

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

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE PEIXE ANUAIS
EM ÁREAS ÚMIDAS TEMPORÁRIAS NO SUL DO
BRASIL**

TESE DE DOUTORADO

Matheus Vieira Volcan

Santa Maria, RS, Brasil

2015

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE PEIXE ANUAIS
EM ÁREAS ÚMIDAS TEMPORÁRIAS NO SUL DO
BRASIL**

Matheus Vieira Volcan

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal,
Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria,
como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciências
Biológicas – Área Biodiversidade Animal.**

Orientador: Prof. Demétrio Luis Guadagnin

Santa Maria, RS, Brasil

2015

Universidade Federal de Santa Maria

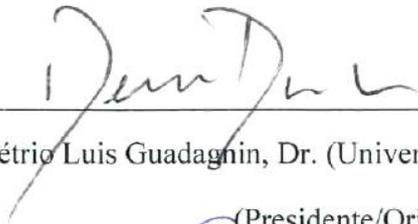
Centro de Ciências Naturais e Exatas

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal

A comissão examinadora, abaixo assinada, aprova a Tese de Doutorado: **Ecologia e conservação de peixes anuais em áreas úmidas temporárias no sul do Brasil.**

Elaborada por Matheus Vieira Volcan como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas – Área Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:

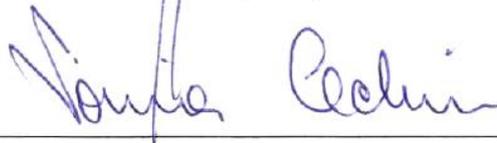


Demétrio Luis Guadagnin, Dr. (Universidade Federal de Santa Maria)

(Presidente/Orietador)



Ricardo Berteaux Robaldo, Dr. (Universidade Federal de Pelotas)



Sonia Zanini Cechin, Dra. (Universidade Federal de Santa Maria)



Everton Rodolfo Behr, Dr. (Universidade Federal de Santa Maria)



Daniela da Silva Castiglioni, Dra. (Universidade Federal de Santa Maria)

Santa Maria, 30 de março de 2015

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Vieira Volcan, Matheus
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE PEIXE ANUAIS EM ÁREAS ÚMIDAS
TEMPORÁRIAS NO SUL DO BRASIL / Matheus Vieira Volcan.-
2015.
140 p.; 30cm

Orientador: Demétrio Luis Guadagnin
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2015

1. Ecologia de peixes anuais 2. Conservação de áreas
úmidas e peixes anuais I. Guadagnin, Demétrio Luis II.
Título.

*Dedico este trabalho à minha família, meus pais Frank e
Nadija, meus avós Elon e Eny, minha companheira
Alinca e meus filhos Marina e João*

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado com o apoio e incentivo de muitas pessoas que contribuíram direta e indiretamente para o desenvolvimento de minha tese.

Agradeço a minha companheira Alinca Fonseca, que sempre esteve ao meu lado, me apoiando e incentivando. Por ser uma ótima e dedicada mãe e esposa. Pela compreensão pelas horas em que estive ausente (e que não foram poucas). Pela amizade, carinho e companheirismo, sem contar a paciência por aturar meus estresses, preocupações e ansiedades.

A Marina Volcan, minha filha amada, por alegrar meus dias e me ensinar a ser pai. Pela compreensão e paciência, com que, em quatro dos seus cinco aninhos, acompanhou o desenvolvimento da minha tese e sentiu com a minha ausência em função das atividades do doutorado.

Aos meus pais Nadija Vieira e Luis Carlos Volcan (Frank) por apoiarem meus estudos, pelo incentivo à carreira que eu quis seguir, e principalmente pelos ensinamentos e valores que me passaram e que certamente influenciaram em meu interesse por ecologia e conservação;

Aos meus queridos avós Elon Vieira e Eny Vieira pelo apoio, incentivo e carinho, pelos exemplos e ensinamentos;

Aos meus irmãos Tarso da Costa, Julia Volcan e Daniel Volcan pela parceria e companheirismo;

Aos meus grandes “irmãos” Ândrio Gonçalves e Luis Esteban Lanés pela amizade, confiança, auxílio nas coletas, pelas discussões construtivas (e às vezes nem tanto...) e polêmicas, regadas geralmente a cerveja bem gelada. Pelos trabalhos que fizemos e os que ainda faremos e pela parceria de sempre!

