Another consequence of this type of cultivation is riparian suppression, which severely affects ecosystems connected to the freshwater environment, directly compromising all riparian areas. In addition, the ecoregions that show high richness, also possess high levels of demographic pressure (Table 2), which can contribute to river pollution. [Hepp et al. \(2010\)](#) have already observed this situation in AUE, and both sources of pollutants contribute to the loss in biodiversity.

Scales, ecoregions, richness and endemism

Recent studies have used species diversity or genetic diversity to indicate conservation priority areas in South American ecoregions ([Hermoso et al., 2009](#); [Pérez-Losada et al., 2009](#); [Barletta et al., 2010](#)). However, the scales used in these studies are wide and do not allow a detailed analysis of species distributions. Therefore, it is hard identify priority areas in a region where micro-endemic species occurs in a wide scale.

The strategy used to protect the maximum number of species comprises the protection of large areas, which by assumption, includes a large number of species. However, this does not necessarily imply the effective conservation of freshwater ecosystems, due to the dendritic nature of these ecosystems ([Saunders et al., 2002](#); [Grant et al., 2007](#); [Roux et al., 2008](#); [Darwall et al., 2011](#); [Simaika et al., 2013](#)). [Abell et al. \(2011\)](#) indicated that strategies could be delineated to expand the protection of specific area using information from both terrestrial and freshwater ecosystems. In this context, these authors indicate that even regions in biomes such as the Amazon Forest contain more diverse freshwater ecosystems than other regions, such as the LPE, which is important for the conservation in an approach merging two ecosystems. A higher biodiversity contributes considerably to the management of interface processes between land and water ([Suurkuukka et al., 2014](#)), and endemic species contribute to knowledge and the strategy delineation in fine scales. Species that are widely distributed contribute to the understanding of biodiversity at large scales, and identify promising areas for conservation, which begins by a local analysis when we consider high levels of endemism.

The definition of PAs in fluvial environments must contain an approach on different scales, starting with the headwaters to the river mouth, which require different delimitations and definitions of PAs, because ecological processes react in different ways on different scales. The areas with a high eglid richness are concentrated in headwater regions, and even the presence of a PA network and the current legislation, they are under pressure. However, river-mouth areas that have a larger catchment area than the headwater, require different conservation approaches. Despite their low richness in eglids, river mouths and wetlands host a high quantity of other species, mainly fishes ([Maltchik et al., 2014](#)) and suffer further pressure from different sources to those found in headwaters.

The relationship between the high species number, high endemism rate, and PAs, the results shows us that the number and size of PAs do not represent the best strategy for the conservation of eglids and possibly of other freshwater organisms (Table 2, Figure 2). The LPE shows the highest eglid richness, and the greatest number of PAs, however, this does not reflect a greater degree of protection, because two-thirds of eglid species do not occur in this PA. The size, quantity, and density of PAs in South America are variable, and in some freshwater ecosystems, the effect of a PA network is to reduce variability. The models indicate potentially richer areas outside the PA, and more importantly between them.

Priority areas

Due to the fact that the study region contains the highest species richness for this group, we expected that the network of PAs protects most species, or at least some of the threatened species. This assumption was not confirmed for two reasons: the first is the high endemism rate, which results in the absence of many species in PAs, especially those with a small area. The second factor involves aspects of PAs creation, which are generally based on terrestrial ecosystem information, which have a different species diversity to freshwater environments. Despite the fact that ecoregions with a lower impact of agriculture also possess high endemism and richness rates, these ecoregions are found in areas with a high rate of population growth (Figure 2a, b). Although these areas are threatened by human density, the regions to the east of AUE (Figure 2a) and to the northeast of LPE (Figure 2b) contain a high number of PAs, where the establishment of conservation corridors is viable.

The models indicated that one area contained the maximum number of 11 species, in an area of 656.40 km², connecting at least 18 PAs, representing 2,529.11 km² of areas that are already protected. The fact that only 11 out of 30 species are protected in PAs (Table 2), reinforces the low effectiveness of existing PAs in protecting aquatic crustaceans. Furthermore, the species that are present in PAs are those with a wide or endemic distribution. By increasing the connectivity among PAs, adding species that occur in the corridors and enlarging the area of terrestrial and aquatic ecosystems found in these corridors, we could increase the effectiveness of species protection in both ecosystems. Therefore, the areas identified here as being potential species-rich, and in some sites containing threatened or endemic species, become a priority for conservation.

Many species exhibit a restricted distribution in a single ecoregion, simply increasing the area might result in the inclusion of endangered species. The conservation of these areas is also an important factor in defining conservation areas. The area between BUE and LPE, potentially with fewer species, contain four threatened species: *A. manuinflata*, *A. georginae*, *A. ludwigi* and *A. carinata* (Table 3, Figure 2c). The latter three species are micro-endemic, as well as being recently described. Furthermore, the region has a lower population density than other regions. In BUE also observed fewer PAs, where the creation of new PAs is necessary.

Conclusions

The species distribution of the *Aegla* genus demonstrates that freshwater ecosystems are partly covered by PAs, which protects their diversity to a small extent. The analysis of biodiversity on a large scale results in different information than when it is analyzed on a fine scale. Upgrading the eglid distribution to a fine scale, we increased the quantity of information available concerning the group and detected areas with high levels of endemism and richness. This information enabled us to detect three important conservation areas within four freshwater ecoregions. The suggested areas are located among PAs, in regions with low costs involved in implementing new protected areas, and might protect not only freshwater ecosystems, but also terrestrial ecosystems, directly and indirectly.

Acknowledgements

We thanks to CAPES for scholarships granted to ASG and to CNPQ for a productivity fellowships granted to SS. To our colleagues of the Carcinology laboratory of the UFSM for their help in fieldwork, species identification and data analysis. We thanks to Hilda Alice de Oliveira Gastal by consulting the crustaceans collections in FZB-RS, Regina Maria de Fraga Alberto by the consulting the crustaceans collection in PUC-RS and Luiz Ubiratan Hepp by the consulting in URI-Erechim invertebrates collections.

References

- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S.C., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J.V., Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Pérez, M.H.S., & Petry, P. (2008). [Freshwater ecoregions of the world: A new map of Biogeographic units for freshwater Biodiversity conservation](#). *Bioscience*. 8(5): 403-414. doi: <http://dx.doi.org/10.1641/B580507>
- Abell, R., Thieme, M., Ricketts, T.H., Olwero, N., Ng, R., Petry, P., Dinerste, E., Revenga, C., & Hoekstra, J. (2011). [Concordance of freshwater and terrestrial biodiversity](#). *Conservation letters*. 04 (2): 127-136. doi: 10.1111/j.1755-263X.2010.00153.x
- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., & Millán, A. (2005). [Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods](#). *Biodiversity and Conservation* 14: 3457-3474. doi: 10.1007/s10531-004-0550-1
- Allan, J.D., & Flecker, A.S. (1993). [Biodiversity conservation in running waters](#). *BioScience*, 43: 32-43. doi: 10.2307/1312104
- Allan, J.D. (2004). [Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers](#). *Limnetica*. 23 (3-4): 187-198. doi: 10.1 146/annurev.ecolsys.35.120202.30000
- Amis, M.A., Rouget, M., Lotter, M., & Day, J. (2009). [Integrating freshwater and terrestrial priorities in conservation planning](#). *Biological Conservation*. 142: 2217-2226. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.016
- Balian, E.V., Segers, H., Lévêque, C., & Martens, K. (2008). [The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results](#). *Hydrobiologia*. 595: 627-637. doi: 10.1007/978-1-4020-8259-7_61
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baiguns, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., & Corrêa, M.F.M. (2010). [Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems](#). *Journal of Fish Biology*. 76: 2118-2176. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x
- Bartholomei-Santos, M.L., Roratto, P.A., & Santos, S. (2011). [High genetic differentiation of *Aegla longirostri* \(Crustacea, Decapoda, Anomura\) populations in southern Brazil revealed by multi-loci microsatellite analysis](#). *Genetics and Molecular Research*. 10: 4133-4146. doi: 10.4238/2011.November.22.4

- Baumart, J.S., & Santos, S. (2010). [The Impact of Herbicides on Benthic Organisms in Flooded Rice Fields in Southern Brazil](#). In: Kortekamp, A. (Ed). *Herbicides and Environmental*. 1st ed.: InTech, 2010. (pp 369-382). doi: 10.5772/13049
- Bond-Buckup, G., & Buckup, L. (1994). [A Família Aeglidae \(Crustacea, Decapoda, Anomura\)](#). *Arquivos de Zoologia*. 32: 159–347. doi: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v32i4p159-346>
- Bond-Buckup, G., Buckup, L., & Araújo, P.B. (2003). Crustáceos In: Fontana CS, Bencke GA, Reis ER (ed). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. EDIPUCRS, (pp 73-83), Porto Alegre, Brazil.
- Bücker, F., Gonçalves, R., Bond-Buckup, G., & Melo, A.S. (2008). [Effect of environmental variables on the distribution of two freshwater crabs \(Anomura: Aeglidae\)](#). *Journal of Crustacean Biology*. 28 (2): 248-251.
- Chen, P.F., Wiley, E.O., & Mcnyset, K.M. (2007). [Ecological niche modeling as a predictive tool: silver and bighead carps in North America](#). *Biological Invasions*. 9: 43–51. doi: 10.3391/ai.2012.7.1.007
- Cogo, G.B., & Santos, S. (2013). [The role of aeglids in shredding organic matter in Neotropical streams](#). *Journal of Crustacean Biology*. 33: 519-526. doi: 10.1163/1937240X-00002165
- Collins PA, Giri F, Williner V (2011) [Biogeography of the freshwater decapods in the La Plata Basin, South America](#). *Journal of Crustacean Biology*. 31(1): 179-191. doi: <http://dx.doi.org/10.1651/10-3306.1>
- Costa GC, Schlupp I (2010) [Biogeography of the Amazon molly: ecological niche and range limits of an asexual hybrid species](#). *Global Ecology and Biogeography*. 19: 442-451. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00546.x
- Dalosto M, Santos S (2011) [Differences in oxygen consumption and diel activity as adaptations related to microhabitat in neotropical freshwater decapods \(Crustacea\)](#). *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part A. 160: 461-466. doi: 10.1016/j.cbpa.2011.07.026. Epub 2011 Aug 7.
- Darwall WRT, Holland RA, Smith KG, Allen D, Brooks EGE, Katarya V, Pollock CM, Shi Y, Clausnitzer V, Cumberlidge N, Cuttelod A, Dijkstra KDB, Diop MD, García N, Seddon MB, Skelton PH, Snoeks J, Tweddle D, Vié JC (2011) [Implications of bias in conservation research and investment for freshwater species](#). *Conservation Letters*. 4, 474–482. doi: 10.1111/j.1755-263X.2011.00202.x
- Domínguez-Domínguez O, Martínez-Meyer E, Zambrano L, León GPP (2006) [Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: live-bearing fishes in Central Mexico](#). *Conservation Biology*. 20(6): 1730-1739. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00588.x
- Dudgeon D (2000) [The ecology of tropical Asian Rivers and streams in relation to biodiversity conservation](#). *Annual Review in Ecology and Systematics*. 31: 239-263. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.31.1.239

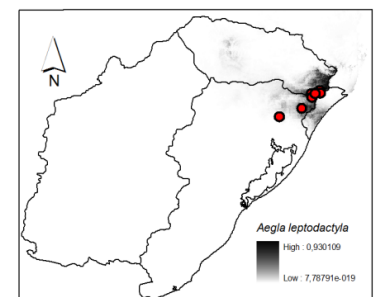
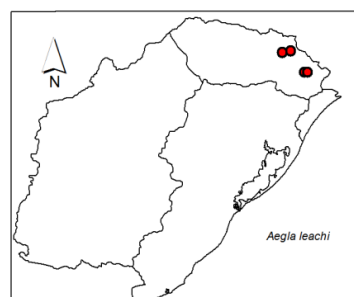
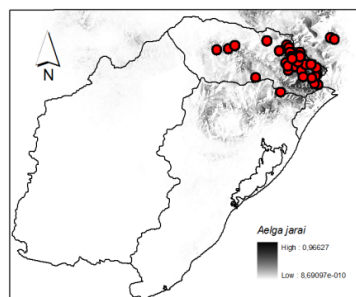
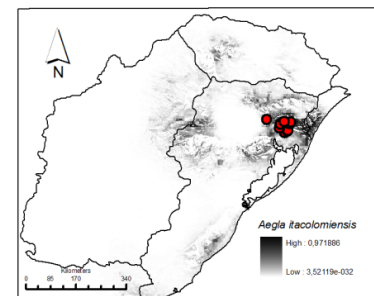
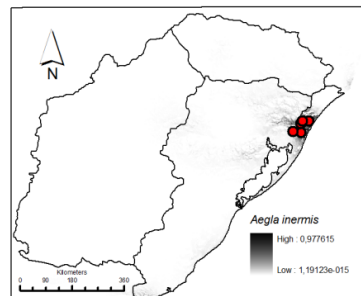
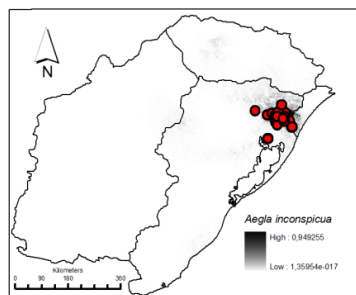
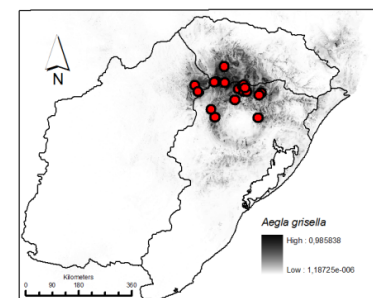
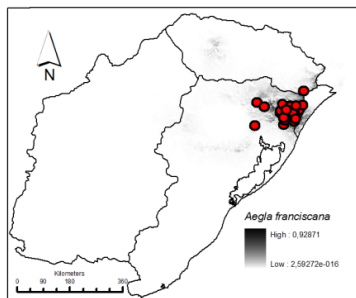
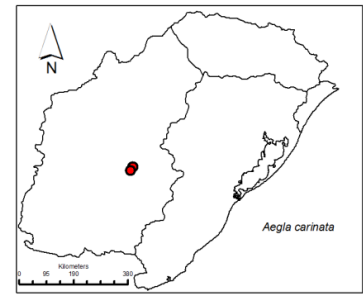
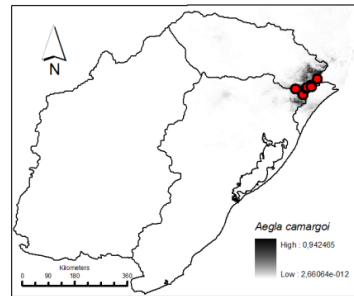
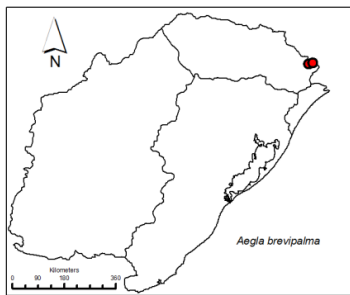
- Dudgeon D (2007) [Going with the flow: global warming and the challenge of sustaining river ecosystems in monsoonal Asia](#). **Water Science and Technology** (Water Supply) 7:69-80. doi: <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2007.042>
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) [Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data](#). **Ecography**. 29: 129-151. doi: [10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x)
- Fielding AH, Bell JF (1997) [A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models](#). **Environmental Conservation**. 24: 38-49.
- Filipe AF, Marques TA, Seabra S, Tiago P, Ribeiro F, Moreira Da Costa L, Cowx IG, Collares-Pereira J (2004) [Selection of Priority Areas for Fish Conservation in Guadiana River Basin, Iberia Peninsula](#). **Conservation Biology**. 18(1): 189-200. doi: [10.1111/j.1523-1739.2004.00620.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00620.x)
- Grant EHC, Lowe WH, Fagan WF (2007) [Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks](#). **Ecology Letters**. 10(2): 165-175. doi: [10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x)
- Hanley JA, Mcneil BJ (1982) [The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic \(ROC\) curve](#). **Radiology**. 143: 29-36. doi: <http://dx.doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747>
- Hepp LU, Milesi SV, Biasi C, Restello RM (2010) [Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in stream \(Rio Grande do Sul, Brazil\)](#). **Zoologia**. 27(1): 106-113. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702010000100016>
- Hermoso V, Linke S, Prenda J (2009) [Identifying priority sites for the conservation of freshwater fish biodiversity in a Mediterranean basin with a high degree of threatened endemics](#). **Hydrobiology**. 623: 127-140. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9653-0>
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) [Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas](#). **International Journal of Climatology**. 25: 1965-1978. doi: [10.1002/joc.1276](https://doi.org/10.1002/joc.1276)
- IUCN (2012) [IUCN Red List Categories and Criteria](#): Version 3.1 Second edition. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 1-30 pp.
- Jackson RB, Carpenter SR, Dahm CN, Mcknight DM, Naiman RJ, Postel SL, Running ST (2001) [Water in a changing world](#). **Ecological Applications** 11(4), 1027-1045. doi: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1027:WIACW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1027:WIACW]2.0.CO;2)
- Jara CG, Rudolph EH, González ER (2006) [Estado de conocimiento de los malacostráceos dulceacuicolas de Chile](#). **Gayana**. 70(1): 40-49.
- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005) [Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions](#). **Ecography**. 28(3): 385-393. doi: [10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x)

- Malmqvist B, Rundle S (2002) [Threats to the running water ecosystems of the world.](#) **Environmental Conservation.** 29(2): 134-153. doi: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Maltchik L, Lanés LEK, Keppeler FW, Rolon AS, Stenert C (2014) [Landscape and habitat characteristics associated with fish occurrence and richness in southern Brazil palustrine wetland systems.](#) **Environmental Biology of Fishes.** 97: 297-308. doi 10.1007/s10641-013-0152-4
- Marchiori AB, Bartholomei-Santos ML, Santos S (2014) [Intraspecific variation in *Aegla longirostri* \(Crustacea: Decapoda: Anomura\) revealed by geometric morphometrics: evidence for ongoing speciation?](#) **Biological Journal for the Linnean Society.** 112: 31-39. doi: 10.1111/bij.12256
- Mcnysset KM (2009) [Ecological niche conservatism in North American freshwater fishes.](#) **Biological Journal of the Linnean Society.** 96: 282-295. doi: 10.1111/j.1095-8312.2008.01121.x
- Meerhoff M, Clemente JM, De Mellos FT, Iglesias C, Pedersen AR, Jeppesen E (2007a) [Can warm climate-related structure littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes?](#) **Global Change Biology.** 13: 1888-1897. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01408.x
- Meerhoff M, Clemente JM, De Mellos FT, Iglesias C, Pedersen AR, Jeppesen E (2007b) [Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes.](#) **Freshwater Biology.** 52: 1009-1021. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01748.x
- Milesi SV, Biasi C, Restello RM, Hepp LU (2009) [Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams \(Rio Grande do Sul, Brazil\).](#) **Acta Limnologica Brasiliensia.** 22(4): 419-429.
- Mittermeier RA, Gil PR, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J, DA Fonseca GAB (2005) Hotspots revisited: earths biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Vol. 4, 392, Washington, DC, CEMEX.
- Naiman RJ, Magnuson JJ, Mcknight DM, Stanford JA, Karr JR (1995) [Freshwater ecosystems and their management: A national initiative.](#) **Science.** 270 (5236): 584-585. doi: 10.1126/science.270.5236.584
- Naiman RJ, Turner MG (2000) [A future perspective on North America's Freshwater Ecosystems.](#) **Ecological Applications.** 10(4). 958-970. doi: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0958:AFPONA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0958:AFPONA]2.0.CO;2)
- Nogueira C, Buckup PA, Menezes NA, Oyakawa OT, Kasecker TP, Neto MBR, Da Silva JMC (2010) [Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters.](#) **Plosone.** 5(6): 1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0011390
- Olson DM, Dinerstein E (2002) [The global 200: Priority ecoregions for global conservation.](#) **Annals of the Missouri Botanical Garden.** 89: 199-224. doi: 10.2307/3298564

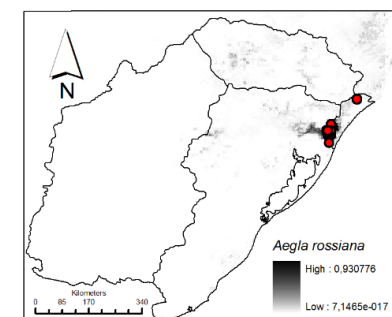
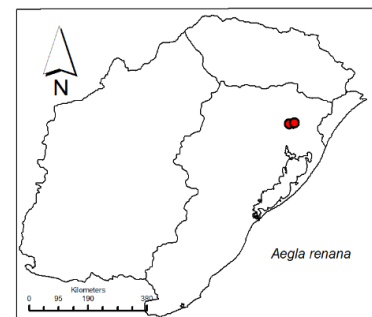
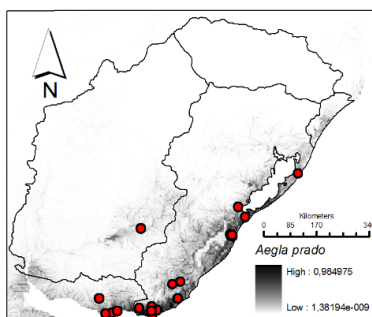
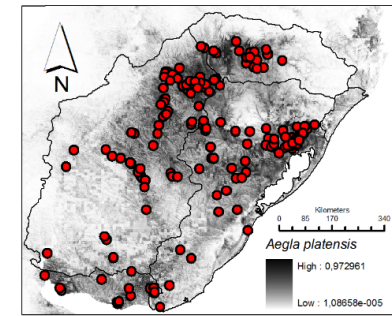
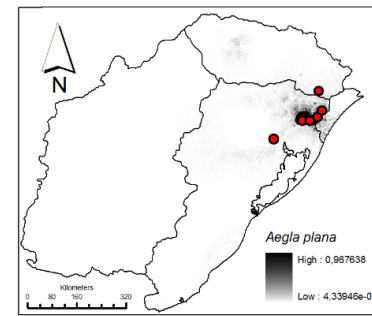
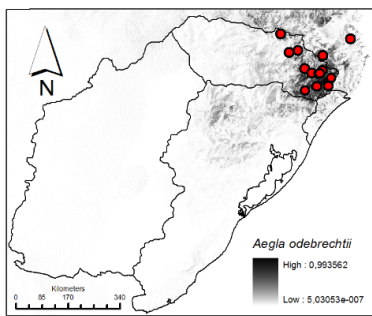
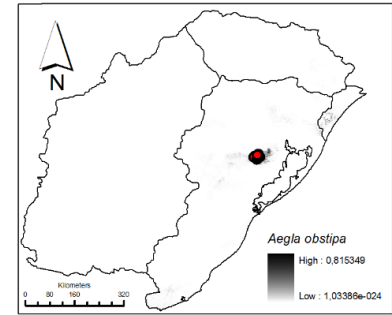
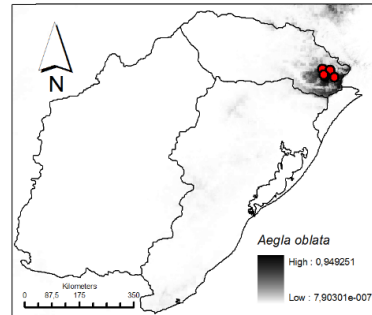
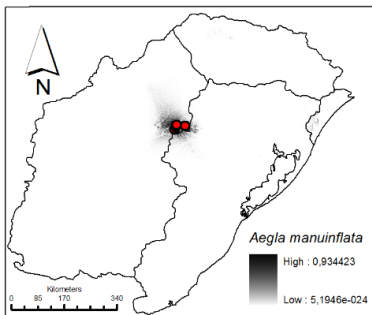
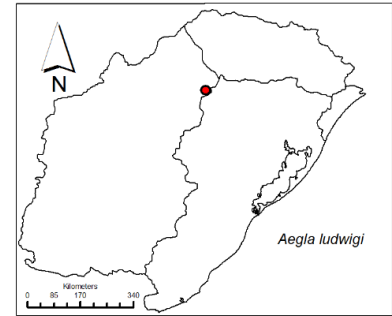
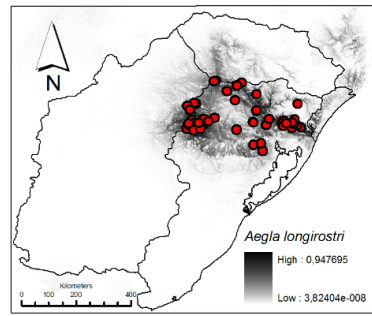
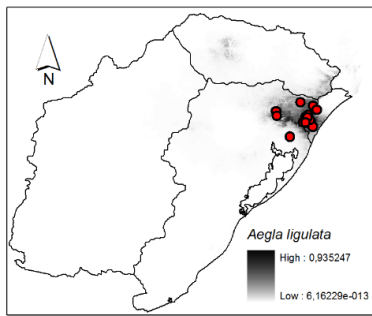
- Olden JD, Kennard MJ, Leprieur F, Tedesco PA, Winemiller KO, García-Berthou E (2010) [Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges](#). **Diversity and Distribution**. 16: 496-513. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00655.x
- Pérez-Losada M, Bond-Buckup G, Jara CG, Crandall KA (2004) [Molecular Systematic and Biogeography of the Southern South America Freshwater “Crabs” *Aegla* \(Decapoda: Anomura: Aeglidae\) Using Multiple Heuristic Tree Search Approaches](#). **Systematic Biology**. 53(5): 767-780. doi: 10.1080/10635150490522331
- Pérez-Losada M, Bond-Buckup G, Jara CG, Crandall KA (2009) [Conservation Assessment of Southern South American Freshwater Ecoregions on the Basis of the Distribution and Genetic Diversity of Crabs from the Genus *Aegla*](#). **Conservation Biology**. 23(3): 692–702. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01161.x
- Peterson AT, (2001) [Predicting species’ geographic distribution based on the ecological niche modeling](#). **The Condor**. 103: 599-605. doi: [http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422\(2001\)103\[0599:PSGDBO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422(2001)103[0599:PSGDBO]2.0.CO;2)
- Peterson AT, Ball LG, & Cohoon KP (2002) [Predicting distribution of Mexican birds using ecological niche modelling methods](#). **Ibis**. 144: E27-E32. doi: 10.1046/j.0019-1019.2001.00031.x
- Pfafstetter O, (1989) Classification of hydrographic basins: coding methodology, unpublished manuscript, DNOS, August 18, 1989, Rio de Janeiro; translated by J.P. VERDIN, U.S. BUREAU of Reclamation, Brasilia, Brazil, September 5, 1991.
- Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) [A Maximum entropy approach to species distribution modeling](#). Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning, pages 655-662. doi:10.1145/1015330.1015412
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) [Maximum entropy modeling of species geographic distributions](#). **Ecological Modelling**. 190: 231-259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Phillips SJ, & Dudík M (2008) [Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation](#). **Ecography**. 31: 161-175. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x
- Postel S, Richter B (2003) [Rivers for life: Managing water for people and nature](#). Island Press, Washington, DC, USA. doi: 10.1002/rra.820
- Rahel FJ (2002) [Homogenization of Freshwater Faunas](#). **Annual Review in Ecology and Systematics**. 33: 291-315. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429
- Revenge C, Campbell I, Abell R, De Villiers P, Bryer M (2005) [Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets](#). Philosophical Transactions of the Royal Society B – **Biological Sciences** 360, 397-413. doi:10.1098/rstb.2004.1595
- Roux DJ, Nel JL, Ashton PJ, Deacon AR, De Moor FC, Hardwick D, Hill L, Kleynhans CJ, Maree GA, Moolman J, Scholes RJ (2008) [Designing protected areas to conserve riverine biodiversity: lessons from a hypothetical redesign of the Kruger National Park](#). **Biological Conservation**. 141, 100-117. doi: 10.1016/j.biocon.2007.09.002

- Santos S, Bond-Buckup G, Buckup L, Pérez-Losada M, Finley M, Crandall KA (2012) [Three new species of *Aegla* \(Anomura\) freshwater crabs from the Upper Uruguay River hydrographic basin in Brazil](#). **Journal of Crustacean Biology**. 32(4), 529-540. doi: <http://dx.doi.org/10.1163/193724012X635935>
- Santos S, Jara CG, Bartholomei-Santos ML, Pérez-Losada M, Crandall KA (2013) [New species and records of the genus *Aegla* Leach, 1820 \(Crustacea, Anomura, Aeglidae\) from the West-Central region of Rio Grande do Sul, Brazil](#). **Nauplius**. 21(2): 211-223. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-64972013000200008>
- Saunders DL, Meeuwig JJ, Vincent CJ (2002) [Freshwater protected areas: Strategies for conservation](#). **Conservation Biology**. 16(1): 30-41. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x
- Simaika JP, Samways MJ (2009) [Reserve selection using red listed taxa in three global biodiversity hotspots: dragonflies in South Africa](#). **Biological Conservation**. 142, 638-651. doi: 10.1016/j.biocon.2008.11.012
- Simaika JP, Samways MJ, Kipping J, Suhling F, Dijkstra KB, Clausnitzer V, Boudot J, Domisch S (2013) [Continental-scale conservation prioritization of African dragonflies](#). **Biological Conservation**. 157: 245-254. doi: 10.1016/j.biocon.2012.08.039
- Suurkuukka H, Virtanen R, Suorsa V, Soinen J, Paasivirta L, Muotka T (2014) [Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota?](#) **Biological Conservation**. 170: 10-19. doi: 10.1016/j.biocon.2013.10.009
- Teixeira De Mello F, Meerhoff M, Pekcan-Hekim Z, Jeppesen E (2009) [Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes](#). **Freshwater Biology**. 54: 1202-1215. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02167.x
- Turpie JK, Beckley LE, Katua SM (2000) [Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes](#). **Biological Conservation**. 92: 59-72. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00063-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00063-4)
- Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermann C, Davies PM (2010) [Global threats to human water security and river biodiversity](#). **Nature**. 467: 555-561. doi:10.1038/nature09440
- Zweig MH, Campbell G (1993) [Receiver–operating characteristics \(ROC\) plots – a fundamental evaluation tool in clinical medicine](#). **Clinical Chemistry**. 39: 561-577.

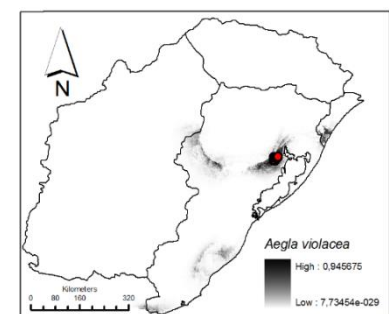
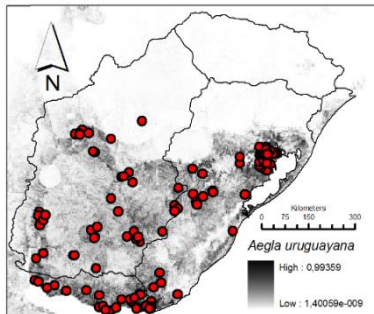
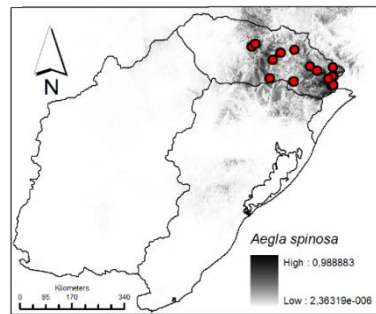
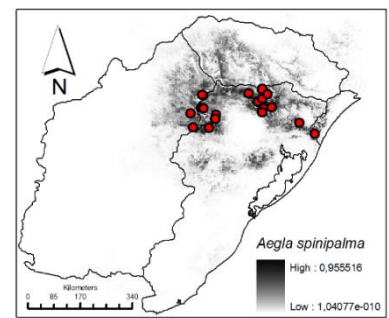
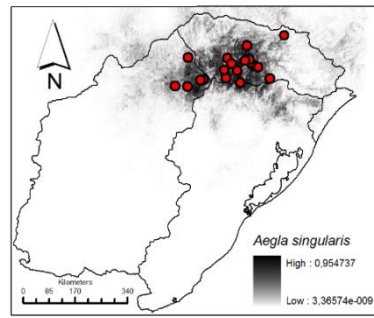
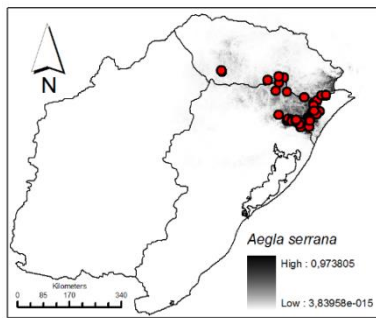
MATERIAL SUPPLEMENTARY



Material supplementary 1



Material supplementary 2



Material supplementary 3

CAPÍTULO 2 – Aspectos topográficos agindo sobre a riqueza de crustáceos em ecossistemas de água doce.

Artigo formatado segundo as normas da revista “Diversity and Distribution” ISSN (1472-4642) Fator de Impacto (JCR, 2013) = 5,469, Qualis Biodiversidade CAPES Estrato A1.

Aspectos topográficos agindo sobre a riqueza de crustáceos em ecossistemas de água doce

Alberto Senra Gonçalves^{a,*}, Marie-José Fortin^b, Sandro Santos^a

^a Universidade Federal de Santa Maria, Department of Biology, Animal Biodiversity Graduate Program, Laboratory of Carcinology, Roraima Avenue, 1000, 97105-900, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. Phone number: (55)[55]3226-8465/27. *Email Corresponding author: alberto.senra@gmail.com

^b University of Toronto, Department of Ecology and Evolutionary Biology, 25 Harbord St., M6R 2R8 Toronto, ON

Resumo

Partindo de uma (i) análise do padrão de distribuição da riqueza de crustáceos de água doce do gênero *Aegla*, pretendemos (ii) investigar qual o papel de variáveis ambientais e espaciais no processo de distribuição das espécies do gênero *Aegla* e (iii) explorar o quanto a paisagem, enquanto morfologia da superfície, pode contribuir para o padrão e a distribuição da riqueza do grupo. Para testarmos as variáveis, quanto à distribuição aninhada, usou-se uma análise de NODF. Uma análise de redundância (RDA) com variação particionada permitiu verificar qual variável seria mais atuante na distribuição, assim como a influência da interação de ambas as variáveis. Uma vez checada esta relação, uma análise de correlação de Spearman foi usada para associar a riqueza com uma medida de rugosidade do relevo. O padrão de distribuição não é aninhado, sendo a distribuição da riqueza explicada, principalmente, pelas variáveis espaciais. A riqueza está relacionada com características da paisagem que são resumidas pela rugosidade da superfície. Usando a rugosidade como uma medida espacial com pouca variação ao longo do tempo, podemos sugerir que fatores espaciais estão mais associados à distribuição das espécies em escalas regionais e fatores ambientais são mais atuantes em escalas locais, e mesmo assim dependentes em determinado grau de variáveis espaciais.

1. INTRODUÇÃO

As forças, pelas quais a distribuição da diversidade de organismos de água doce é definida, passa por processos ecológicos como dispersão de indivíduos (Shurin *et al.*, 2009; Ricklefs, 2004), seleção de hábitat (Tokeshi & Arakaki, 2012), variáveis bióticas e abióticas (Heino *et al.*, 2004; Mykrä *et al.*, 2007), além de outros que direta ou indiretamente estão ligados às comunidades. Muitos desses fatores e processos variam no espaço e tempo (Poff, 1997; Vinson & Hawkins, 2003), sendo difícil entender quais processos realmente regulam as comunidades. Um dos principais pontos na formação de comunidades são os padrões de

distribuição que podem ser pensados como eventos estocásticos ou definidos por processos conhecidos. A Análise de Aninhamento é uma ferramenta útil para explorar os principais efeitos dos diferentes filtros ambientais, que forçam as espécies a se distribuírem em sub-conjuntos, com baixa riqueza de espécies, a partir de áreas com alta riqueza (Angermeier & Winston, 1998; Cook & Quinn, 1995; Patterson & Atmar, 1986; Patterson & Brown, 1991; Poff, 1997; Wright *et al.*, 1998).

Neste contexto, considera-se que as metacomunidades de água doce são reguladas, principalmente, por variáveis ambientais como precipitação, temperatura, altitude e suas derivadas. Entretanto, nos últimos anos a questão espacial vem recebendo mais atenção na investigação de padrões de distribuição de espécies (Diniz-Filho *et al.*, 2012). Primeiro, por influenciarem diretamente as variáveis ambientais e, segundo, por serem variáveis importantes em processos de dispersão e especiação (Hubbel, 2001; Ricklefs & Schuller, 1993). Podemos considerar variáveis espaciais, por exemplo, o número de cursos d'água, a distribuição e o número de ramificações destes cursos d'água e muitas outras características que podemos obter no contexto de paisagem (Perkin & Gido, 2012). Avaliando esses fatores e considerando a evolução das espécies de água doce, podemos entender melhor como foi moldada a distribuição da diversidade nos dias atuais.

A inclusão de variáveis topográficas como ângulo de relevo e orientação da inclinação, num contexto geral da paisagem, podem gerar informações importantes sobre heterogeneidade de habitat, capacidade de dispersão e, portanto, ajudam a compreender melhor os processos que moldam a formação das comunidades (Cook *et al.*, 2004; Hoccut & Wiley, 1986; Qian & Ricklefs, 2000; Swanson *et al.*, 1988). O esperado dessas questões topográficas é que em ecossistemas de água doce, elas podem gerar isolamento, influenciar no tamanho e qualidade de hábitat, criando padrões aninhados (Atmar & Patterson, 1993; Cutler, 1991; Cutler, 1994; Higgins *et al.*, 2006; Hylander *et al.*, 2005). Espécies com histórias evolutivas semelhantes remetem aos processos que resultariam em padrões de distribuição aninhada e essas espécies poderiam compartilhar áreas de ocorrências. Entretanto, algumas espécies de crustáceos e de peixes de água doce, embora filogeneticamente próximas, dentro de cada grupo taxonômico, não apresentam distribuições similares e, muitos outros grupos de água doce subtropicais têm altos índices de riqueza e endemismo (Collins *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2010). A família de Aeglidae Dana 1852, presente exclusivamente em regiões subtropicais da América do Sul, é um exemplo desses padrões de distribuição. Esses crustáceos são amplamente distribuídos por toda a metade sul da América do Sul (Bond-Buckup & Buckup, 1994) e são classificados, atualmente, em 75 espécies (Santos *et al.* 2013, 2014) e um único gênero, *Aegla*. O nível de

endemismo é significativo (Pérez-Losada *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2013), porém algumas espécies são amplamente distribuídas, ocorrendo inclusive em diferentes bacias hidrográficas.

Os processos envolvidos nos padrões de distribuição deste grupo ainda não são claros, o que nos proporciona uma oportunidade de explorar os mecanismos, ambiental ou espacial, que estão atuando na distribuição de um grupo bem diversificado. Considerando-se que a maior riqueza de eglídeos está concentrada em uma pequena região, entendermos quais os processos, sejam eles ambientais ou espaciais, que direcionam a distribuição da riqueza do grupo pode nos ajudar a traçar melhores estratégias de conservação em um grupo altamente conservado na morfologia e em aspectos ecológicos. Partindo de uma (i) análise do padrão de distribuição da riqueza de crustáceos de água doce do gênero *Aegla*, pretendemos (ii) investigar qual o papel de variáveis ambientais e espaciais no processo de distribuição das espécies do gênero *Aegla* e (iii) explorar o quanto a paisagem, enquanto morfologia da superfície, pode contribuir para o padrão e a distribuição da riqueza do grupo.

2. MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área de estudo é dividida em quatro ecorregiões de água doce, o que inclui 15 sub-bacias, usadas como unidades amostrais (Fig. 1). Todas as sub-bacias observadas estão inclusas em dois biomas, a Mata Atlântica e o Pampa. Estes dois biomas são bem diferentes quanto às características vegetacionais e ambientais (Backes & Irgang, 2009). O primeiro é formado por florestas, as quais podem ser divididas em Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semi-Decidual, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa. Todos esses tipos de vegetação apresentam-se em um ecossistema úmido e chuvoso, com temperaturas partindo de quentes em áreas baixas, à frias em áreas altas. Por sua vez, o Bioma Pampa, caracterizado por um ambiente de áreas abertas, é formado por fitofisionomias de três tipos, gramíneas, estepes savânicas e banhados.

2.2 Riqueza e Distribuição

Os registros para as espécies de *Aegla* foram obtidos de cinco coleções científicas: Coleção de Crustáceos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Coleção de Crustáceos da Universidade Federal de Santa Maria, Coleção de Crustáceos da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Coleção de Crustáceos da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e Coleção de Invertebrados da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - Campus de Erechim. Quando disponíveis,

usamos coordenadas geográficas diretamente dos bancos de dados das coleções e, em alguns casos, aproximamos as coordenadas das localidades do ponto a partir de descrições dos locais, usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). Para o estudo foi utilizada a divisão hidrológica de Ottobacias, que agrupa um grande número de pequenos cursos d'água que formam uma bacia. A classificação de Ottobacias é dividida em seis níveis, sendo usado o nível três, uma divisão intermediária, portanto ideal para este estudo (Pfafstetter, 1989). Como este método não determina nomes para estas sub-bacias, e por elas ocorrerem em três diferentes países, optou-se por não usar nomenclatura individual para cada sub-bacia.

2.3 Aninhamento

Na determinação do grau de aninhamento da comunidade das quatro ecorregiões, usando as 15 sub-bacias como unidades amostrais, usamos a métrica de aninhamento proposta por Almeida-Neto *et al.* (2008). O método de Aninhamento Baseado na Sobreposição do Preenchimento Decrescente (Nestedness Based on Overlap and Decreasing Fill – NODF) procura analisar tanto a composição de espécies quanto a ocupação das espécies em determinados pontos de amostragem, avaliando o aninhamento entre pontos e espécies (Almeida-Neto *et al.*, 2008). O NODF indica o aninhamento através de um valor que varia de 0 (sem aninhamento) a 100 (totalmente aninhado). Para determinar a significância do padrão aninhado dos sub-conjuntos, consideramos tanto colunas como linhas fixas, usamos no pacote “vegan” do ambiente R (R Environment Core Team, 2011) o método de “swap” (Wright *et al.*, 1998), com todas as outras configurações padrões do pacote. Usamos dois critérios para construir as matrizes. O primeiro considerou todas as 15 sub-bacias e o segundo separou as sub-bacias em ricas e pobres, considerando o valor médio da riqueza como ponto de corte.