Ao meu orientador Demétrio Guadagnin pela oportunidade, apoio, confiança em meu trabalho e pela contribuição para a tese;

Ao amigo Ricardo Robaldo por disponibilizar o laboratório da UFPEL e pelo auxílio na análise dos peixes;

Aos amigos Vinicius Bastazini e Maycon Gonçalves pelo auxílio nas análises estatísticas;

A todos os envolvidos no Movimento Pontal Vivo e a todos que lutaram direta ou indiretamente pela causa e que gastaram um pouco de seu tempo tentando impedir a destruição do Pontal da Barra em Pelotas (que foi uma das áreas de estudo de minha tese).

A ONG Instituto Pró-Pampa, a qual sou membro e que foi a instituição responsável pela execução do projeto “Peixes Anuais do Pampa”. Com os dados desse projeto escrevi o quarto capítulo de minha tese.

A fundação o Boticário pelo financiamento do projeto “Peixes Anuais do Pampa”;

A CAPES pela bolsa de estudos concedida;

Ao ICMBio pela licença de coleta;

“Brindo a casa, brindo a vida, meus amores, minha família”

O Rappa

RESUMO

Tese de Doutorado

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal

Universidade Federal de Santa Maria

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE PEIXE ANUAIS EM ÁREAS ÚMIDAS TEMPORÁRIAS NO SUL DO BRASIL

AUTOR: MATHEUS VIEIRA VOLCAN

ORIENTADOR: DEMÉTRIO LUIS GUADAGNIN

No presente estudo utilizamos duas abordagens, uma em escala local onde estudamos a comunidade de peixes de áreas úmidas ao longo de um ciclo hidrológico e outra em escala regional, onde investigamos entre 2011 e 2014 padrões de diversidade e estado de conservação das espécies de peixes anuais do Rio Grande do Sul. Na primeira abordagem objetivamos analisar (1) a variação espaço-temporal e fatores ambientais que afetam a comunidade de peixes de áreas úmidas temporárias, (2) variações temporais de tamanho, taxa de crescimento específico e densidade de peixes anuais, e (3) a relação peso-comprimento dessas mesmas espécies. Para tanto, realizamos coletas ao longo de todo um ciclo hidrológico e monitoramos mensalmente 11 poças temporárias da várzea do canal São Gonçalo, sistema da laguna dos Patos. Nessas áreas verificamos que a composição e abundância de peixes apresentou marcada variação espaço-temporal. Essa variação está associada a diferenças no ciclo de vida das espécies, sendo as de ciclo de vida anual, consideradas residentes ao longo de todo ciclo hidrológico e as mais abundantes. A composição e abundância nessas áreas foram influenciadas por variáveis do habitat e da paisagem (área, número de microhabitats e isolamento), variáveis climáticas e hidrológicas (hidroperíodo, média de pluviosidade e nível do canal São Gonçalo) e físicas (profundidade). Nas mesmas 11 áreas úmidas estudadas verificamos que as três espécies de ciclo de vida anual apresentam dinâmica populacional semelhante, onde eclodem no início do alagamento e morrem antes das poças secarem. Observamos também que as espécies apresentam tamanho corpóreo diferente e taxas de crescimento específico semelhantes, de forma que as diferenças de tamanho corpóreo se mantêm constantes entre elas ao longo de todo ciclo hidrológico. Essas espécies apresentam dois padrões de crescimento, alométrico positivo e alométrico negativo. Na abordagem em escala regional objetivamos apresentar de forma descritiva dados atualizados de um estudo

amplo sobre a riqueza e conservação de peixes anuais no Rio Grande do Sul. Verificamos através de amostragens realizadas em 50 municípios uma grande diversidade de peixes anuais, com 37 espécies registradas, pertencentes aos gêneros *Austrolebias* (31 espécies) e *Cynopocilus* (6 espécies). A maioria apresenta restrita área de distribuição e está ameaçada de extinção devido principalmente as práticas agrícolas e avanço urbano. As estratégias de conservação para as espécies, por sua vez, dependem de uma série de fatores e iniciativas, mas de forma geral estão relacionadas ao incentivo a pesquisa, busca e mapeamento das espécies, definição de problemas taxonômicos, correto licenciamento ambiental, educação ambiental e um grande plano de incentivo e estímulo a criação de UCs.