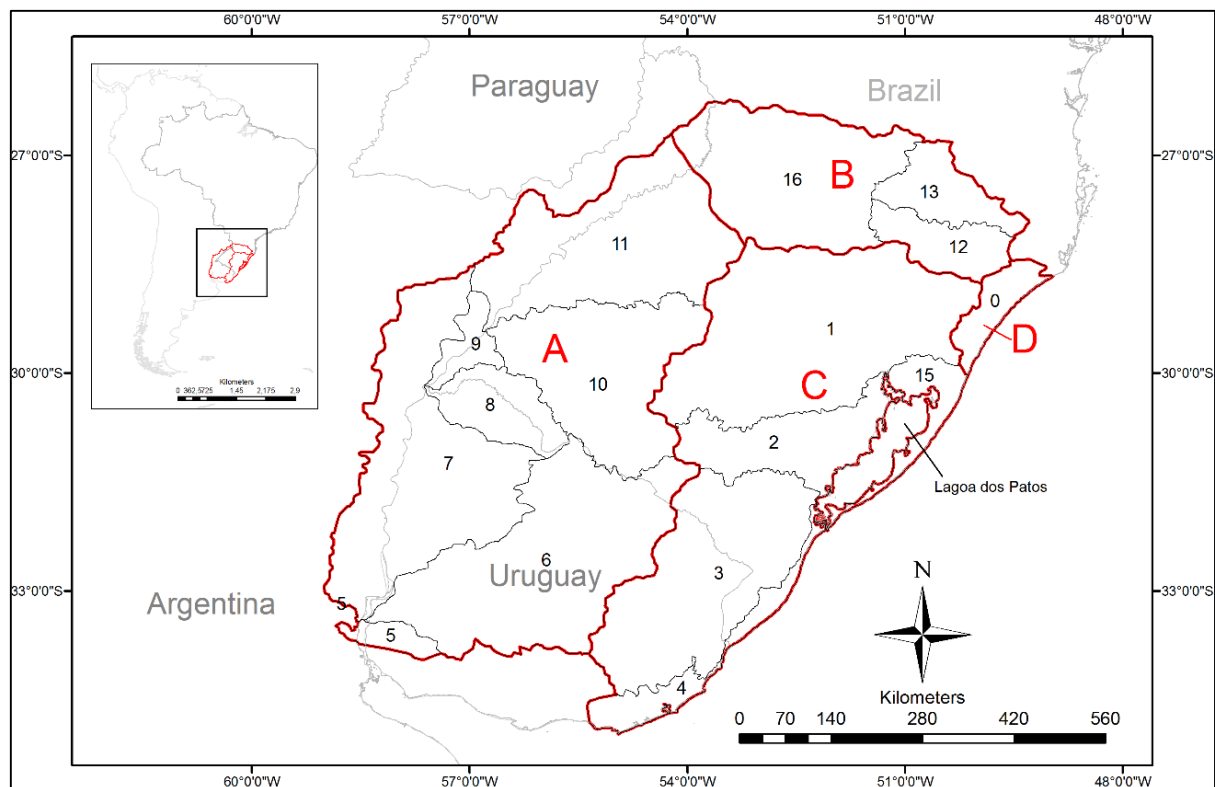


Fig. 1 – Região de abrangência de espécies do gênero *Aegla* utilizadas como referência neste estudo. Linhas em vermelho indicam sub-divisão das ecorregiões de água doce. Identificação das ecorregiões: A - Baixo Uruguai (EBU), B - Alto Uruguai (EAU), C - Lagoa dos Patos (ELP) e D - Tramandaí-Mampituba (ETM). Linhas pretas indicam a divisão das sub-bacias. Linhas cinzas indicam divisão sócio-política. Legenda das Sub-bacias: 0 – Sub-bacia Tramandaí-Mampituba, 1 – Sub-bacia Taquari-Antas, 2 – Sub-bacia do Camaquã, 3 – Sub-bacia dos Rios Mirim-São Gonçalo, 4 – Sub-bacia do Atlântico, 5 – Sub-bacia do Rio De La Plata, 6 – Sub-bacia do Rio Negro, 7 – Sub-bacia do Baixo Rio Uruguai, 8 – Sub-bacia do Rio Quaraí, 9 – Sub-bacia do Médio Rio Uruguai, 10 – Sub-bacia do Rio Ibicuí Leste, 11 – Sub-bacia dos Rios Butuí-Piratinim-Icamaquã, 12 – Sub-bacia do Apuaê-Inhandava, 13 – Sub-bacia do Rio Araranguá, 15 – Sub-bacia do Litoral Médio, 16 – Sub-bacia do Rio Passo Fundo-Várzea.

2.4 Variáveis espaciais e ambientais

Construiu-se uma matriz de variáveis ambientais e espaciais, sendo as variáveis ambientais obtidas do Projeto worldclim (Hijmans *et al.*, 2005) e do projeto Hydro1K (disponível em <http://edc.usgs.gov/prodPats/elevation/gtopo30/hydro/index.html>). Caracterizando-se como variáveis desse grupo a precipitação anual, altitude, temperatura média anual e o fluxo de acumulação. Para as variáveis espaciais, nós consideramos a distância de deslocamento de *Aegla manuinflata* (175 metros; Ayres-Perez *et al.*, 2011) como uma informação de capacidade de dispersão. Então, uma vez que distribuição de *Aegla platensis* é duas vezes maior que a de *A. manuinflata*, estabelecemos a distância de dispersão considerando a maior espécie (*A. platensis*) ocorrente na área de estudo, resultando numa área de dispersão

de 350 metros de raio. Essa distância foi usada para estabelecer um buffer cujo raio foi baseado nesta distância de dispersão. Dessa forma, o delineamento do buffer circular ocorreu usando como ponto central o registro de cada espécie, e então, obteve-se o número de ramificações no rio e o comprimento total de cada porção de rio dentro do buffer. Além disso, estas medidas resultaram em determinação de ramificação por ordem de rio e comprimento por ordem. As ordens foram obtidas a partir de imagens ASTER GDEM, usando o método de Strahler para a determinação dessas ordens. Com isso, mediu-se a distância do registro de ocorrência até a bifurcação de rio mais próxima. As medidas de comprimento de segmento, para todas as ordens, compreenderam a distância linear de cada segmento em cada buffer.

2.5 Análise de redundância com variação particionada

Devido à grande correlação entre as variáveis quando consideramos a composição de espécies, optamos por usar a riqueza de espécie. As variáveis ambientais compreenderam a precipitação média anual, temperatura média anual e o fluxo de acumulação. As variáveis espaciais usadas foram longitude, distância da bifurcação, número de cursos d'água de primeira ordem, comprimento total de cursos d'água de primeira ordem e número de cursos d'água de segunda, terceira e quarta ordens.

Algumas comunidades de água doce podem estar envolvidas em processos que começam a operar localmente e terminam em grandes escalas, produzindo assembleias hierarquizadas (Poff, 1997; Strecker *et al.*, 2011), sendo difícil de desmembrar quais os mecanismos que agem para definir os padrões de distribuição por exemplo. Então, optamos por usar uma análise de redundância com variação particionada (RDA), onde analisamos a influência de cada tipo de variável e, a sua interação na influência da distribuição da riqueza de espécies de Aeglidae. Durante a análise de variância particionada (Bocard *et al.* 1992), cada tipo de variável é usada em uma análise multivariada de regressão usando três matrizes de dados: espécies, ambiental e espacial (Péres-Neto *et al.*, 2006). Os resultados são visualizados em um diagrama de Venn de dois círculos.

2.6 Medida de vetor da rugosidade do relevo – VRM (Vector Ruggedness Measure)

Variáveis espaciais podem e, estão relacionadas às questões topográficas, tornando esta abordagem uma peça fundamental para entender como variáveis espaciais podem agir sobre a riqueza de certos grupos. Para obter tal informação, usou-se uma medida de vetor da rugosidade do relevo (VRM), para agrupar todas estas características topográficas em apenas um valor (Sappington *et al.*, 2007). Essa medida considera a decomposição das unidades de vetores normais (ortogonais) em cada célula do grid em três componentes, x, y e z, usando operações

de trigonometria padrão. Além disso, medidas do relevo como o grau de variação de inclinação, de orientação do relevo, da altitude e do contorno que esse conjunto de variáveis pode gerar em uma área, são informações que refletem condições biológicas importantes para os organismos. Esse índice é chamado de rugosidade, para mais informações consultar Sappington *et al.* (2007). Os valores de VRM variam de 0 (áreas planas com leitos de rios de grande ordem) a 1 (relevo extremamente dissecado, tal como em picos de montanhas). Os dados foram analisados quanto à normalidade usando um teste de Shapiro-Wilk, $p < 0.05$. Para os dados não-paramétricos, usou-se o valor médio de VRM em cada sub-bacia para rodar uma análise de Correlação de Pearson com a riqueza de espécies, e medir o grau de correlação destas variáveis. Todas as análises foram rodadas no ambiente R (R Environment Core Team, 2011).

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza e distribuição

Os padrões de distribuição e as áreas de ocorrência das espécies foram variáveis. Há espécies com distribuição endêmica e outras com distribuições amplas. Dos 1343 registros utilizados, foram computadas 30 espécies de eglídeos, 11 delas ocorrendo em áreas protegidas. Mais da metade das espécies é restrita a uns poucos quilômetros quadrados como, por exemplo, *Aegla carinata*, *A. obstipa*, *Aegla manuinflata* e *A. violacea*. A outra metade das espécies tem distribuição mais ampla como, por exemplo, *Aegla platensis*, *Aegla uruguaiana* e *Aegla longirostri* (Tabela 1). Ressalta-se que todas as espécies só possuem ocorrência dentro da área de estudo, portanto, são endêmicas do sul da América do Sul.

3.2 Aninhamento

A análise de aninhamento mostrou um padrão totalmente não agrupado (Tabela 2), demonstrando que sub-bacias menores não compreendem subconjuntos de sub-bacias maiores. Esse padrão, portanto, não é regulado por sub-bacias mais ricas, logo, o padrão encontrado para todas as unidades amostrais é o mesmo para sub-bacias com maior ou menor riqueza de espécies. A NODF mostrou ainda que há um certo isolamento de algumas delas, levando a uma composição única em cada sub-bacia (Tabela 2). Isso, necessariamente não exclui a presença de algumas espécies em mais de uma sub-bacia, principalmente as espécies com ampla distribuição.

3.3 Análise de redundância com variação particionada

Após a análise de correlação entre as variáveis ambientais, identificou-se uma alta colinearidade entre as variáveis remanescentes. Dessa forma, na análise de RDA reduziu-se ainda mais o número de variáveis ambientais e também espaciais. Com isso, das 32 variáveis

obtidas (4 ambientais e 28 espaciais), reduzimos esse número para apenas 10 variáveis (três ambientais e sete espaciais), tendo as sub-bacias das quatro ecorregiões como unidades amostrais. A RDA resultou na regulação da riqueza predominantemente pelas variáveis espaciais (Fig. 2). Em toda análise, quando observamos a presença de variáveis espaciais, isoladas ou em conjunto com variáveis ambientais, observamos que os dados espaciais explicam aproximadamente 83% da variação da riqueza. Por outro lado, observamos também que cerca de 36% da variação tem influência de variáveis ambientais.

3.4 Correlação da riqueza e topografia

Nossos resultados indicaram uma maior riqueza de espécies em locais com padrões de rugosidade intermediários sendo, portanto, mais comuns em áreas com rugosidade que variam entre 0,5 e 0,6 (Fig. 3). A análise de correlação entre os valores de riqueza de espécies e os valores de VRM resultou em uma correlação negativa. Assim, relacionando a natureza das variáveis espaciais às questões topográficas, o VRM apresenta uma correlação com as variáveis da paisagem e riqueza de espécies. A correlação linear de Spearman resultou em um $\rho = -0.6124$, $p=0.0152$ (Fig. 3).

Tabela 1 – Número de registros, de sub-bacia onde a espécie ocorre, porcentagem de ocorrência em rios de 1ª e 2ª ordens e área de ocorrência das espécies estudadas. Legenda das Sub-bacias: 0 – Sub-bacia Tramandaí-Mampituba, 1 – Sub-bacia Taquari-Antas, 2 – Sub-bacia do Camaquã, 3 – Sub-bacia dos Rios Mirim-São Gonçalo, 4 – Sub-bacia do Atlântico, 5 – Sub-bacia do Rio De La Plata, 6 – Sub-bacia do Rio Negro, 7 – Sub-bacia do Baixo Rio Uruguai, 8 – Sub-bacia do Rio Quaraí, 9 – Sub-bacia do Médio Rio Uruguai, 10 – Sub-bacia do Rio Ibicuí Leste, 11 – Sub-bacia dos Rios Butuí-Piratinim-Icamaquã, 12 – Sub-bacia do Apuaê-Inhandava , 13 – Sub-bacia do Rio Araranguá, 15 – Sub-bacia do Litoral Médio, 16 – Sub-bacia do Rio Passo Fundo-Várzea.

Espécie	Número de registros	Sub-bacia	% 1ª e 2ª ordens	Área de ocorrência (km ²)
<i>Aegla brevipalma</i> Bond-Buckup & Santos, 2012	3	13	91	263
<i>Aegla camargoi</i> Buckup & Rossi, 1977	33	1/12	90	1520
<i>Aegla carinata</i> Bond-Buckup & Gonçalves, 2013	2	6	83	230
<i>Aegla franciscana</i> Buckup & Rossi, 1977	40	0/1/12	90	28934
<i>Aegla georginae</i> Santos <i>et al.</i> , 2013	2	10	-	-
<i>Aegla grisella</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	23	1/11/16	89	18353
<i>Aegla inconspicua</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	45	0/1/15	93	7303
<i>Aegla inermis</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	9	0/1/15	98	1484
<i>Aegla itacolomiensis</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	21	0/15	96	3979
<i>Aegla jarai</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	54	1/16	89	5936
<i>Aegla leachi</i> Bond-Buckup & Santos, 2012	4	13	87	298
<i>Aegla leptodactyla</i> Buckup & Rossi, 1977	65	1/12	90	3871
<i>Aegla ligulata</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	31	0/1/15	94	5697
<i>Aegla longirostri</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	154	1/10/11	90	33035
<i>Aegla ludwigi</i> Santos <i>et al.</i> , 2013	1	11	-	-
<i>Aegla manuinflata</i> Bond-Buckup & Santos, 2009	6	10	94	2832
<i>Aegla oblata</i> Bond-Buckup & Santos, 2012	7	12/13	85	253
<i>Aegla obstipa</i> Bond-Buckup & Buckup, 1994	19	1/2	96	574

Espécie	Número de registros	Sub-bacia	% 1ª e 2ª ordens	Área de ocorrência (km ²)
<i>Aegla odebrechtii</i> Müller, 1876	19	12/13/16	86	2635
<i>Aegla plana</i> Backup & Rossi, 1977	30	1/12	90	3333
<i>Aegla platensis</i> Schmitt, 1942	334	1/2/3/4/6/7/8/10/11/15/16	92	64912
<i>Aegla prado</i> Schmitt, 1942	59	3/4/6	96	4311
<i>Aegla renana</i> Bond-Buckup & Santos, 2010	3	1	92	138
<i>Aegla rossiana</i> Bond-Buckup & Backup, 1994	48	0/1	97	888
<i>Aegla serrana</i> Backup & Rossi, 1977	126	0/1/12/16	93	20217
<i>Aegla singularis</i> Ringuelet, 1948	26	1/11/16	92	26712
<i>Aegla spinipalma</i> Bond-Buckup & Backup, 1994	20	1/10	92	16117
<i>Aegla spinosa</i> Bond-Buckup & Backup, 1994	17	12/13/16	87	2242
<i>Aegla uruguayana</i> Schmitt, 1942	131	1/2/3/4/6/7/8/9/10	93	41789
<i>Aegla violacea</i> Bond-Buckup & Backup, 1994	9	2	98	343
Total	1343			

Tabela 2 – Análise de Aninhamento baseado na Sobreposição do Preenchimento Decrescente (NODF). A análise realizada para toda a matriz (todas as sub-bacias juntas), e separadamente para as sub-bacias com mais e menos riqueza de espécies. Colunas (sub-bacias) e linhas (espécies) foram mantidas fixas como padrão do pacote de análises. Probabilidades <0.05.

	NODF	Probabilidade
All sub-basins	31.81	37.97
N columns	41.25	42.01
N rows	29.18	37.42
Richer sub-basins	32.49	37.57
N columns	33.66	35.64
N rows	32.41	37.75
Poorly sub-basins	34.94	39.96
N columns	64.29	66.67
N rows	20	27.27

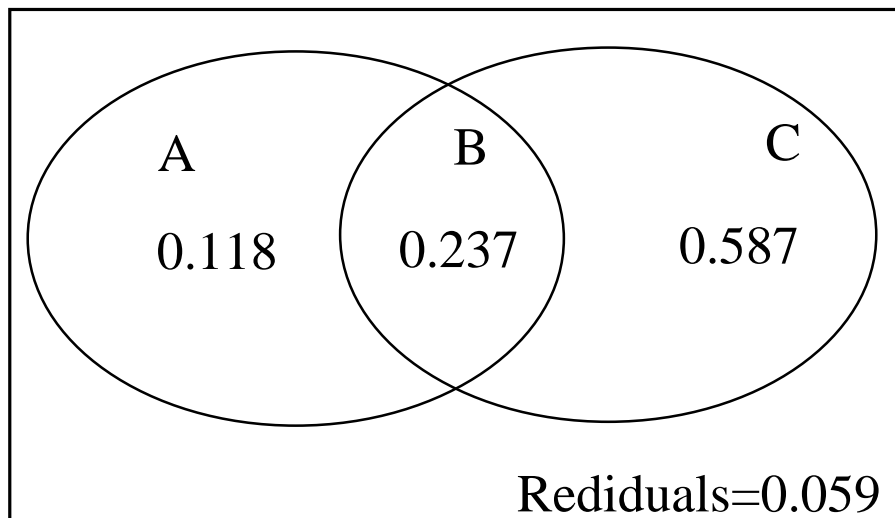


Fig. 2 - Diagrama de Venn mostrando a Análise de redundância (RDA) com variação particionada. (A) Variáveis ambientais, (B) interação entre variáveis ambientais e espaciais e (C) variáveis espaciais.

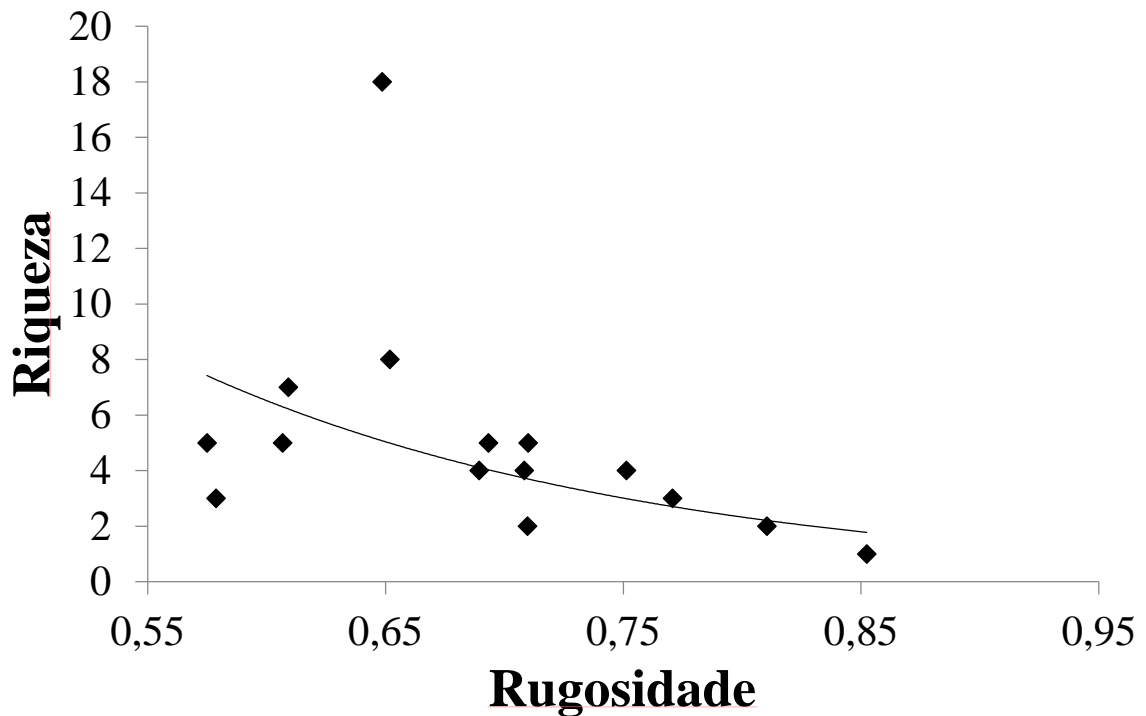


Fig. 3 – Correlação linear de Spearman entre a riqueza de espécies observada (soma do número de espécies ocorrentes em cada sub-bacia) e a rugosidade (média aritmética simples da rugosidade dentro de cada sub-bacia).

4. DISCUSSÃO

4.1 Distribuição e endemismo

O alto número de espécies e o elevado nível de endemismo encontrados neste estudo foram observados em uma área relativamente pequena e, apesar de algumas espécies de ampla distribuição estarem contribuindo para a riqueza, são as espécies endêmicas que chamam a atenção. O fato de mais da metade das espécies apresentarem distribuição restrita nos indica que tanto processos espaciais como ecológicos podem estar atuando sobre as comunidades. A associação de fatores ecológicos e espaciais podem ser determinantes para a distribuição de muitos organismos de água doce (Angermeier & Winston, 1999; Poff & Allan, 1995). Em nosso estudo, a maioria das espécies foi registrada em rios de primeira e segunda ordem (Tabela 1), ambientes característicos de temperaturas mais baixas e níveis de oxigênio na água mais altos. Um aspecto da origem do grupo pode ajudar a explicar este padrão de distribuição, ou seja, o fato dos eglídeos terem origem em águas oceânicas no sul do Pacífico (Feldmann, 1986), com temperaturas geralmente mais baixas e bem oxigenadas. Dessa forma, a permanência dessa característica durante a evolução do grupo poderia levar os eglídeos a se estabelecerem em

ambientes com condições relativamente semelhantes. A temperatura é um fator extremo da conquista de ambientes, e uma vez relacionada à oxigenação, forma uma barreira poderosa para as espécies sobreviverem. A estabilidade de nascentes, em relação à temperatura, oxigenação e outros parâmetros físico-químico da água, é outro fator importante para se entender a ocorrência de eglídeos nessas áreas. Lee & Bell (1999) discutiram sobre a grande flutuação de temperatura em ecossistemas de água doce, o que dificultaria, por exemplo, ao grupo se estabelecer amplamente por toda América do Sul. Entretanto, essa flutuação pode ser menor nas áreas de nascentes, uma vez que a vegetação e o substrato podem atuar como isolantes térmicos, ajudando a explicar a distribuição e o nível de endemismo que o grupo apresenta. Um padrão de ambiente mais estável em nascentes, associado à heterogeneidade entre as nascentes, explicaria não somente os padrões de distribuição endêmicos, mas também o alto número de espécies da área de estudo.

A heterogeneidade ambiental é abordada em vários estudos que reportam à influência de nascentes na riqueza e diversidade de comunidades em ecossistemas de água doce (Astorga *et al.*, 2011; Clarke *et al.*, 2008; Vinson & Hawkins, 1998; Lecraw & Mackereth, 2010), demonstrando que, mesmo havendo uma grande variabilidade na riqueza entre nascentes, devido principalmente às diferentes formas de coleta e às diferentes escalas, esses são ambientes ricos e diversos. Meyer *et al.* (2007), em um estudo sobre a contribuição de nascentes na biodiversidade de rios na América do Norte, relataram um elevado número de espécies de crustáceos nessas áreas. Segundo os mesmos autores, crustáceos Decapoda compreendem cerca de 90% da biomassa de macroinvertebrados em áreas de nascentes.

Heino *et al.* (2013a) discutiram sobre a grande heterogeneidade ambiental existente entre nascentes em múltiplas escalas, o que contribuiria para a diferenciação ecológica entre esses ambientes, resultando em diferenças na composição de espécies entre duas áreas próximas, aumentando à medida que a escala é expandida. Essas mudanças no número e na composição de espécies, para macroinvertebrados de água doce, pode gerar padrões de diversidade beta consistentes com outros estudos em ecossistemas de água doce. Essa elevada diversidade beta existente em ecossistemas de água doce (Heino *et al.*, 2013a; Costa & Melo, 2008; Heino, 2011; Shami *et al.*, 2013), pode estar relacionada com variáveis espaciais, mais do que com as ambientais. Como, este estudo não explorou, quantitativamente, a diversidade beta, deixa aberta uma oportunidade para explorar este assunto, uma vez que os eglídeos são um grupo com quantidade de registros extensa e taxonomicamente bem estabelecido.

4.2 Aninhamento

Os eglídeos não apresentam um padrão aninhado entre sub-bacias, contrariando o que esperávamos encontrar (Tabela 1). À medida que vamos em direção ao sul e sudoeste da área de estudo, não encontramos sub-conjuntos da maior área de riqueza, localizada ao nordeste da área de estudo, nos limites entre as ecorregiões do AUE e TME (Figura 1). Formando um padrão aleatório, diversas espécies foram registradas restritas a uma sub-bacia e outras espécies ocorrem em grandes extensões (Tabela 1). Isso pode ser um indicativo da existência de conectividade entre algumas sub-bacias, permitindo que indivíduos possam se deslocar, ou mesmo se dispersar, entre elas. Por outro lado, podemos assumir também a existência de barreiras, que podem interromper deslocamentos locais e dispersão.

A relação filogenética razoavelmente bem esclarecida para os eglídeos (Pérez-Losada *et al.*, 2004), bem como as informações taxonômicas (Bond-Buckup & Buckup, 1994; McLaughlin *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2013) contribuem para o entendimento a respeito de questões de distribuição do grupo. As distâncias filogenéticas nos indicam que as espécies aparentadas podem distribuir-se num contínuo ou até mesmo compartilhando áreas de ocorrência.

Uma das principais forças direcionando as comunidades para um padrão aninhado são os eventos históricos de glaciações. Esses processos já são bem conhecidos para o hemisfério norte, sendo menos estudados no hemisfério sul. Entretanto, na América do Sul, este processo vem sendo explorado em regiões mais ao sul do continente, na Patagônia Argentina e Chilena (Correa *et al.*, 2013; Ruzzante *et al.*, 2006; Zattara & Premoli, 2004; Zemplack *et al.*, 2008). Zonas de refúgio poderiam contribuir para o surgimento de padrões aninhados (Griffiths, 2006; Heino, 2011; Leprieur *et al.*, 2011) das espécies de eglídeos. Sabe-se que populações de *Aegla alacalufi*, no Chile, passaram por este processo há cerca de 73800 anos atrás (Xu *et al.*, 2009). Nesse mesmo estudo as populações de *A. alacalufi* se apresentaram esparsas e isoladas, sugerindo uma baixa conectividade entre elas atualmente. Isso parece não acontecer com as espécies em nosso estudo, levando-nos a pensar que outros eventos históricos, também ligados às glaciações, podem ter influenciado à formação das comunidades de água doce do sul da América do Sul, como transgressões e regressões marinhas (Ribeiro, 2006; Rignot *et al.*, 2003; Spalletti & Franzese, 1996).

4.3 O papel das variáveis ambientais e espaciais na distribuição dos eglídeos

A questão agora é, quais forças podem estar mais atuantes sobre a distribuição destas espécies? Acreditávamos que, em se tratando de organismos aquáticos, as variáveis ambientais,

incluindo também neste grupo as variáveis hídricas como direção de fluxo, fluxo de acumulação, entre outras, fossem preditoras da distribuição das espécies de eglídeos, assim como são para outros organismos aquáticos (Cottenie, 2005; Li *et al.*, 2012). Além disso, outros aspectos devem ser considerados quando estamos tratando de distribuição. Características como tipo vegetacional, tipo de solo, habitats adequados e suas distribuições, o relevo como estrutura física do ecossistema, quantidade de cursos d'água ligados às áreas de ocorrência, comprimento destes cursos d'água, distância entre confluência de segmentos, entre outros, são variáveis espaciais também ligadas à distribuição das espécies.

A RDA indicou que as variáveis espaciais são mais relacionadas à distribuição da riqueza dos eglídeos (Figura 2) não excluindo, entretanto, a interação com variáveis ambientais. Nossos resultados sugerem que as variáveis espaciais estão mais envolvidas nos processos de distribuição, principalmente quando analisamos estes padrões em grandes escalas. Em contrapartida, as espécies necessitam estabelecer populações pontuais ao longo de uma possível distribuição, sendo as variáveis ambientais mais atuantes neste aspecto. Allan & Johnson (1997) sugerem estas características para comunidades de água doce, uma vez que aspectos ambientais, na escala de segmento de rio, podem ter uma variação maior quando comparadas às outras variáveis hídricas e geológicas (escalas maiores), dos ecossistemas de água doce. Apesar dos mesmos autores considerarem variáveis hídricas como atuantes em grandes escalas, nós acreditamos que estas variáveis são menos atuantes em escalas de micro-bacias, atuando pontualmente nas comunidades ao longo de segmento de rio. Essas variáveis estão diretamente relacionadas com condições de substrato, vegetação e altitude, sendo, portanto, mais locais do que regionais suas ações sobre as comunidades.

4.4 Medida de rugosidade e riqueza

Nossos dados, apesar de apresentarem uma relação negativa da riqueza de espécies com a rugosidade, também mostram que os valores mais altos de riqueza de espécies estão acima de 0,5 da medida de rugosidade (Figura 3). No presente estudo, as áreas com maior riqueza de espécies foram aquelas com relevo dissecado e maiores altitudes, considerando os padrões encontrados para o extremo sul do Brasil, Uruguai e a região do extremo leste da Província de Corrientes na Argentina, resultando em temperaturas mais amenas, altos índices de pluviosidade e águas bem oxigenadas. Essas características específicas de habitat são, reconhecidamente, importantes para muitos invertebrados dulcícolas, e esses requisitos são resultados da interação entre precipitação e rugosidade, refletindo no volume de água em rios e riachos, que são fatores determinantes para a presença das espécies (Vanschoenwinkel *et al.*, 2010; Eitam *et al.*, 2004a; Eitam *et al.*, 2004b).

Podemos considerar um terreno rugoso a partir de 0,5 e valores típicos de terrenos mais planos variam de 0 a 0,4 de rugosidade (Hobson, 1972). Os valores perto de 1 consistem de áreas tipicamente montanhosas, com elevações acima de 1500 metros. Nesse contexto, variáveis como precipitação, temperatura, fluxo de acumulação e direção do fluxo de acumulação, são altamente dependentes da rugosidade do relevo. Em paisagens menos rugosas, existe a tendência das massas de ar carregadas com água, terem mais dificuldade em se condensar, portanto, podendo contribuir com menos chuvas e, ao mesmo tempo, associadas às temperaturas elevadas. Essas massas de ar podem alterar o fluxo de acumulação, não representando uma situação propícia para organismos estritamente aquáticos e que não tenham estratégias muito eficientes para tal estresse. Ao nível local, esses organismos são regulados por fatores bióticos e abióticos pontuais (Heino, 2011). Os eglídeos, em especial, são sensíveis às condições da água, sobretudo à concentração de oxigênio dissolvido na água e temperatura (Dalosto & Santos, 2011).

Variáveis ambientais podem mudar com uma alta frequência no tempo e no espaço, não permitindo uma clara leitura de como podem influenciar na formação das comunidades. Entretanto, variáveis espaciais mostram-se mais estáveis ao longo do tempo (Fang *et al.*, 2013), sendo melhores preditoras de processos ligados à distribuição de espécies. Hunter *et al.* (1998) sugerem o uso de atributos da paisagem, como topografia e solos, no lugar de variáveis ambientais para representar aspectos de heterogeneidade e complexidade de hábitat e sugerem, inclusive, que essas variáveis podem ser utilizadas como ferramentas em estratégias de conservação. Mesmo em escalas geográficas pequenas, onde afirmamos que as variáveis ambientais atuam mais intensamente, essas variáveis podem estar sobre a influência de elementos da topografia. Beier & Brost (2010) afirmam que variáveis como precipitação e temperatura são fortemente governadas por elementos da paisagem. Medidas de rugosidade fornecem informações a respeito do quanto um terreno é dissecado. Partindo da altitude, esta medida indica a direção e angulação da face em que se encontra a superfície. Beier & Brost (2010) sugerem que conservando elementos físicos do ambiente podemos manter processos ecológicos e evolutivos envolvidos na criação e manutenção da biodiversidade.

Considerando rios e riachos um sistema linear, formado por subunidades conectadas e formando ramificações, temos a formação de redes dendríticas (Grant *et al.*, 2007). Esse tipo de estruturação do ecossistema traz consequências importantes para organismos de água doce. Quando focamos em espécies estritamente aquáticas, temos que considerar que todos os eventos ecológicos terão uma dependência maior de variáveis ligadas ao espaço. Por exemplo, a estrutura do hábitat irá influenciar fortemente caminhos para dispersão nesses ambientes, que

consequentemente poderão atuar sobre a distribuição das espécies (Levey *et al.*, 2005; Muneerakul *et al.*, 2008). Grant *et al.* (2010) considera que para redes dendríticas certas características inerentes a cada espécie como, por exemplo, a associação espécie-específico para certos habitats e estrutura etária, terão fortes efeitos sobre a persistência de populações, dinâmicas evolutivas e padrões na composição de comunidades. Os mesmos autores afirmam que as distâncias para dispersão, considerando a distância direta entre dois pontos sobre a solo, são menores do que aquelas encontradas entre dois pontos percorrendo a calha de um segmento. Isso levaria organismos especialistas de nascentes a desenvolverem estratégias de movimentos a montante e sobre terra (Bruce, 1986; Macneale *et al.*, 2005) como forma de dispersão. Uma vez que os eglídeos foram encontrados principalmente em áreas de nascentes, este poderia ser um padrão de dispersão atuante, contribuindo para o isolamento de indivíduos, ou mesmo populações, em nascentes, resultando em mais condições que propiciem a especiação. Uma vez que variáveis espaciais são importantes fatores na determinação das comunidades de crustáceos do gênero *Aegla* na América do Sul, todos os eventos ecológicos e evolutivos ligados a este grupo podem estar ligados a fatores da paisagem, como a rugosidade. Isso permite o uso desse parâmetro como uma ferramenta mais abrangente, de fácil manipulação e rápida para a proteção de espécies e habitats.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Luiz Ubiratan Hepp, Hilda Alice de Oliveira Gastal, Regina Maria de Fraga Alberto e Paula Beatriz de Araujo pela disponibilidade dos materiais de crustáceos presentes em coleções sobre seus cuidados. À Georgina Bond-Buckup pela confirmação dos espécimes. À CAPES pela Bolsa PDSE à ASG e ao CNPQ pela Bolsa de Produtividade de SS. À Aaron Hall pela colaboração na análise de dados. Aos membros do Laboratório de Carcinologia da UFSM, pela contribuição no artigo.

6. REFERÊNCIAS

- Allan, J.D. & Johnson, L.B. (1997) Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, Special applied issues section, 37: 107-111.
- Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães Jr., P.R., Loyola, R.D. & Ulrich, W. (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117: 1227-1239.
- Almerão, M.P., Rudolph, E., Souty-Grosset, C., Crandall, K., Buckup, L., Amouret, J., Verdi, A., Santos, S. & Araujo, P.B. (2014) The native South American crayfishes (Crustacea,

- Parastacidae): state of knowledge and conservation status. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*.
- Al-Shami, S., Heino, J., Che Salmah, M.R., Abu Hassan, A., Suhaila, A.H. & Madrus, M.R. (2013) Drives of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology*, 58: 1126-1137.
- Angermeier, P.L. & Winston, M.R. (1999) Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications*, 9(1) 335-349.
- Astorga, A., Haino, J., Luoto, M. & Muotka, T. (2011) Freshwater biodiversity at regional extent: determinants of macroinvertebrate taxonomic richness in headwater streams. *Ecography*, 34: 705-713.
- Atmar, W. & Patterson, B.D. (1993) The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96: 373-382.
- Ayres-Peres, L., Coutinho, C., Baumart, J.S., Gonçalves, A.S., Araújo, P.B. & Santos, S. (2011) Radio-telemetry techniques in the study of displacement of freshwater anomurans. *Nauplius*, 19(1): 41-54.
- Backes, P. & Irgang, B. (2002) Árvores do Sul - Guia de identificação e interesse ecológico. Porto Alegre: Instituto Souza Cruz.
- Bond-Buckup, G. & Buckup, L. (1994) A Família Aeglididae (Crustacea, Decapoda, Anomura). *Arquivos de Zoologia*, 32: 159-347.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3): 1045-1055.
- Breier, P. & Brost, B. (2010) Use of land facets to plan for climate change: conserving the arenas, not the actors. *Conservation Biology*, Vol. 24, Nº 3, 701-710.
- Brown, B.L. & Swan, C.M. (2010) Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79: 571-580.
- Bruce, R.C. (1986) Upstream and downstream movements of *Eurycea bislineata* and other salamanders in a southern Appalachian stream. *Herpetologica*, 42:149-155.
- Clarke, A., Nally, R.M., Bond, N. & Lake, P.S. (2008) Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53: 1707-1721.
- Collins, P.A., Giri, F. & Williner, V. (2011) Biogeography of the freshwater decapods in the La Plata Basin, South America. *Journal of Crustacean Biology*, 31(1): 179-191.
- Cottenie, K. (2005) Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8: 1175-1182.

- Cook R.R. & Quinn J.F. (1995) The influence of colonization in nested species subsets. *Oecologia* 102:413–424.
- Cook, R.R., Angermeier, P.L., Finn, D.S., Poff, N.L. & Krueger K.L. (2004) Geographic variation in patterns of nestedness among local stream fish assemblages in Virginia. *Oecologia*, 140:639-649.
- Correa, C., Cussac, V.E. & Ruzzante, D.E. (2013) Genetic and phenotypic variation among *Galaxias maculatus* populations reflects contrasting landscape effects between northern and southern Patagonia. *Freshwater Biology*, 58: 36-49.
- Costa, S.S. & Melo, A.S. (2008) Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598: 131-138.
- Cutler, A. (1991) Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology* 5:496-505.
- Cutler, A. (1994) Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. *Landscape and Urban Planning*, 28: 73-82.
- Dalosto, M.M. & Santos, S. (2011) Differences in oxygen consumption and diel activity as adaptations related to microhabitat in neotropical freshwater decapods (Crustacea). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*. 160: 461-466.
- Diniz-Filho, J.A.F., Siqueira, T., Padiá, A.A., Rangel, T.F., Landeiro, V.L. & Bini, L.M. (2012) Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. *Oikos*, 121:201-210.
- Eitam, A., Blaustein, I., Van Damme, K., Dumont, H. & Martens, K. (2004a) Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia*, 525:125-130.
- Fang, F., Sun, H., Zhao, Q., Lin, C., Sun, Y., Gao, W., Xu, J., Zhou, J., Ge, F. & Liu N. (2013) Patterns of diversity, areas of endemism, and multiple glacial refuges for freshwater crabs of the genus *Sinopotamon* in China (Decapoda: Brachyura: Potamidae). *PlosOne*, Vol. 8, Issue 1, 1-11.
- Feldmann, R. M. 1986. Paleobiogeography of two decapod crustacean taxa in the Southern Hemisphere: Global conclusion with sparse data: p 5-20; *in*: Crustacean Biogeography – Gore, R. H. & Heck, K. L. Ed. Balkema (Crustacean Issues), Rotterdam.
- Grant, E.H.C., Lowe, W.H. & Fagan, W.F. (2007) Living in the branches: population dynamics and ecological processes dendritic networks. *Ecology Letters*, 10:165-175.

- Grant, E.H.C., Nichols, J.D., Lowe, W.H. & Fagan, W.F. (2010) Use of multiple dispersal pathways facilitates amphibian persistence in stream networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1-5.
- Griffiths, D. (2006) Pattern and process in the ecological biogeography of European freshwater fish. *Journal of Animal Ecology*, 75: 734-751.
- Heino, J., Louhi, P. & Muotka, T. (2004) Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*, 49: 1230-1239.
- Heino, J. (2005) Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, chequeboards, and nestedness, or is there only randomness? *Ecological Entomology*, 30: 590-599.
- Heino, J. & Mykrä, H. (2008) Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental variables. *Ecological Entomology*, 33, 614-622.
- Heino, J. (2011) A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshwater Biology*, 56: 1703-1722.
- Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M. & Paasivirta, L. (2013) Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32(1): 142-154.
- Higgins, C.L., Willig, M.R. & Strauss, R.E. (2006) The role of stochastic processes in producing nested patterns of species distributions. *Oikos*, 114: 159-167.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hobson, R.D. (1972) Surface roughness in topography: quantitative approach. Pages 221-245 In: Chorley, R.J. (ed) *Spatial analysis in geomorphology*. Harper and Row, New York, USA.
- Hocutt, C.H. & Wiley, E.O. (1986) *The zoogeography of North American freshwater fishes*. Wiley, New York.
- Hubbell, S.P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. 1st Ed. Princeton University Press, pp 375, Princeton.
- Hunter, M.L. Jr, G.L. Jacobson Jr, & T. Webb III. 1988. Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2:375-385.
- Hylander, K., Nilsson, C., Jonsson, B.G. & Göthner, T. (2005) Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. *Oikos*, 108: 351-361.

- Jara, C.G., Rudolph, E.H. & González, E.R. (2006) Estado de conocimiento de los malacostráceos dulceacuicolas de Chile. *Gayana*, 70(1): 40-49.
- Lecraw, R. & Mackereth, R. (2010) Sources of small-scale variation in the invertebrate communities of headwater streams. *Freshwater Biology*, 55:1219-1233.
- Leprieur, F., Tedesco, P.A., Hugueny, B., Beauchard, O., Dürr, H.H., Brosse, S. & Oberdorff, T. (2011) Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. *Ecology Letters*, 14: 325-334.
- Levey, D.J., Bolker, B.M., Tewksbury, J.J., Sargent, S. & Haddad, N.M. (2005) Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, 309:146–148.
- Li, F., Chung, N., Bae, M., Kwon, Y. & Park, Y. (2012) Relationships between stream macroinvertebrates and environmental variables at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 57:2107-2124.
- Macneale, K.H., Pecharsky, B.L. & Likens, G.E. (2005) Stable isotopes identify dispersal patterns of stonefly populations living along stream corridors. *Freshwater Biology*, 50:1117–1130.
- McLaughlin, P. A., Lemaitre, R. & Crandall, K.A. (2010) Annotated checklist of anomuran decapod crustaceans of the world (exclusive of the Kiwaoidea and families Chirostylidae and Galatheidae of the Galatheoidea) Part III – Aegloidea. *Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement No. 23: 131–137.
- Meyer, J.L., Strayer, D.L., Wallace, J.B., Eggert, S.L., Helfman, G.S. & Leonard, N.E. (2007) The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 43, N° 1, 86-103.
- Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R.M. & Hepp, L.U. (2009) Distribution of benthic macroinvertebrates in subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 21(4):419-429.
- Moor, F.C. & Ivanov, V.D. (2008) Global diversity of caddflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 393-407.
- Muneepeerakul, R., Bertuzzo, E., Lynch, H.J., Fagan, W.f., Rinaldo, A. & Rodriguez-Iturbe, I. (2008) Neutral metacommunity models predict fish diversity patterns in Mississippi-Missouri basin. *Nature*, Vol. 453(8).
- Mykrä, H., Heino, J. & Muotka, T. (2007) Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 149-159.

- Nichols, W.F., Killingbeck, K.T. & August, P.V. (1998) The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. II A landscape perspective. *Conservation Biology*, Vol. 12, n° 2, pp 371-379.
- Nogueira, C., Buckup, P.A., Menezes, N.A., Oyakawa, O.T., Kasecker, T.P., Neto, M.B.R. & da Silva, J.M.C. (2010) Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *Plosone*, Volume 5, Issue 6, pp 1-10.
- Palaoro, A.V., Dalosto, M.M., Costa, J.R. & Santos, S. (2014) Freshwater decapod (*Aegla longirostri*) uses a mixed assessment strategy to resolve contests. *Animal Behaviour*, Vol. 95, 71-79.
- Patterson, B.D. & Atmar, W. (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. In: Heaney LR, Patterson BD (eds) *Island biogeography of mammals*. Academic Press, London, pp 65-82.
- Patterson, B.D. & Brown, J.H. (1991) Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. *Journal of Biogeography*, 18:395-402.
- Pérez-Losada, M., Bond-Buckup, G., Jara, C.G. & Crandall, K.A. (2004) Molecular Systematic and Biogeography of the Southern South America Freshwater “Crabs” *Aegla* (Decapoda: Anomura: Aegliidae) Using Multiple Heuristic Tree Search Approaches. *Systematic Biology*. 53(5): 767-780.
- Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S. & Borcard, D. (2006) Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10): 2614-2625.
- Perkin, J.S. & Gido, K.B. (2012) Fragmentation alters fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications*, 22(8): 2176-2187.
- Pfafstetter, O. (1989) Classification of hydrographic basins: coding methodology, unpublished manuscript, DNOS, August 18, Rio de Janeiro.
- Poff, L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of North America Benthological Society*, 16(2): 391-409.
- Qian, H. and Ricklefs, R. E. 2000. Large-scale processes and the Asian bias in temperate plant species diversity. *Nature* 407: 180/182.
- R Environment Core Team, R.D.C. (2011) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.R-project.org>.

- Ribeiro, A.C. (2006) Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 225-246.
- Ricklefs, R.E. (2004) A Comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecological Letters*, 7: 1-15.
- Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (1993) Species diversity in Ecological Communities. University of Chicago Press, pp 414. Chicago.
- Rignot, E., Rivera, A. & Casassa, G. (2003) Contribution of the Patagonia Icefields of South America to Sea Level Rise. *Science*, vol. 302, 434-437.
- Ruzzante, D.E., Walde, S.J., Cussac, V.E., Dalebout, M.L., Seibert, J., Ortuba, S. & Habit, E. (2006) Phylogeography of the Percichthyidae (Pisces) in Patagonia: roles of orogeny, glaciation, and volcanism. *Molecular Ecology*, 15: 2949-2968.
- Santos, S., Bond-Buckup, G., Buckup, L., Pérez-Losada, M., Finley, M. & Crandall, K.A. (2012) Three new species of *Aegla* (Anomura) freshwater crabs from the Upper Uruguay River hydrographic basin in Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 32(4), 529-540.
- Santos, S., Jara, C.G., Bartholomei-Santos, M.L., Pérez-Losada, M. & Crandall, K.A. (2013) New species and records of the genus *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Anomura, Aeglidae) from the West-Central region of Rio Grande do Sul, Brazil. *Nauplius*, 21(2): 211-223.
- Santos, S., Bond-Buckup, G., Buckup, L., Loureiro, T.G., Gonçalves, A.S., Verdi, A., Scarabino, F. & Clavijo, C. (2014) The Aeglidae of Uruguay (Decapoda, Anomura) with the description of a new species of *Aegla*. In: Advances in freshwater decapod systematics and biology (Yeo, D.J.; Cumberlidge, N.; Klaus, S.; Eds.). *Crustaceana Monographs*, v. 19, p. 195-205.
- Sappington, J.M., Longshore, K.M. & Thompson, D.B. (2007) Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*, 71(5): 1419-1426.
- Shurin, J.B., Cottenie, K. & Hillebrand, H. (2009) Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159: 151-159.
- Spalletti, L.A. & Franzese, J. (1996) Mesozoic palaeogeography of southern South America. *Third International Symposium on Andean Geodynamics (ISAG)*, 497-500.
- Strecker, A.L., Casselman, J.M., Fortin, M.J., Jackson, D.A., Ridgway, M.S., Abrams, P.A. and Shuter, B.J. (2011) A multi-scale comparison of trait linkages to environmental and spatial variables in fish communities across a large freshwater lake. *Oecologia*, 166: 819-831.

- Swanson, F.J., Kratz, T.K. Caine, N. & Woodmansee, R.G. (1988) Landform effects on ecosystem pattern and processes. *Bioscience*, Vol. 38, N° 2, 92-98.
- Tokeshi, M. & Arakaki, S. (2012) Habitat complexity in aquatic systems: fractal and beyond. *Hydrobiology*, 685: 27-47.
- Vinson, M.R. & Hawkins, C.P. (1998) Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43: 271-293.
- Vanschoenwinkel, B., Seaman, M. & Brendonck, L. (2010) Hatching phenology, life history and egg bank size of fairy shrimp *Branchiopodopsis* spp. (Branchiopoda, Crustacea) in relation to the ephemerality of their rock pool habitat. *Aquatic Ecology*, 44(4): 771-780.
- Vinson, M.R. & Hawkins, C.P. (2003) Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography*, 26: 751-767.
- Wright, D.H., Patterson, B.D., Mikkelsen, G.M., Cutler, A. & Atmar, W. (1998) A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, 113:1-20.
- Xu, J., Pérez-Losada, M., Jara, C.G. & Crandall, K.A. (2009) Pleistocene glaciation leaves deep signature on the freshwater crab *Aegla alacalufi* in Chilean Patagonia. *Molecular Ecology*, 18: 904-918.
- Zattara, E.E. & Premoli, A.C. (2005) Genetic structuring in Andean landlocked populations of *Galaxias maculatus*: effects of biogeographic history. *Journal of Biogeography*, 32: 5-14.
- Zemlak, T.S., Habit, E.M., Walde, S.J., Battini, M.A., Adams, E.D.M. & Ruzzante, D.E. (2008) Across the southern Andes on fin: glacial refugia, drainage reversals and a secondary contact zone revealed by the phylogeographical signal of *Galaxia platei* in Patagonia. *Molecular Ecology*, 17: 5049-5061.

CAPÍTULO 3 – Estimativa temporal de cobertura da terra e relação com a ocorrência de espécies de crustáceos de água doce

Alberto Senra Gonçalves^{a,*}, Tatiana Mora Kuplich^b, Sandro Santos^a

^a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Department of Biology, Animal Biodiversity Graduate Program, Laboratory of Carcinology, Roraima Avenue, 1000, 97105-900, Santa Maria, RS, Brazil. Phone number: (55) [55] 3226-8465/27. *Email Corresponding author: alberto.senra@gmail.com

^b Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais (CRS). Caixa Postal 5021, 97105-970 - Santa Maria, RS – Brasil

Resumo

Ecosistemas aquáticos são intimamente ligados aos terrestres, onde efeitos vindos do ambiente terrestres podem ser sentidos nos rios e lagos. Essa relação pode afetar questões como heterogeneidade e conectividade para organismos aquáticos, podendo comprometer as populações. A cobertura do solo pode ter reflexos importantes no contexto de conservação de ecossistemas aquáticos. Este estudo teve como objetivo analisar a cobertura da terra nas áreas de registros de espécies ameaçadas de extinção do gênero *Aegla* em períodos distintos e comparar as classes de cobertura da terra. Usando imagens de satélite Landsat 5 e dados de ocorrência de 14 espécies, analisou-se temporal e espacialmente a cobertura do solo destes registros. O Teste t mostrou diferença na cobertura do solo para oito espécies. Houve mudança da composição da cobertura do solo em todas as categorias. Essas mudanças envolveram aumento de área de lavouras e áreas urbanas. As áreas a jusante demonstraram-se mais impactadas do que áreas a montante, a partir dos pontos de registros. Porém, as áreas a montante apresentaram tendências a perda de áreas nativas. Áreas importantes para conservação de eglídeos, como regiões de nascentes, parecem estar sobre forte pressão antrópica, principalmente pela agricultura e urbanização, comprometendo a conservação dos ecossistemas aquáticos, já depauperados.

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica terra-água é uma das relações mais intensas e frágeis entre dois ecossistemas. Hynes (1975) mencionava em estudos ecológicos a necessidade de manter conectado, por exemplo, um trecho de rio com seu vale adjacente. A mesma teoria se reforçou ao longo dos anos, acentuando a inferência de que os ecossistemas aquáticos, tanto lênticos como lóticos, são influenciados pelas adjacências terrestres em múltiplas escalas (Allan *et al.*, 1997; Fausch *et al.*, 2002; Schlosser, 1991; Townsend *et al.*, 2003). Analisando apenas do ponto de vista do ecossistema límnico, este caracteriza-se por um ecossistema de dinâmica intensa,

resistindo aos distúrbios continuamente (Moss, 2010), que resultam em consequências em toda sua estrutura, ainda mais por estar diretamente conectado com os ecossistemas terrestres adjacentes.

Considerando toda relação existente entre os ambientes terrestres e aquáticos continentais, podemos analisar as dinâmicas ecológicas no prisma da ecologia de paisagem. A rede de rios é ligada hierarquicamente, sendo os processos locais influenciados por processos regionais (Li *et al.*, 2012; Larsen *et al.*, 2009). Esse contexto coloca qualquer análise da paisagem ligadas a dois aspectos, a heterogeneidade e a conectividade (Allan, 1995). Para tanto, Turner *et al.* (2001) definem heterogeneidade da paisagem como a estruturação de diferentes elementos dentro de uma paisagem, como habitats diferentes ou diferentes coberturas de solo, e a conectividade é caracterizada pela continuidade espacial de um habitat ou tipo de cobertura de solo através de uma paisagem, respectivamente. Esses dois aspectos estão intimamente ligados à escala, o que conduz ao estudo de rios de baixa ordem, já que tais rios respondem mais rapidamente às suas adjacências (Allan, 2004). Aliada a isso, a percepção do ambiente por parte dos organismos ocorre localmente, o que remete a uma estreita relação desses organismos com a qualidade e complexidade do habitat no trecho de rio onde ele se encontra (Allan, 2004).

Vários aspectos da paisagem que geram heterogeneidade e permitem conectividade são considerados, quando estudamos a persistência de organismos em ecossistemas aquáticos (Eycott *et al.*, 2012). Por exemplo, o tipo de uso da terra como uma monocultura, pode homogeneizar ecossistemas, nesse caso fazendo com que espécies fiquem restritas a certas manchas adequadas, diminuindo a conectividade entre manchas adequadas (Prugh *et al.*, 2008) e, então, comprometendo as populações. Áreas urbanas, de agricultura ed pastagens, entre outros tipos de áreas, contribuem direta e indiretamente para esta homogeneização dos ecossistemas aquáticos de água doce. A estimativa da extensão das coberturas da terra vem sendo usada como ferramenta, para dimensionar o impacto causado por atividades antrópicas em rios por todo mundo, sendo uma medida direta do gradiente antropogênico da paisagem (Allan, 2004).

A adaptação das espécies às mudanças na paisagem pode ser lenta, comprometendo as populações. Poucas espécies teriam capacidade para, por exemplo, se deslocar em tempo hábil de uma mancha para outra, ainda mais através de uma matriz hostil (Gutierrez & Thomas, 2000; Travis, 2003; Pearson & Dawson, 2005). Este deslocamento pode envolver fatores ambientais como temperatura e oxigenação, no caso dos organismos de água doce. A matriz, igualmente, desempenha papel importante, podendo isolar populações e afetar a distribuição das espécies pelo bloqueio do início da movimentação, ou mesmo, na decisão de direção que determinado

indivíduo pode escolher, restringindo a dispersão (Bowler & Benton, 2005; Clobert *et al.*, 2009; Prugh *et al.*, 2008; Zollner & Lima, 1999; Revilla *et al.*, 2004). Assim, paisagens irão influenciar deslocamentos a montante ou a jusante, além daquelas direções naturalmente escolhidas pelos organismos por questões abióticas ou ligadas à natureza do seu hábitat. A caracterização e a disposição das manchas que a alteração na paisagem irá acarretar têm papel importante para a manutenção das espécies ao longo da paisagem.

Os deslocamentos ocorrem entre manchas de habitats adequados, e essas manchas podem ser ocupadas por espécies raras e comuns. Geralmente, as espécies comuns são aquelas que possuem grande resistência às alterações do habitat, ou são capazes de se deslocar rapidamente frente a uma mudança drástica no meio. As espécies raras podem ter dificuldades em ambas as estratégias (Edwardsen *et al.*, 2010; Palmer *et al.*, 2000; Tavernia & Reed, 2010), e a população de uma espécie com grande sensibilidade às mudanças nos fatores abióticos pode responder negativamente em determinado trecho de rio (Allan, 2004; Turner *et al.*, 2001). Dessa forma, a transformação de áreas naturais em áreas de agricultura ou urbanas, por exemplo, pode resultar em despejo de nutrientes e poluentes que certamente comprometerão os organismos em diferentes graus de impacto e em diferentes escalas (Booth & Jackson, 1997; Cooper, 1993; Genito *et al.*, 2002; Johnson *et al.*, 1997; Klauda *et al.*, 1998; Lenat, 1984; Lenat & Crawford, 1994; May *et al.*, 1997; Meador & Goldstein, 2003; Morley & Karr, 2002; Osborne & Wiley, 1988; Roth *et al.*, 1996; Richard *et al.*, 1996; Sponseller *et al.*, 2001; Strayer *et al.*, 2003; Tong & Chen, 2002; Usseglio-Polatera & Beisel, 2002; Wang *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 2001).

Entender a distribuição das espécies e a influência dos habitats no espaço e no tempo é essencial para podermos diagnosticar ou mesmo prevenir impactos sobre os ecossistemas e seus processos. Espécies sensíveis a impactos, caracterizando-se como indicadoras, além de poderem contribuir localmente para o manejo de áreas em pequenas escalas, também podem servir para este propósito em escalas maiores. Organismos como os caranguejos dulciaquícolas são candidatos a ocuparem este *status* de espécies indicadoras, principalmente aqueles estritamente de água doce (Cumberlidge *et al.*, 2009). Um grupo desses caranguejos de água doce tem altos índices de riqueza e endemismo como a família Aeglidae Dana 1852 (Collins *et al.*, 2011). Estes crustáceos são amplamente distribuídos por toda metade sul da América do Sul (Bond-Buckup & Buckup, 1994) e são classificados, atualmente, em 75 espécies e um único gênero, *Aegla* (Santos *et al.*, 2013, 2014). O nível de endemismo é significativo, com poucas espécies amplamente distribuídas, ocorrendo inclusive em diferentes bacias hidrográficas (Pérez-Losada *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2013). Uma característica importante para o grupo é que os eglídeos podem ser sensíveis às mudanças nas condições

físico-químicas da água. Para a espécie *Aegla longirostri*, por exemplo, concentrações de oxigênio e temperatura são variáveis importantes para os indivíduos se manterem (Dalosto e Santos, 2011).

O foco do nosso estudo envolveu uma avaliação da evolução da paisagem e seu possível efeito na área de distribuição de 14 espécies ameaçadas de extinção do gênero *Aegla*. Analisamos duas questões principais envolvendo (1) as coberturas da terra nas áreas de registros de cada espécie em períodos distintos e (2) a comparação das classes de cobertura da terra nas áreas de ocorrência das diferentes espécies. Nossas hipóteses envolvem (i) a diferença de coberturas da terra entre períodos distintos, onde áreas de registros mais antigos estariam melhores preservadas do que essas mesmas áreas em período recente; (ii) regiões mais a montante estariam mais preservadas do que regiões mais a jusante, permitindo às populações se manterem, mesmo sofrendo certo nível de isolamento e (iii) apesar das espécies estarem em localizações geográficas diferentes, as pressões sobre os habitats onde elas ocorrem seriam semelhantes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e registro de espécies

O presente estudo desenvolveu-se em quatro ecorregiões de águas continentais da América do Sul, onde se encontra grande riqueza de espécies de eglídeos (Santos *et al.*, 2012, 2013). Estas ecorregiões compreendem a Ecorregião do Alto Uruguai, Ecorregião do Baixo Uruguai, Ecorregião da Laguna dos Patos e Ecorregião Tramandaí-Mampituba (Figura 1). São registradas 30 espécies para a área de estudo, e foram utilizadas apenas 14 espécies (Tabela 1), definidas por estarem em algum grau de ameaça, segundo avaliação e critérios da IUCN/2013 (Tabela 1). Essas espécies são totalmente endêmicas da região de estudo, variando em tamanho da extensão de ocorrência. As espécies com menores áreas de distribuição são *Aegla georginae* e *Aegla ludwigi*, ambas com menos de 3 km² de área, e a espécie com maior área de distribuição é *Aegla ligulata*, com 5.697 km². Os registros de cada espécie foram obtidos nas três coleções científicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB-RS). Após obter as coordenadas geográficas dos pontos de coleta, ou fazer sua aproximação por descrição em livros tombos, definiu-se a área a ter sua cobertura da terra classificada.

2.2 Sensoriamento remoto

Os pontos de ocorrência de cada espécie definiram as micro-bacias de estudo. Estas micro-bacias foram manipuladas em imagens de satélite com técnicas de geoprocessamento.

As micro-bacias foram delineadas com a criação de arquivos vetoriais, que posteriormente serviram de limites para recortar as áreas ao redor dos pontos de ocorrência/registro das espécies.

A rede de rios foi obtida a partir de imagens ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer, a bordo do satellite Terra; Tabela 1) GDEM (Global Digital Elevation Model), com resolução de 15 metros, usando o método de Strahler (Strahler, 1957) para determinação de ordens. Todos os pontos de registros foram marcados exatamente nos rios onde se realizaram as observações e permitiram a identificação das micro-bacias onde ocorriam as espécies. Além das micro-bacias de registros, as micro-bacias adjacentes delimitaram a área dos rios associadas à distribuição de cada espécie. Após essa definição, acompanhando o traçado da calha do rio, confeccionou-se um buffer de 300 metros (modificado de Allan, 2004) em cada uma das margens. Esse buffer teve como finalidade delimitar a área com maior influência biológica direta para o ecossistema aquático em estudo, levando-se em consideração as coberturas da terra nessas áreas (Figura 1).

Posteriormente, imagens Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat 5 TM, foram obtidas no site do INPE (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>) e selecionadas para as datas mais distantes e próximas das épocas de registro das ocorrências (Tabela 1), de acordo com a disponibilidade de cenas sem cobertura de nuvens. Essas imagens, que não são necessariamente da mesma data para cenas contíguas, foram georeferenciadas usando como base imagens GeoCover, disponíveis em (<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid>). Foram georeferenciadas 52 imagens, que formaram bases para recorte usando os *buffers* anteriormente criados. Antes disso, as imagens foram visualizadas em composição colorida das bandas TM3 (região do vermelho do espectro eletromagnético), TM4 (infravermelho próximo) e TM5 (infravermelho médio), que realçam as coberturas da terra de interesse neste estudo, sobretudo a vegetação (Ponzoni *et al.* 2012).

De posse das imagens georeferenciadas e pela construção do mosaico (combinando-se cenas adjacentes), os *buffers* envolvendo os pontos de ocorrência foram recortados. Esses *buffers* ou recortes das imagens TM foram classificados através de algoritmo supervisionado, onde o usuário fornece amostras para “treinar” o classificador a distinguir as classes de interesse. Cinco tipos de coberturas da terra foram selecionados, com 10 amostras de treinamento fornecidas para cada classe: florestas – flo (nativas ou monoculturas de exóticas), campos – cam (pastagens ou campos naturais), zonas urbanas – urb, lavouras – lav (solo nu, lavouras irrigadas, lavouras *strictu senso*) e água – ag (açudes, banhados, lagos, lagoas, rios e

outros). Para os rios utilizaram-se ainda as siglas m (montante) e j (jusante) que indicam direção dentro do rio nos pontos de registros.

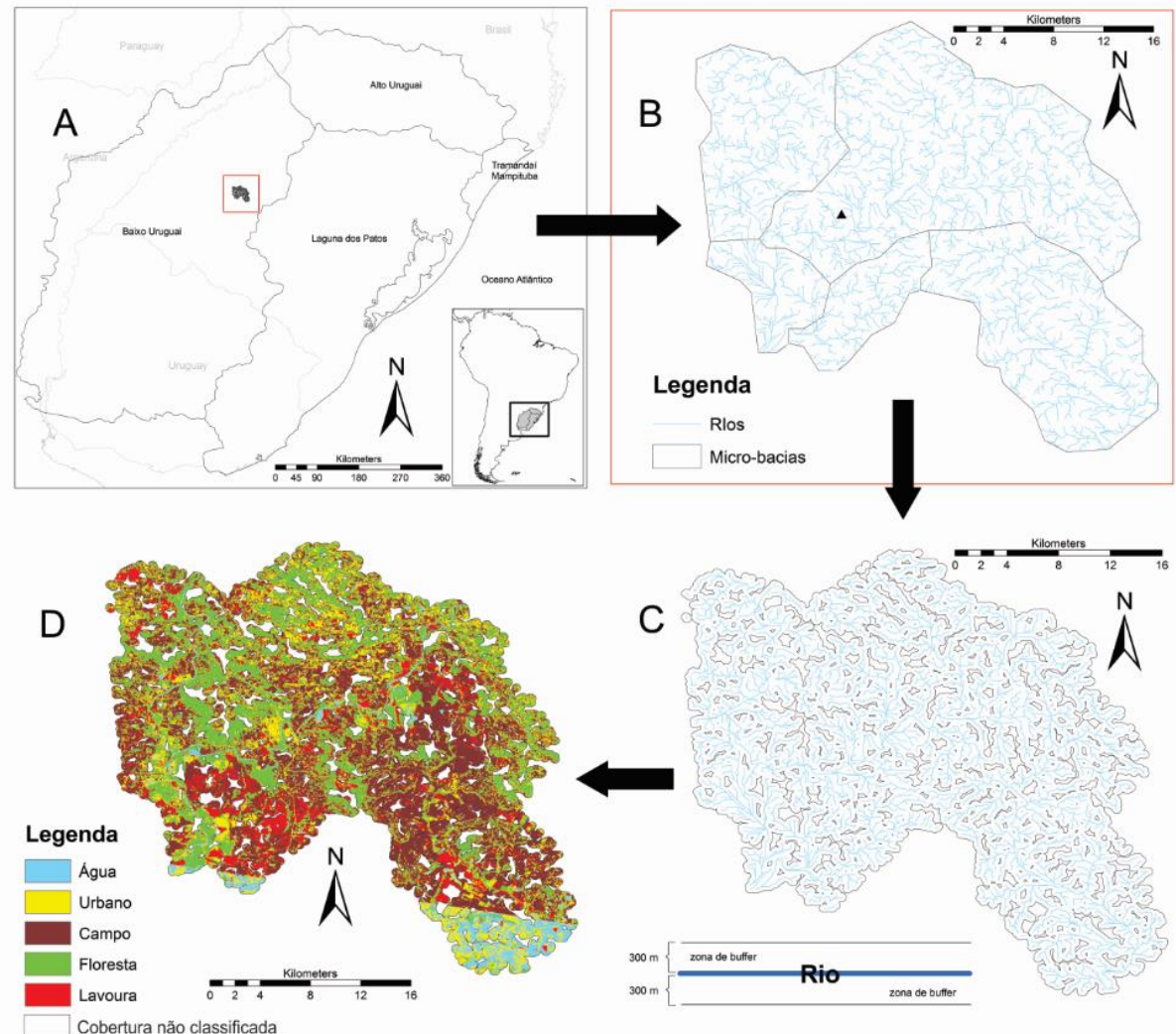


Figura 1 – Esquema de mapas demonstrando como foram realizados os passos para obtenção dos dados. Em A tem-se a definição das ecorregiões de água doce, delimitadoras da distribuição das espécies e as divisões políticas dos países. O mapa em B demonstra, a partir do ponto de registro, triângulo em preto, a delimitação das micro-bacias e a rede de rios que foram usadas para delimitar os buffers. Após a obtenção dos rios, os buffers são formados como no esquema do mapa em C. Enfim, após obter os buffers, partindo das imagens de satélite em D, um exemplo da classificação da cobertura do solo para a espécie *Aegla georginae*.

Tabela 1 – Lista das espécies utilizadas neste estudo, categoria de ameaça (IUCN), tamanho da área de distribuição e anos das imagens de satélite disponíveis em datas próximas aos registros de ocorrência. Valores entre parênteses mostram o número de registros de cada espécie.

Espécie	Categoria de ameaça da IUCN	Área de distribuição (km ²)	Mês/Ano das imagens	
			Antigo	Recente
<i>Aegla camargoi</i> Buckup and Rossi, 1977 (8)	EN B1 ab (iii,iv)	1520	01/1985 11/1985	02/2010 11/2011
<i>Aegla carinata</i> Bond-Buckup and Gonçalves, 2014 (2)	CR B1 ab (iii,iv)	230	04/2001	05/2011
<i>Aegla georginae</i> Santos <i>et al.</i> , 2013 (1)	CR B1 ab (iii,iv)	-	01/2009 04/2009	12/2010 05/2011
<i>Aegla inermis</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994 (5)	CR B1 ab (iii,iv)	1484	05/1984 07/1985 02/1984	08/2009 02/2010 10/2011
<i>Aegla leptodactyla</i> Buckup and Rossi, 1977 (9)	EN B1 ab (iii,iv)	3871	11/1985 01/1985	02/2010 10/2011
<i>Aegla ligulata</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994 (16)	EN B1 ab (iii,iv)	5697	05/1984 01/1985 02/1985	08/2009 02/2010 10/2011
<i>Aegla ludwigi</i> Santos <i>et al.</i> , 2013 (1)	CR B1 ab (iii,iv)	-	11/1985 01/2009	02/2010 05/2011
<i>Aegla manuinflata</i> Bond-Buckup and Santos, 2009 (4)	EN B1 ab (iii,iv)	2832	02/2007 05/2007	06/2009 03/2011
<i>Aegla oblata</i> Bond-Buckup and Santos, 2012 (6)	EN B1 ab (iii,iv)	253	04/2004 10/2004 08/2004	02/2010 10/2011
<i>Aegla obstipa</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994 (19)	EN B1 ab (iii,iv)	574	08/1988 02/1990	10/2009 10/2011
<i>Aegla plana</i> Buckup and Rossi, 1977 (20)	EN B1 ab (iii,iv)	3333	01/1985 02/1985 11/1985	02/2010 10/2011
<i>Aegla renana</i> Bond-Buckup and Santos, 2010 (3)	CR B1 ab (iii,iv)	138	01/1991	10/2011
<i>Aegla rossiana</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994 (16)	EN B1 ab (iii,iv)	888	05/1984 11/1985	02/2010 08/2009
<i>Aegla violacea</i> Bond-Buckup and Buckup, 1994 (9)	EN B1 ab (iii,iv)	343	10/1984	10/2011

Os números em parênteses na frente do nome das espécies na Tabela 2 indicará, nos resultados, as respectivas espécies nos gráficos das Figuras 3 e 4. Para análise da cobertura da terra a jusante e a montante, utilizaram-se 300 metros de rio a partir dos pontos de registros de cada espécie. As áreas caracterizadas como a montante foram aquelas que, a partir do ponto de registro, foram orientadas contra o fluxo do curso d'água. As áreas ditas a jusante foram aquelas que, partindo do ponto de registro, foram orientadas a favor do fluxo de correnteza. Todas as análises de geoprocessamento foram conduzidas utilizando-se o Software ArcGis versão 10.1 (ESRI).

2.3 Análises estatísticas

A extensão das diferentes classes ou coberturas da terra, em dois períodos distintos, foi comparada usando um Teste t pareado da proporção de classes de cobertura da terra antiga e recente. Para analisar a diferença de coberturas da terra a montante, a jusante e entre espécies, conduziu-se uma análise de redundância baseada em análise de componentes principais (PCA) para formar os eixos e, assim, ordenar as classes de cobertura da terra entre si e relacioná-las com as espécies. Todas as análises estatísticas foram realizadas no Ambiente R (R Environment Core Team, 2011).

3. RESULTADOS

Foram obtidos 119 registros para as 14 espécies (Tabela 1), variando a ocorrência das espécies de cinco micro-bacias para *A. georginae*, até 143 para *Aegla ligulata*. Houve sobreposição na área de ocorrência em oito espécies, *A. camargoi*, *A. leptodactyla*, *A. ligulata*, *A. inermis*, *A. oblata*, *A. plana*, *A. renana* e *A. rossiana* (Figura 2). A espécie *A. ligulata* teve sobreposição com outras seis espécies, compartilhando de 3 a 42 micro-bacias, com *A. camargoi* e *A. inermis*, respectivamente. As demais espécies não apresentaram sobreposição da distribuição com nenhuma outra (Figura 2).

3.1 Comparação de cobertura da terra antiga e recente

O teste t pareado mostrou haver diferenças na extensão das coberturas da terra presentes na área de ocorrência para oito espécies (Tabela 2). As espécies *A. camargoi* e *A. violacea* ocorrem em áreas onde houve aumento na extensão de áreas de lavouras. Já as espécies *A. leptodactyla* e *A. obstipa* estão em áreas onde houve menores extensões de lavoura (Tabela 2). Para as espécies *A. camargoi*, *A. leptodactyla*, *A. ligulata*, *A. oblata*, *A. obstipa* e *A. violacea* foi constatado um aumento na extensão de áreas urbanas nas suas áreas de distribuição. Comparando as áreas antigas com recentes, na distribuição das espécies *A. leptodactyla*, *A. obstipa* e *A. violacea* houve um aumento na extensão de floresta, com apenas *A. ligulata* perdendo áreas desta categoria. As espécies *A. ligulata* e *A. plana* tiveram aumento na extensão de área de campo em seus pontos de registro, enquanto *A. obstipa* e *A. violacea* perderam extensões da mesma categoria de cobertura do solo. A categoria de água teve aumento da extensão de área para espécies *A. plana* e *A. violacea* e perda de superfície em *A. renana* (Tabela 2).

Quando analisamos as mesmas categorias levando em consideração as orientações a montante e a jusante, vemos diferenças claras entre as categorias e entre as espécies. Além disso, a diferença também ocorre em relação à questão temporal, antigo e recente. No contexto

a montante entre antigo e recente vemos a diferenciação da extensão da cobertura da terra para todas as categorias, em diferentes proporções (Figura 3). Analisando cada uma das espécies, houve aumento da extensão de área a montante para pelo menos uma categoria em cada espécie, comparando antigo e recente (Figura 3).

3.2 Comparação da cobertura da terra a montante e a jusante

Analisando a área a montante dos registros, nos períodos antigos e recentes, as classes de floresta e campo perderam extensões de áreas, seguido do ganho de extensão de área nas classes de lavoura, urbano e água (Figura 3). Na orientação a jusante, ainda comparando antigo e recente, mais espécies perderam extensões de área de floresta (Figura 3). A cobertura do solo a montante ou a jusante foi diferente para a maioria das espécies (Figura 3) e, apesar dessas diferenças serem claras algumas espécies apresentaram padrões semelhantes quanto às classes de cobertura do solo. Por exemplo, para *A. camargoi* podemos observar que o aumento na extensão de área de lavoura foi acompanhado pelo aumento na extensão de área urbana e campo, ao mesmo tempo, que esta espécie perdeu extensões de área de floresta e água (Figura 3). Cabe destacar que outras espécies apresentaram aumento na extensão de áreas de floresta. As espécies *A. georginae*, *A. leptodactyla*, *A. obstipa* e *A. violacea*, que são espécies em extinção, a exceção de *A. georginae*, que é criticamente ameaçada (Tabela 1), mostram um aumento na extensão de área de floresta. Coincidentemente, houve diminuição na extensão da área de lavoura e urbana para as espécies *A. leptodactyla* e *A. obstipa*, enquanto *A. georginae* perdeu extensões de área urbana.

A análise desses padrões a jusante resultou em padrões semelhantes àqueles encontrados para as mesmas espécies a montante. Agora, observamos que a classe de floresta diminuiu de extensão para nove espécies. Essas mesmas espécies apresentaram ganho de extensões de área para lavoura e/ou urbano. Por exemplo, as espécies *A. inermis*, *A. ligulata*, *A. ludwigi*, *A. manuinflata*, *A. plana*, *A. renana* e *A. rossiana* perderam extensões de área de floresta, em contrapartida, aumentaram extensões de área de lavoura a jusante. Comparando com padrões a montante, vemos que um número maior de espécies, criticamente em perigo, perderam extensões de floresta (Figura 3). A comparação de períodos antigos quanto à cobertura do solo a montante ou a jusante mostrou padrões caracterizados principalmente pelo domínio de área de floresta a montante na maioria das espécies. A jusante observamos a presença frequente de coberturas como campo e áreas urbanas. Nas mesmas áreas recentemente vemos uma extensão menor de áreas de florestas a montante, sendo essas áreas substituídas por classes como campo, lavoura e área urbana. A composição das coberturas a jusante em períodos recentes foi caracterizada pelas classes de campo, água, urbano (Figura 2).

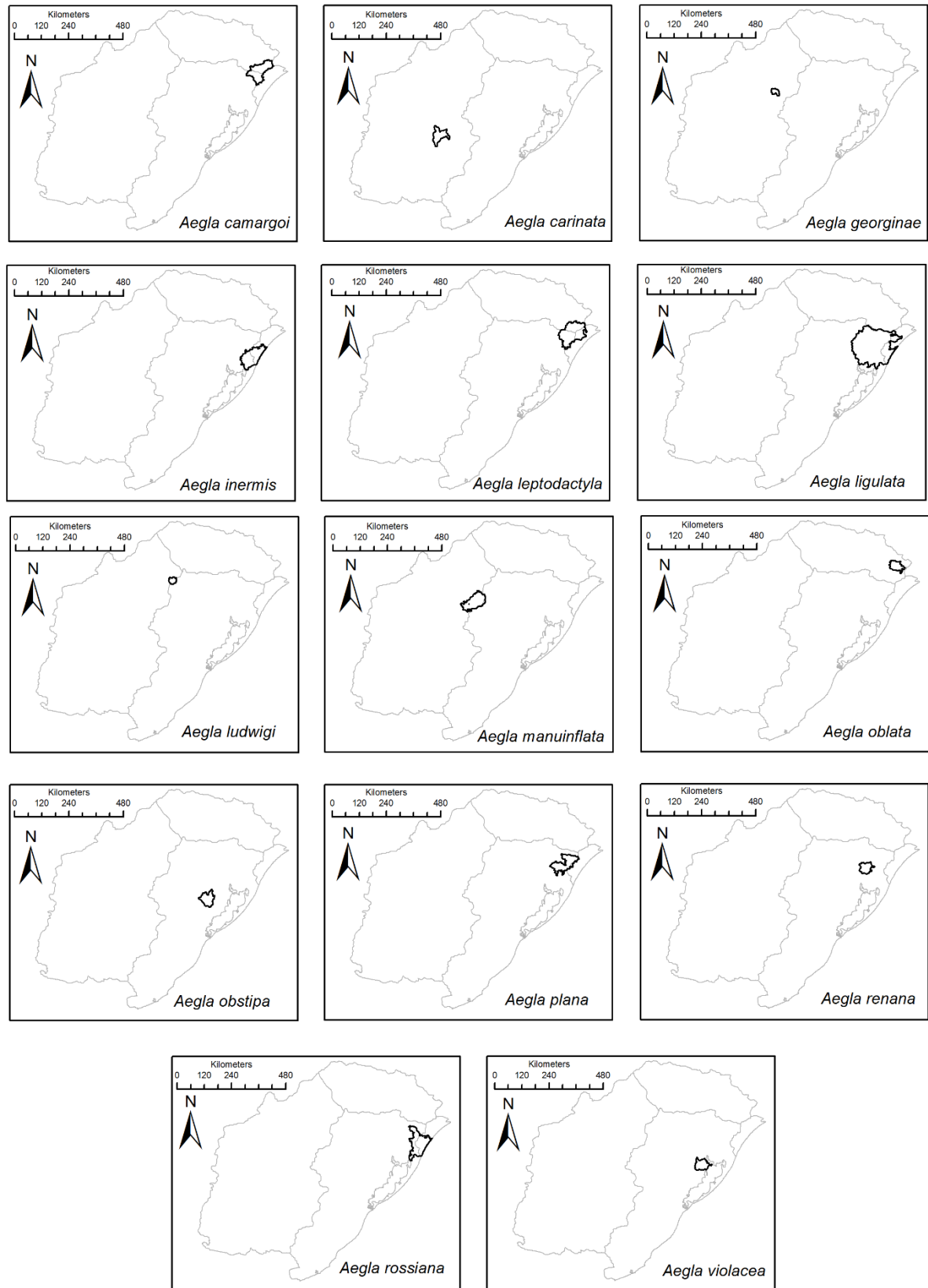


Figura 2 – Localização da área de estudo. Linhas cinzas delimitam as quatro ecorregiões de água doce de estudo. As linhas sólidas em preto compreendem as micro-bacias onde há registros de distribuição das 14 espécies de estudo.

3.3 Análise de redundância

Os dois primeiros eixos da análise de redundância explicaram 79,44% para períodos antigos e 83,57% para períodos recentes. Claramente, vemos um agrupamento dos mesmos tipos de cobertura da terra a montante ou a jusante nos dois períodos (Figura 4 A e B). Analisando apenas períodos antigos, vemos que, para algumas espécies, houve associação com determinada classe. A cobertura de lavoura e urbano, por exemplo, foi associada com *A.oblata*. A classe de água esteve ligada à *A. obstipa*, *A. plana* e *A. renana* (Figura 4A). Florestas foram características para *A. inermis* e *A. rossiana*, enquanto áreas de campo foram a cobertura mais extensa nas áreas de ocorrência de *A. camargoi* e *A. leptodactyla*. Em períodos mais recentes, *A.ludwigi* foi associada às lavouras e *A. inermis*, *A. obstipa* e *A. rossiana* foram associadas à florestas. Áreas urbanas foram frequentemente registradas para *A. plana* e *A. renana*, enquanto campo foram observadas as espécies *A. camargoi*, *A. leptodactyla*, *A. ligulata*, *A. carinata* e *A. georginae* (Figura 4B).

Tabela 2 – Comparação entre proporção de áreas das classes de cobertura do solo entre registros mais antigos e recentes de cada espécie através de um Teste t pareado. Em negrito, as comparações que mostraram diferenças significativas ($p < 0.05$).

Espécie	Floresta		Campo		Urbano		Lavoura		Água	
	t	p	t	p	t	p	t	p	t	p
(1) <i>Aegla camargoi</i>	$t_7 = -0,4996$	0,6327	$t_7 = -0,4396$	0,6735	$t_7 = \mathbf{2,4411}$	0,04469	$t_7 = \mathbf{-3,3566}$	0,01214	$t_7 = 1,9843$	0,08762
(2) <i>Aegla carinata</i>	$t_1 = 0,3538$	0,7835	$t_1 = 0,1084$	0,9312	$t_1 = -1,6667$	0,344	$t_1 = -1,2$	0,4423	$t_1 = -5$	0,1257
(3) <i>Aegla georginae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(4) <i>Aegla inermis</i>	$t_4 = 1,6248$	0,1795	$t_4 = 0,7545$	0,4925	$t_4 = -0,9091$	0,4147	$t_4 = -1,9631$	0,1211	$t_4 = -1,5917$	0,1867
(5) <i>Aegla leptodactyla</i>	$t_8 = \mathbf{-3,8275}$	0,005036	$t_8 = 0,4302$	0,6784	$t_8 = \mathbf{3,5019}$	0,008056	$t_8 = \mathbf{2,9405}$	0,01869	$t_8 = -1,543$	0,1614
(6) <i>Aegla ligulata</i>	$t_{15} = \mathbf{2,3242}$	0,03457	$t_{15} = \mathbf{-2,9506}$	0,009922	$t_{15} = \mathbf{3,547}$	0,002927	$t_{15} = \mathbf{-2,188}$	0,04491	$t_{15} = -1,9098$	0,07547
(7) <i>Aegla ludwigi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(8) <i>Aegla manuiflata</i>	$t_3 = 0,5791$	0,6031	$t_3 = 1,129$	0,341	$t_3 = 0,6829$	0,5437	$t_3 = -1,3786$	0,2618	$t_3 = -2,8465$	0,06529
(9) <i>Aegla oblata</i>	$t_5 = -0,2898$	0,7836	$t_5 = -2,0783$	0,09226	$t_5 = \mathbf{2,7817}$	0,03883	$t_5 = -0,647$	0,5462	$t_5 = -2,3351$	0,06678
(10) <i>Aegla obstipa</i>	$t_{18} = \mathbf{-3,3932}$	0,00324	$t_{18} = \mathbf{4,2044}$	0,0005329	$t_{18} = \mathbf{-2,1739}$	0,04329	$t_{18} = \mathbf{4,3784}$	0,0003624	$t_{18} = -1,7670$	0,09527
(11) <i>Aegla plana</i>	$t_{18} = 1,9157$	0,07058	$t_{18} = \mathbf{-2,2712}$	0,03495	$t_{18} = 2,0331$	0,05625	$t_{18} = -0,1648$	0,8708	$t_{18} = \mathbf{-3,0321}$	0,006857
(12) <i>Aegla renana</i>	$t_2 = 0,3585$	0,7543	$t_2 = -1,4523$	0,2836	$t_2 = 3,3043$	0,08066	$t_2 = -2,4876$	0,1307	$t_2 = \mathbf{7,8001}$	0,01604
(13) <i>Aegla rossiana</i>	$t_{15} = 1,8526$	0,08372	$t_{15} = -0,5541$	0,5877	$t_{15} = -1,2764$	0,2212	$t_{15} = -1,2615$	0,2264	$t_{15} = 0,6455$	0,5284
(14) <i>Aegla violacea</i>	$t_8 = \mathbf{-4,7141}$	0,001514	$t_8 = \mathbf{8,0858}$	0,00004044	$t_8 = \mathbf{7,0899}$	0,000103	$t_8 = \mathbf{-4,4755}$	0,002068	$t_8 = \mathbf{-4,2339}$	0,002861

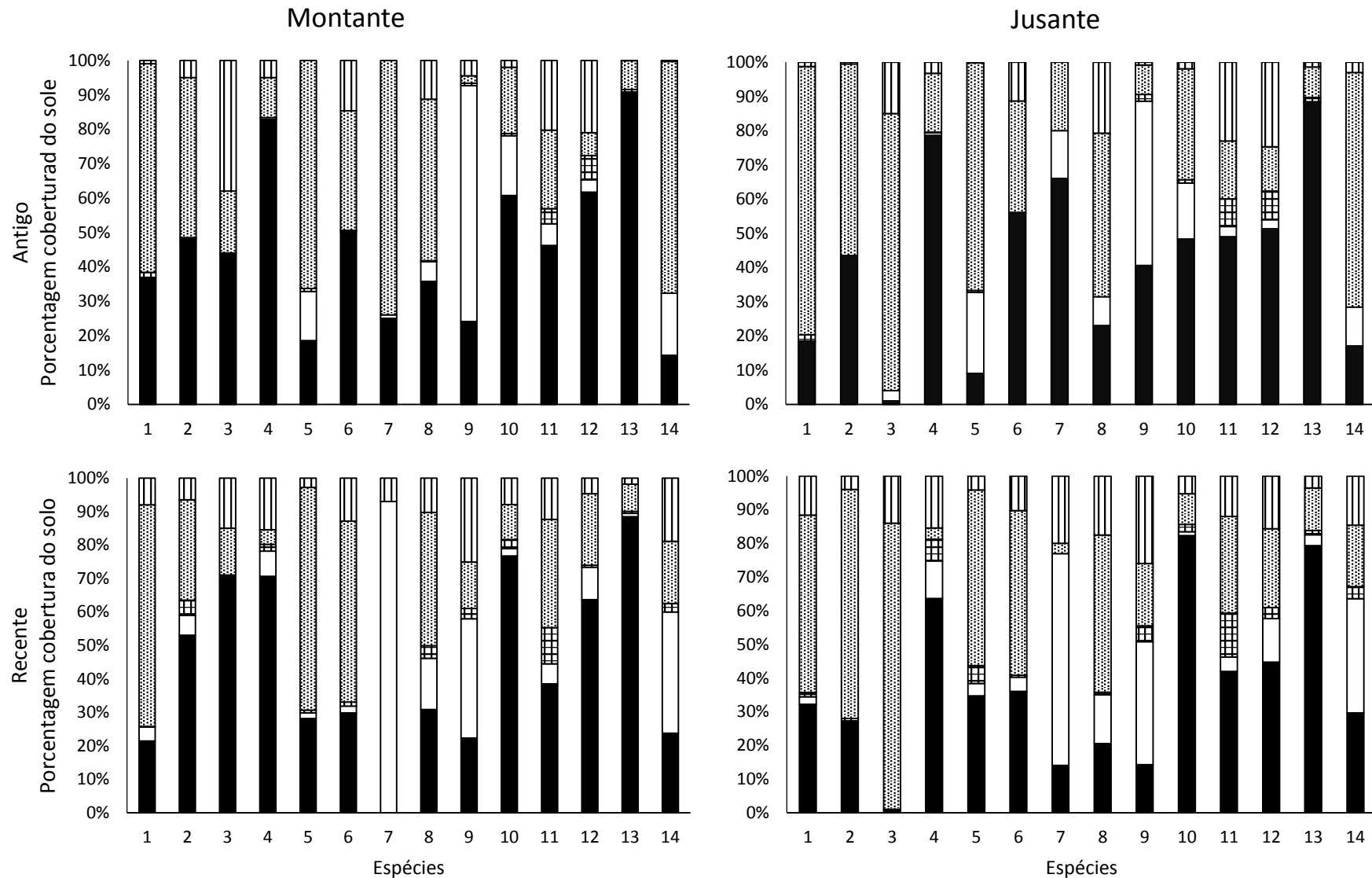


Figura 3 – Comparação da porcentagem das cinco classes a montante e a jusante de todos os pontos de ocorrências das 14 espécies estudadas nos períodos próximos aos primeiros registros (antigos) e mais recentes. Áreas de floresta (barras pretas), áreas de campo (barras pontilhadas), áreas urbanas (barras com linhas verticais), lavouras (barras sem preenchimento) e áreas de água (barras quadriculadas). Identificação das espécies vide Tabela 2.

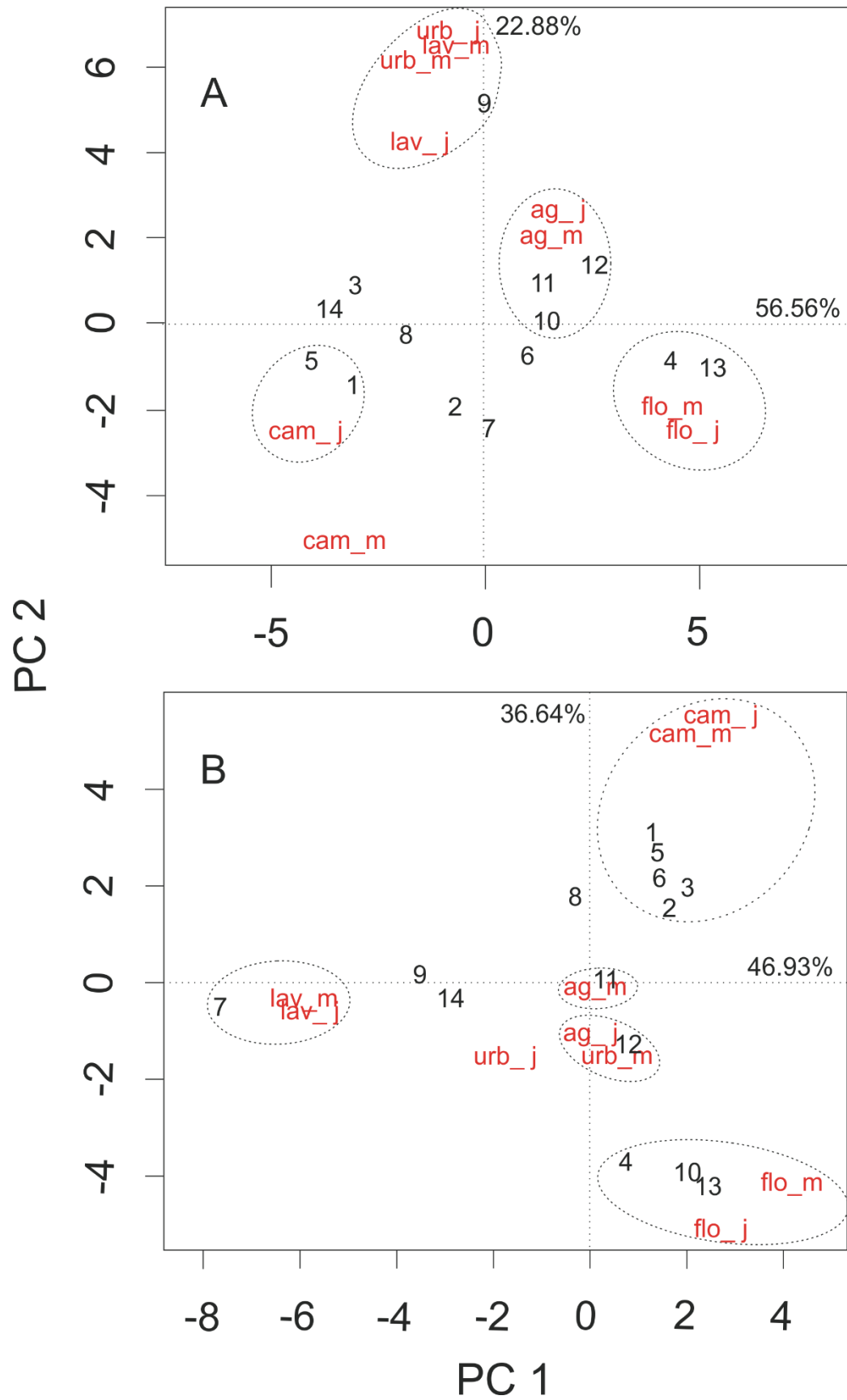


Figura 4 – Análise de redundância ordenando as espécies em grupos de acordo com o tipo de cobertura do solo a montante e a jusante. Em A classes de cobertura do solo para os primeiros registros de cada espécie (antigos) e em B classes de cobertura do solo mais novos (recente). Identificação das espécies vide Tabela 2.

4. DISCUSSÃO

Nossas hipóteses envolviam três itens, (i) áreas de registros mais antigos estariam mais preservadas do que essas mesmas áreas recentemente; (ii) regiões mais a montante estariam mais preservadas do que regiões mais a jusante e (iii) as espécies apresentariam pressões sobre os habitats semelhantes. Foram constatadas diferenças entre períodos antigo e recente para todas as classes de solo, ocorrendo também diferenças significativas tanto para espécies com distribuição mais restrita, quanto para àquelas com maior distribuição.

4.1 Comparação da cobertura da terra antiga e recente

A primeira hipótese, que contemplava a diferença entre registros antigos e recentes, confirmaram-se para oito das quatorze espécies estudadas. As classes de lavoura e urbano tiveram, respectivamente, mudanças em cinco e seis espécies (Tabela 2). Coincidentemente são as espécies com maior amplitude temporal entre os registros, à exceção de *Aegla oblata*, onde foi observado mudança na extensão para classe de área urbana. A região da Bacia do Plata e suas imediações são áreas caracterizadas por uma matriz agroindustrial, onde a atividade agrícola é presente e intensa em toda sua extensão (Viglizzo & Frank, 2006), podendo justificar o aumento na extensão da área de lavoura para *A. camargoi* e *A. violacea*, ou mesmo com a diminuição na extensão desta classe para *A. leptodactyla* e *A. obstipa* (Figura 2). Nossos resultados se tornam interessantes quando observamos que as extensões de áreas urbanas tiveram um aumento significativo para seis espécies (Tabela 2). Isso seria esperado pelo fato de todas as espécies estarem na região mais populosa da área de estudo. Entretanto, as diferentes espécies de eglídeos são frequentemente encontradas em áreas de nascentes, passando por rios de segunda, terceira, quarta até quinta ordem e, ocasionalmente, em menores densidades são encontradas em cursos d'água de maiores ordens. Ambientes de baixa ordem na área de estudo são caracterizados por grande declividade do terreno, característica associada com modelos de cobertura do solo em pequenas escalas (Walsh *et al.*, 2003), sendo um indicativo de menor atividade antrópica. Então o aumento da extensão de área urbana para essas espécies indica uma forte pressão dessas áreas mesmo em locais com condições de urbanização mais complexas, podendo comprometer não somente a conectividade entre as populações, como toda paisagem ao entorno delas.

Ao mesmo tempo que observamos um aumento na extensão das áreas de lavoura e urbana para algumas espécies, presenciamos o aumento da extensão de áreas florestais para outras (Tabela 2). As espécies *A. violacea* e *A. obstipa* apresentaram um aumento na área de floresta, ressaltando que esse aumento pode ser, uma vez que não discriminamos tipos

florestais, resultado de acréscimo nas áreas de silvicultura. Áreas de silvicultura podem trazer efeitos tão negativos para as espécies quanto à ocorrência de áreas de lavoura ou urbana. Jackson *et al.* (2001), Malmqvist & Rundle (2002) e Dudgeon *et al.* (2006) apontam como efeito direto desse tipo de atividade a mudança no fluxo de água, que somado à perda de proteção do solo nas margens, pode elevar a deposição de sedimentos finos na água. A outra espécie que apresentou aumento na extensão da área de floresta foi *A. leptodactyla*, que ocorre em áreas de altitude com vegetação de matas com araucária. Há duas alternativas para explicar o aumento da extensão da área de floresta para essa espécie. Primeiro, a mesma questão levantada para *A. violacea* e *A. obstipa*, quanto à presença de silvicultura na área. A outra hipótese é que na região de ocorrência de *A. leptodactyla* existe uma extensa rede de áreas protegidas, que, associadas aos registros da espécie que remontam há 26 anos no passado, levam a crer que o aumento na extensão das áreas de floresta para essa espécie, e possivelmente outras espécies, está ligado à recuperação de áreas dentro de unidades de conservação. Por exemplo, os Parques Nacionais dos Aparados da Serra e da Serra Geral foram criados, respectivamente, em 1959 e 1992. Após os processos de criação dessas áreas protegidas pôde-se observar o aumento de áreas naturais, no caso florestas. A única espécie com perda de extensão na área de floresta foi *A. ligulata*, provavelmente essa perda ocorreu devido à presença de populações em áreas muito urbanizadas e/ou com agricultura intensa, fato comprovado pelo aumento na extensão de área urbana e de lavoura (Tabela 2).

As espécies *A. ligulata* e *A. plana*, apresentaram um acréscimo na extensão de área de campo e, por também apresentarem registros em áreas naturais desta fitofisionomia, isso pode ser um indicativo de que ambas as espécies podem estar recuperando parte de habitats importantes. Por outro lado, *A. obstipa* e *A. violacea*, características de áreas abertas, ou de matas de galerias, sofreram perdas consideráveis de extensões de campo, muito devido à silvicultura e à cultura do arroz irrigado.

Uma classe muito variável, e com pouca contribuição para analisar a distribuição no contexto de paisagem, foi a água. As espécies afetadas, com aumento na extensão da área de água, foram *A. plana* e *A. violacea*, e com perda foi *A. renana*. Para ambos os casos, de ganho e perda, é muito relativo tentarmos explicar algo a respeito, primeiro porque a espécie é basicamente de ambiente lótico, e muito dessas mudanças na classe de água envolve a presença de ambientes lênticos como açudes ou banhados. Aliado a isso, as imagens podem contemplar um período onde tivemos chuvas, maximizando a ocorrência de áreas alagáveis. No caso de *A. plana* e *A. renana*, ambas as espécies ocorrem em regiões com relevo dissecado, área

particularmente associada à criação de reservatórios para geração de energia, tornando-se uma alternativa de extremo impacto para as espécies.

É difícil estimar o quanto essas mudanças na paisagem adjacente a corpos d'água afetam as populações em rios. A permeabilidade da matriz, ou mesmo a movimentação entre manchas com diferentes níveis de adequabilidade, são importantes informações para os organismos se deslocarem na paisagem. Em ecossistemas aquáticos é difícil definir o que seria uma paisagem fragmentada, ainda mais, se essa paisagem é fragmentada naturalmente ou por processos antrópicos. Porém, o nível de isolamento e a dinâmica de cobertura do solo podem afetar a distribuição das espécies, assim como contribuir para a inibição desses organismos quanto ao início e à direção de movimentação, afetando consideravelmente o sucesso de dispersão (Prugh *et al.*, 2008; Revilla *et al.*, 2004; Zollner & Lima, 1999). Por esse motivo, movimentações dos animais a montante ou a jusante podem se tornar difíceis devido às mudanças na cobertura do solo.

Uma vez que a mudança da cobertura do solo junto as áreas de rios resulta em uma homogeneização dos habitats, isso afeta, consideravelmente, o deslocamento das espécies por todo um trecho alterado. Não somente por isso, essa alteração pode envolver a homogeneização de um habitat que não seria o adequado para as espécies, por exemplo, as espécies de eglídeos não são comumente encontradas em áreas com substrato arenoso (Buckup & Bond-Buckup, 1994). Esse fato poderia comprometer as populações em eventos de recrutamento, reprodução, forrageamento, resiliência, movimentação, entre outros. O que vemos em nossos dados é que as áreas onde as populações foram encontradas, estão rodeadas de uma matriz agrícola, e essa atividade contribui para o despejo de sedimentos na água através da erosão, impactando o ecossistema aquático de maneira ampla. Além disso, a homogeneização dos habitats, pode alterar as condições físico-químicas da água, refletindo diretamente na capacidade de as populações responderem às alterações do meio.

Em consequência da modificação dos habitats, quando analisamos conectividade entre os habitats remanescentes, percebemos que as condições são mais preocupantes quando analisamos a heterogeneidade dos habitats de maneira geral. Detendo-se ao aspecto da paisagem, as populações estão isoladas em uma matriz severamente alterada. Em muitos registros a montante ainda são observados habitats mais preservados, porém, à medida que vamos em direção a jusante, percebemos alterações consideráveis ao longo dos rios. Essas alterações implicam diretamente na diminuição da conectividade entre as populações, e essas populações não podendo se reestruturarem novamente, pela migração de outras populações, elas podem ser levadas à extinção. E, como grande parte dos ecossistemas ligados a rios e lagos

está comprometida, podemos considerar também que as populações, sejam de crustáceos ou de outros grupos e que também estejam sofrendo grandes ameaças às dinâmicas de suas populações.

4.2 Comparação da cobertura da terra a montante e a jusante

Esta orientação a montante ou a jusante é resultado natural da formação dos rios, que uma vez forçados pelas áreas de captação a seguirem uma direção, terão todas suas relações locais reguladas às condições a montante do fluxo de água (Dudgeon *et al.*, 2006; Durance *et al.*, 2006). Áreas a montante apresentaram muito mais áreas florestadas do que a jusante (Figura 2). Isso pode estar relacionado a muitos dos registros terem sido realizados em rios de primeira ordem, caracterizados por áreas de nascentes e, segundo a Legislação Ambiental Brasileira, áreas de preservação permanente (Lei 12.651). Wipfli *et al.* (2007) em zonas ripárias de florestas temperadas reconheceram as consequências resultantes da alteração da paisagem em regiões a jusante, pela deposição de materiais provenientes da montante de rios. Nossos dados apontam para uma relativa preservação das áreas a montante das populações. Entretanto, a análise de redundância (Figura 3) mostrou que tanto para períodos antigos como para recentes, as classes se mantiveram semelhantes a montante e a jusante, reforçando a questão anteriormente discutida. Roth *et al.* (1996) relataram que áreas a montante, quando preservadas, apresentam alta riqueza de organismos, enquanto áreas a montante com grandes extensões de agricultura são menos ricas. Eglídeos são muito susceptíveis à mudança na temperatura e oxigenação (Dalosto & Santos, 2011), alterações nessas áreas a montante poderiam comprometer gravemente as populações. Esse efeito já foi registrado para crustáceos Decapoda, onde populações de crustáceos foram extintos de trechos de rios por ações antrópicas a montante (Yeo *et al.*, 2008).

4.3 Pressões sobre os habitats

Em nosso estudo, mesmo as áreas a montante tendo apresentado condições de habitat melhores que as áreas a jusante, a análise de redundância mostrou semelhanças na estrutura e extensão destas áreas (Figura 3). Esse padrão é um indicativo que apesar das áreas a montante ainda estarem em condições relativamente naturais, as pressões sobre elas estão avançando, podendo comprometer nascentes e, conseqüentemente, toda estrutura aquática relacionada a essas regiões de nascentes. Roth *et al.* (1996) mostraram que uma vez que áreas a montante estivessem dominadas por áreas de agriculturas, índices ligados à composição das comunidades diminuiriam consideravelmente quando comparados àqueles onde a vegetação nativa foi mantida. Organismos sensíveis às mudanças das condições abióticas da água podem sofrer

impactos consideráveis em suas populações, refletindo em todo o equilíbrio do ecossistema em questão. Por exemplo, os eglídeos são espécies sensíveis às mudanças abruptas do meio, variáveis abióticas, como temperatura e oxigênio, são aspectos determinantes na presença desses organismos em seus ecossistemas. A mudança direta ou indireta de tais variáveis podem afetar as populações de modo a extinguir localmente populações ou até mesmo espécies. Em ecossistemas de água doce de regiões subtropicais já são relatados os impactos da agricultura e de áreas urbanas nas variáveis abióticas da água (Daga *et al.*, 2012; Salvarrey *et al.*, 2014). Em termos de paisagem, isso pode ter magnitudes muito maiores, uma vez que estamos em uma matriz de agricultura intensa, os rios podem ser altamente impactados por essas fontes, e vários estudos já relatam a presença ou o impacto de pesticidas e seus metabólitos em cursos d'água na região de estudo (Baumart & Santos, 2011; Golombieski *et al.*, 2008; Marchesan *et al.*, 2003; Reimche *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2009; Zanella *et al.*, 2002). Podemos observar, portanto, que mesmo estando em pontos geográficos distantes, as diferentes espécies compartilham fontes de impactos, onde em certas regiões são urbanas e em outras, na maioria, ligadas à agricultura.

5. CONCLUSÃO

As espécies de crustáceos estudadas trouxeram informações importantes sobre a condição e dinâmica dos ecossistemas aquáticos onde se encontram. Mesmo passando anos entre registros de algumas espécies, podemos notar que os riscos para elas são realmente preocupantes. Nosso estudo fornece subsídios para comprovarmos que mesmo em áreas de nascentes, protegidas permanentemente pela legislação, temos elevados riscos às condições de qualidade da água para populações naturais e humanas. A expansão de áreas de agricultura e urbana sobre os ecossistemas naturais chega a níveis preocupantes, e somente a proteção em unidades de conservação integrais não será suficiente para mantermos padrões aceitáveis de qualidade dos recursos hídricos e da biodiversidade aquática.

6. AGRADECIMENTOS

Ao INPE pelo acesso à biblioteca de Imagens do Satélite Landsat 5. Agradecemos à Luiz Ubiratan Hepp, Hilda Alice de Oliveira Gastal, Regina Maria de Fraga Alberto e Paula Beatriz de Araujo pela disponibilidade dos materiais de crustáceos presentes em coleções sobre seus cuidados. À Georgina Bond-Buckup pela confirmação dos espécimes. À CAPES à ASG e ao CNPQ pela Bolsa de Produtividade de SS. À Alexandre Palaoro pela colaboração na análise de dados.

7. REFERÊNCIAS

- ALLAN, J.D. (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Dordrecht, Neth.: Kluwer. 388 pp.
- ALLAN, J.D., ERICKSON, D.L., FAY, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*. 37: 149-161.
- ALLAN, J.D. (2004). Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystem. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic*. 35: 257-284.
- BAUMART, J.S. & SANTOS, S. (2010). The Impact of Herbicides on Benthic Organisms in Flooded Rice Fields in Southern Brazil. In: Kortekamp, A. (Ed). *Herbicides and Environmental*. 1st ed.: InTech, 2010. (pp 369-382).
- BAZZAZ, F.A. (1975). Plant species diversity in old-field successional ecosystem in southern Illinois. *Ecology*. Vol. 56, n° 2, 485-488.
- BOND-BUCKUP, G. & BUCKUP, L. (1994). A família Aeglidae (Crustacea, Decapoda, Anomura). *Arquivos de zoologia*. 32: 159-346.
- BOOTH, D.B. & JACKSON, C.R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of American Water Resource Assoc.*33: 311–323.
- BOWLER, D.E. & BENTON, T.G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*. 80: 205–225.
- BRASIL. Lei Federal n.º 12.651 de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Acesso em 13/02/2015. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm.
- CLOBERT, J., LE, GALLIARD, J-F., COTE, J., MEYLAN, S., MASSOT, M. (2009). Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations. *Ecological Letters*. 12: 197–209.
- COOPER, C.M. (1993). Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems – a review. *Journal of Environment Quality*. 22: 402–408.
- COLLINS, P.A., GIRI, F., WILLINER, V. (2011). Biogeography of the Freshwater Decapods in the La Plata Basin, South America. *Journal of Crustacean Biology*. 31: 179-191.
- CUMBERLIDGE, N., NG, P.K.L., YEO, D.C.J., MAGALHÃES, C., CAMPOS, M.R., ALVAREZ, F., NARUSE, TOHRU, DANIELS, S.R., ESSER, L.J., ATTIPE, F.Y.K., CLOTILDE-BA, F-L., DARWALL, W., MCIVOR, A., BAILLIE, E.M., COLLEN, B.,

- RAM, M. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*. 141: 1665-1673.
- DAGA, V.S., GUBIANI, E.A., CUNICO, A.M., BAUMGARTNER, G. (2012). Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 10(3): 643 – 652.
- DALOSTO, M. & SANTOS, S. (2011). Differences in oxygen consumption and diel activity as adaptations related to microhabitat in neotropical freshwater decapods (Crustacea). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*. 160: 461-466.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z-I., KNOWLER, D.J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR-RICHARD, A-H., SOTO, D., STIASSNY, M.L.J., SULLIVAN, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review*. 81: 163 – 182.
- DURANCE, I., LEPICHON, C., ORMEROD, S.J. (2006). Recognizing the importance of scale in the ecology and management of riverine fish. *River Research and Application*. 22(10): 1143 – 1152.
- EDVARDBSEN, A., HALVORSEN, R., NORDERHAUG, A., PEDERSEN, O., RYDGREN, K. (2010). Habitat specific of patches in modern agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. 25: 1071-1083.
- EYCOTT, A.E., STEWART, G.B., BUYUNG-ALI, L.M., BOWLER, D.E., WATTS, K., PULLIN, A.S. (2012). A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology*. 27(9): 1263-1278.
- FAUSCH, K.D., TORGERSEN, C.E., BAXTER, C.V., LI, H.W. (2002). Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*52:483–98.
- GENITO, D., GBUREK, W.J., SHARPLEY, A.N. (2002). Response of stream macro invertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology*. 17: 109–119.
- GOLOMBIESKI, J.I., MARCHESAN, E., BAUMART, J.S., REIMCHE, G.B., RESGALLA, C.JR., STORCK, L., SANTOS, S. (2008). Cladocers, Copepods and Rotifers in rice-fish culture handled with metsulfuron-methyl and azimsulfuron herbicides and carbofuran insecticide. *Ciência Rural*, 38(8): 2097-2102.
- GUTIERREZ, D. & THOMAS, C.D. (2000). Marginal range expansion in a host-limited butterfly species *Gonepteryx rhamni*. *Ecological Entomology*. 25:165–170.

- HYNES, H.B.N. (1975) The stream and Its valley. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 19: 1-15.
- IUCN (2012). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1 Second edition. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 1-30 pp.
- JACKSON, R.B., CARPENTER, S.R., DAHM, C.N., MCKNIGHT, D.M., NAIMAN, R.J., POSTEL, S.L., RUNNING, S.T. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications*. 11(4), 1027-1045.
- JOHNSON, L.B., RICHARDS, C., HOST, G.E., ARTHUR, J.W. (1997). Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*. 37: 193–208.
- KLAUDA, R., KAZYAK, P., STRANKO, S., SOUTHERLAND, M.T., ROTH, N.E., CHAILLOU, J. (1998). Maryland biological stream survey: a state agency pro-gram to assess the impact on anthropogenic stress on stream habitat quality and biota. *Environment Monitoring and Assessment*. 51:299–316.
- LARSEN, S., VAUGHAN, I.P., ORMEROD, S.J. (2009). Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshwater Biology* 54(1): 203–219.
- LENAT, D.R. (1984). Agriculture and stream water-quality – a biological evaluation of erosion control practices. *Environment Management*. 8: 333–343.
- LENAT, D.R. & CRAWFORD, J.K. (1994). Effects of land-use on water-quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294:185–199.
- LI, F., CHUNG, N., BAE, M.J., KWON, Y.S., PARK, Y.S. (2012). Relationships between stream macroinvertebrates and environmental variables at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*. 57(10): 2107–2124.
- MALMQVIST, B. & RUNDLE, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. 29(2): 134-153.
- MARCHESAN, E., ZANELLA, R., AVILA, L.A. DE, CAMARGO, E.R., MACHADO, S.L. DE O., MACEDO, V.R.M. (2003). Rice herbicide monitoring in two brazilian rivers during the rice growing season. *Scientia Agricola*, 64 (2): 131-137.
- MAY, C.W., HORNER, R.R., KARR, J.R., MAT, B.W., WELCH, E.B. (1997). Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Prot. Tech.* 2:485–94.
- MEADOR, M.R. & GOLDSTEIN, R.M. (2003). Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physic-chemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*. 31: 504–517.

- MORLEY, S.A. & KARR, J.R. (2002). Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*. 16:1498 – 509.
- MOSS, B. (2010). *Ecology of Freshwaters – A view for the twenty-first century*. Wiley-Blackwell. 4th ed. West Sussex, UK. 470 pages.
- OSBORNE, L.L. & WILEY, M.J. (1988). Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environment Management*. 26: 9–27.
- PALMER, M.A., SWAN, C.M., NELSON, K., SILVER, P., ALVESTAD, R. (2000). Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology*. 15: 563-576.
- PEARSON, R.G. & DAWSON, T.P. (2005). Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation*. 123: 389–401.
- PÉREZ-LOSADA, M., BOND-BUCKUP, G., JARA, C.G., CRANDALL, K.A. (2004). Molecular Systematic and Biogeography of the Southern South America Freshwater “Crabs” *Aegla* (Decapoda: Anomura: Aegliidae) Using Multiple Heuristic Tree Search Approaches. *Systematic Biology*. 53(5): 767-780.
- PONZONI, F.J., SHIMABUKURO, Y.E., KUPLICH, T.M. (2012) *Sensoriamento Remoto da Vegetação*. São José dos Campos, SP: Oficina de Textos. 176 páginas.
- PRUGH, L.R., HODGES, K.E., SINCLAIR, A.R.E., BRASHARES, J.S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 105, nº 52, 20770-20775.
- R Development Core Team (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- REIMCHE, G.B., MACHADO, S.L. DE O., GOLOMBIESKI, J.I., BAUMART, J.S., BRAUN, N., MARCHESAN, E., ZANELLA, R. (2008). Persistência na água e influência de herbicidas utilizados na lavoura arrozeira sobre a comunidade zooplanctônica de Cladocera, Copepoda e Rotifera. *Ciência Rural*, 38(1): 7-13.
- REVILLA, E., WIEGAND, T., PALOMARES, F., FERRERAS, P., DELIBES, M. (2004). Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *American Naturalist*. 164: 130–153.
- RICHARDS, C., JOHNSON, L.B., HOST, G.E. (1996). Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 53: 295–311.

- ROTH, N.E., ALLAN, J.D., ERICKSON, D.L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*. 11: 141–156.
- SALVARREY, A.V.B., KOTZIAN, C.B., SPIES, M.R., BRAUN, B. (2014). The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science*. Vol. 14, Article 13.
- SANTOS, S., BOND-BUCKUP, G., BUCKUP, L., PÉREZ-LOSADA, M., FINLEY, M., CRANDALL, K.A. (2012). Three new species of *Aegla* (Anomura) freshwater crabs from the Upper Uruguay River hydrographic basin in Brazil. *Journal of Crustacean Biology*. 32(4), 529-540.
- SANTOS, S., JARA, C.G., BARTHOLOMEI-SANTOS, M.L., PÉREZ-LOSADA, M., CRANDALL, K.A. (2013). New species and records of the genus *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Anomura, Aeglididae) from the West-Central region of Rio Grande do Sul, Brazil. *Nauplius*. 21(2): 211-223.
- SANTOS, S., BOND-BUCKUP, G., BUCKUP, L., LOUREIRO, T.G., GONÇALVES, A.S., VERDI, A., SCARABINO, F. & CLAVIJO, C. (2014). The Aeglididae of Uruguay (Decapoda, Anomura) with the description of a new species of *Aegla*. In: *Advances in freshwater decapod systematics and biology* (Yeo, D.J.; Cumberlidge, N.; Klaus, S.; Eds.). *Crustaceana Monographs*, v. 19, p. 195-205.
- SCHLOSSER, I.J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*41:704–12.
- SILVA, F.L. DA, PAULETO, G.M., TALAMONI, J. L. B., RUIZ, S. S. (2009a). Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro – Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 31(1): 73-78.
- SILVA, D. R. O., AVILA, L. A. DE, AGOSTINETTO, D., DAL MAGRO, T., OLIVEIRA, E. DE, ZANELLA, R., NOLDIN, J. A. (2009b). Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. *Ciência Rural*, 39(9): 2383- 2389.
- SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E.F., VALETT, H.M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*. 46: 1409–1424.
- STRAHLER, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *New Haven: Transactions: American Geophysical Union*. 38: 913-920.

- STRAYER, D.L., BEIGHLEY, R.E., THOMPSON, L.C., BROOKS, S., NILSSON, C. (2003). Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6: 407–23
- TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K., MERRIAM, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 68(3): 571-573.
- TAVERNIA, B.G. & REED, J.M. (2010). Spatial, temporal, and life history assumptions influence consistency of landscape effects on species distributions. *Landscape Ecology*. 25: 1085-1097.
- TONG, S.T.Y. & CHEN, W.L. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environment Management*. 66: 377–393.
- TOWNSEND, C.R., DOLEDEC, S., NORRIS, R., PEACOCK, K., ARBUCKLE, C. (2003). The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*.48:768–85.
- TRAVIS, J.M.J. (2003). Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceeding of Royal Society of London B*. 270:467–473.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V. (2001). *Landscape Ecology in theory and practice – Pattern and Process*. Springer, New York, USA. 401 pages.
- USSEGLIO-POLATERA, P. & BEISEL, J.N. (2002). Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Res. Appl*. 18: 197–211.
- WALSH, S.E., SORANNO, P.A., RUTLEDGE, D.T. (2003). Lakes, Wetlands, and Streams as Predictors of Land Use/Cover Distribution. *Environment Management*. Vol. 31, n° 2, 198 – 214.
- WANG, L., LYONS, J., KANEHL, P., GATTI, R. (1997). Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*. 22: 6–12.
- WANG, L., LYONS, J., KANEHL, P. (2001). Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*. 28: 255–266.
- WIPFLI, M.S., RICHARDSON, J.S., NAIMAN, R.J. (2007). Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *J. Am. Wat. Res. Assoc*. 43:72-85.
- VIGLIZZO, E.F. & FRANK, F.C. (2006). Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics*. 57: 140 – 151.

- YEO, D.C.J., NG, P.K.L., CUMBERLIDGE, N., MAGALHÃES, C., DANIELS, S.R. AND CAMPOS, M.R. (2008). Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. In: BALIAN, E.V., C. LÉVÊQUE, H. SEGERS, K. MARTENS (eds.). Freshwater Animal Diversity Assessment. *Hydrobiologia* 575: 275 – 286.
- ZANELLA, R., PRIMEL, E. G., MACHADO, S. L. O., GONÇALVES, F. F., MARCHEZAN, E. (2002). Monitoring of the herbicide clomazone in environmental water samples by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography with ultraviolet detection. *Chromatographia*, 55(9/10): 573-577.
- ZOLLNER, P.A. & LIMA, S.L. (1999). Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology*. 80: 1019–1030.

CONCLUSÕES GERAIS/CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a atualização dos dados de distribuição das espécies de eglídeos e cruzando com os dados da rede de Unidades de Conservação da região de estudo, percebemos um forte indicativo de que as unidades de conservação protegem parcialmente os ecossistemas de água doce. Levando-se esta análise para a escala de micro-bacias, por exemplo, temos aumento no número de espécies, levando também a um alto nível de endemismo por parte desse grupo. Esse nível de endemismo, que também pode ser compartilhado com outros grupos, permitiu-nos indicar três áreas prioritárias para conservação, dentro de quatro ecorregiões de água doce. Essas áreas maximizariam a conservação por estarem situadas entre Unidades de Conservação, e esse aumento na conservação não seria somente para ecossistemas de água doce, mas também de ambientes terrestres.

É comum que grupos com elevados níveis de endemismo, estejam distribuídos de forma aninhada, mesmo em ecossistemas de água doce. Porém os eglídeos não apresentaram tal padrão de distribuição, indicando-nos que processos ambientais e espaciais poderiam estar atuando de maneira diferente no gênero. Em processos locais de distribuição, as variáveis ambientais como temperatura, oxigenação e fluxo d'água podem atuar de forma mais intensa para os organismos ali presentes. Entretanto, para padrões de distribuição, observamos que variáveis espaciais como distância da bifurcação mais próxima é um fator mais forte na composição das comunidades. Esse fator está diretamente associado às questões da topografia e, com uma medida de rugosidade, encontramos uma correlação forte com o número de espécies e níveis médios de rugosidade do relevo, demonstrando a influência desse fator na regulação da distribuição das espécies.

Essa rugosidade, associada às coberturas do solo nas categorias de agricultura e urbana, pode ser um indicativo do comprometimento dos ecossistemas de água doce. A recuperação de aproximadamente 50% das áreas, atualmente alteradas, já seria um nível aceitável de conservação dos ecossistemas aquáticos da área de estudo e, conseqüentemente, dos ecossistemas terrestres adjacentes. Uma vez que esses organismos são encontrados primariamente em nascentes, regiões a jusante, e principalmente a montante, devem ser preservadas, levando à conservação mais efetiva das regiões mais a jusante das micro-bacias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**. 37: 149-161. 1997.
- ALLAN, J.D.; FLECKER, A.S. Bio- diversity conservation in running waters. **Bioscience**. 43: 32-43. 1993.
- ALLAN, J.D.; JOHNSON, L.B. Catchment- scale analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**. 37: 107-111. 1997.
- ALLAN, J.D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. **Limnetica**. 23(3-4): 187-198. 2004.
- ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES, P.R.; LOYOLA, R.D.; ULRICH, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**. 117: 1227-1239. 2008.
- AKASAKA, M.; TAKAMURA, N.; MITSUHASHI, H.; KADONO, Y. Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. **Freshwater Biology**. 55: 909–922. 2010.
- ATMAR, W.; PATTERSON, B.D. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia**. 96: 373-382. 1993.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; DALLAS, H.; DAVIS, J.; DAY, J.; FIGUEROA, R.; RESH, V.H.; PRAT, N. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. **Freshwater Biology**. 53: 772–788. 2008.
- BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L. A Família Aeglidae (Crustacea, Decapoda, Anomura). **Arquivos de Zoologia**. 32: 159–347. 1994.
- BOND-BUCKUP, G.; JARA, C.G.; PÉREZ-LOSADA, M.; BUCKUP, L.; CRANDALL, K.A. Global diversity of crabs (Aeglidae: Anomura: Decapoda) in freshwater – Freshwater Animal Diversity Assessment. **Hydrobiologia**. 595: 267–273. 2008.
- BOND-BUCKUP, G.; JARA, C.G.; BUCKUP, L.; PÉREZ-LOSADA, M.; BUENO, A.A.P.; CRANDALL, K.A.; SANTOS, S. New species and new records of endemic freshwater

- crabs from the atlantic forest in southern Brazil (ANOMURA:AEGLIDAE). **Journal of Crustacean Biology**. 30(3): 495-502. 2010a.
- BOND-BUCKUP, G.; JARA, C.G.; BUCKUP, L.; BUENO, A.A.P.; PÉREZ-LOSADA, M.; CRANDALL, K.A. Description of a new species of Aeglidae, and new records of related species from river basins in Argentina (Crustacea, Anomura). **Zootaxa**. 2343: 18–30. 2010b.
- BOUCKAERT, F.W.; DAVIS, J. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders. **Freshwater Biology**. 40: 77–86. 1998.
- CIARNIELLO, L.M.; BOYCE, M.S.; SEIP, D.R.; HEARD, D.C. Grizzly bear habitat selection is scale dependent. **Ecological Applications**. 17: 1424–1440. 2007.
- CHUST, G.; PRETUS, J.L.; DUCROT, D.; VENTURA, D. Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern. **Landscape Ecology**. 19, 41–57. 2004.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER, E.S.G. Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. **Freshwater Biology**. 30: 119–132. 1993.
- ERÖS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. **Freshwater Biology**. 52: 1400–1415. 2007.
- FRISSELL, C.A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E.; HURLEY, M.D. A hierarchical framework for stream habitat classification – viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**. 10: 199–214. 1986.
- HEINO, J.; LOUHI, P.; MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology**. 49: 1230–1239. 2004.
- HOBBS, N.T. Challenges and opportunities in integrating ecological knowledge across scales. **Forest Ecology and Management**. 181: 223–238. 2003.
- LI, J.; HERLIHY, A.; GERTH, W.; KAUFMANN, P.; GREGORY, S.; URQUHART, S.; LARSEN, D.P. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. **Freshwater Biology**. 46: 87–97. 2001.
- LIU, A.J.; CAMERON, G.N. Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of Galveston Bay, Texas (USA). **Landscape Ecology**. 16: 581-595. 2001.

- MELO, A.S.; RANGEL, T.F.L.V.B.; DINIZ-FILHO, A.F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**. 32: 226-236. 2009.
- METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**. 10: 1147–1161. 2000.
- MYKRÄ, H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**. 16: 149–159. 2007.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H. AND WAGNER, H. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2011.
- PARSONS, M.; THOMS, M.C.; NORRIS, R.H. Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. **Journal of the North American Benthological Society**. 22: 105–122. 2003.
- PÉREZ-LOSADA, M.; JARA, C.G.; BOND-BUCKUP, G.; CRANDALL, K.A. Conservation phylogenetics of Chilean freshwater crabs *Aegla* (Anomura, Aeglidae): assigning priorities for aquatic habitat protection. **Biological Conservation**. 105: 345–353. 2002.
- PÉREZ-LOSADA, M.; BOND-BUCKUP, G.; JARA, C.G.; CRANDALL, K.A. Conservation Assessment of Southern South American Freshwater Ecoregions on the Basis of the Distribution and Genetic Diversity of Crabs from the Genus *Aegla*. **Conservation Biology**. Volume 23, No.3, 692–702. 2009.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM R a language and environment, version. 2.11.0, <<http://cran.r-project.org>>. 2007.
- ROBSON, B.J.; CLAY C.J. Local and regional macroinvertebrate diversity in the wetlands of a cleared agricultural landscape in south-western Victoria, Australia. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. 15: 403–414. 2005.
- SANTOS, S.; BOND-BUCKUP, G.; PÉREZ-LOSADA, M.; BARTHOLOMEI-SANTOS, M.L.; BUCKUP, L. *Aegla manuinflata*, a new species of freshwater anomuran (Decapoda: Anomura: Aeglidae) from Brazil, determined by morphological and molecular characters. **Zootaxa**. 2088: 31–40. 2009.

- SCHMIDT, M.H.; THIES, C.; NENTWIG, W.; TSCHARNTKE, T. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. **Journal of Biogeography**. 35: 157–166. 2008.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; MUNZENBERG, U.; BURGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**. 83: 1421–1432. 2002.
- STENDERA, S.E.S.; JOHNSON, R.K. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**. 50: 1360–1375. 2005.
- THERNEAU, T.M.; ATKINSON, B. R port by Brian Ripley. <atkinson@mayo.edu> rpart: Recursive Partitioning. R package version 3.1-48. <http://CRAN.R-project.org/package=rpart>. 2010.
- TOWNSEND, C.R.; ARBUCKLE, C.J.; CROWL, T.A.; SCARSBROOK, M.R. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. **Freshwater Biology**. 37: 177–191. 1997.
- TREVISAN, A.; HEPP, L.U.; SANTOS, S. Abundância e distribuição de Aeglidæ em função do uso da terra na Microbacia Hidrográfica do Rio Jacutinga, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** (Impresso), v. 26, p. 419-426, 2009.
- WU, J.; LOUCKS, O.L. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. **The Quarterly Review of Biology**. 70: 439–466. 1995.