Palavras chave: Peixes anuais, coexistência, dinâmica populacional, história de vida, conservação, áreas úmidas.

ABSTRACT

Ph.d Tesis

Post-Graduation in Animal Biodiversity

Universidade Federal de Santa Maria

ECOLOGY AND CONSERVATION OF ANNUAL FISHES OF TEMPORARY WETLANDS FROM SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: MATHEUS VIEIRA VOLCAN

ADVISOR: DEMÉTRIO LUIS GUADAGNIN

In the present study, we used two approaches. At the local scale we studied the fish community of temporary wetlands along a hydrological cycle. At a regional scale we investigated the patterns of diversity and conservation status of species of annual fish of Rio Grande do Sul. In the first approach we aimed : (1) to assess the spatial and temporal variation and environmental factors that affect the fish community of temporary wetlands, (2) to analyze temporal variations in size, specific growth rate and density of three annual fish species, and (3) to analyze the length-weight relationship of these same species. Therefore, we collected fishes monthly throughout one hydrological cycle in 11 temporary wetlands in the São Gonçalo floodplain, South Brazil. The composition and abundance of fishes showed marked spatio-temporal variation associated with differences in the life cycle of the species. Annual fishes comprised the most abundant group and were resident throughout the hydrological cycle. The composition and abundance of fishes in these areas were influenced by habitat and landscape variables (area, number of microhabitats and isolation), climate and hydrological variables (hydroperiod, average rainfall and level of São Gonçalo channel) and physical (wetland depth). The three annual fish species showed similar population dynamics. They all hatch at the beginning of flooding and die off as the wetlands dry out. The annual species showed similar specific growth rates but different body sizes, which ensures that the differences in body size between them remain constant throughout the hydrological cycle. These species have two patterns of growth, allometric positive and negative. We found a high diversity of annual fishes at the regional scale. We recorded 37 annual fish species belonging to genus *Austrolebias* (31 species) and *Cynopoecilus* (6 species) in samples performed in 50 municipalities of Rio Grande do Sul. Most species have restricted distributions and are threatened of extinction due to agricultural practices and urban advancement. Conservation strategies for the species, in turn, depend on a number of factors and initiatives, but in general

are related to encouraging research, search and mapping of species, definition of taxonomic problems, correct environmental licensing, environmental education and a great incentive plan and encouraging of the creation of protected areas.

Keywords: Annual fish, coexistence, population dynamics, life history, conservation, wetlands.

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO	14
2	INTRODUÇÃO GERAL	15
2.1	<i>Áreas úmidas</i>	15
2.2	<i>Peixes anuais</i>	18
2.3	<i>Diversidade de peixes anuais</i>	21
2.4	<i>Conservação de peixes anuais e áreas úmidas</i>	23
2.5	Referencias bibliográficas	26
3	CAPÍTULO 1: Padrões espaço-temporais e fatores ambientais em comunidades de peixes de áreas úmidas temporárias no sul do Brasil.....	34
4	CAPÍTULO 2: Tamanho corpóreo diferente e dinâmica populacional semelhante favorece a coexistência de peixes anuais em áreas úmidas temporárias	63
5	CAPÍTULO 3: Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil.....	89
6	CAPÍTULO 4: Annual fishes (Rivulidae) from Southern Brazil: A broad-scale assessment of their diversity and conservation.....	96
7	CONCLUSÕES GERAIS	139

1 APRESENTAÇÃO

Esta tese foi elaborada como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutor em Biologia, com ênfase em Biodiversidade Animal, do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Santa Maria.

A tese é composta por uma introdução geral e quatro capítulos apresentados na forma de artigo científico. Na introdução geral apresento as principais características dos peixes anuais e das áreas úmidas e discuto padrões ecológicos, de diversidade, história de vida e aspectos de conservação das espécies e seus biótopos.

Os capítulos estão formatados de acordo com as normas de cada periódico ou livro para onde submeti ou pretendo submeter os manuscritos.

No primeiro capítulo estudei a variação espaço-temporal e fatores ambientais que afetam a comunidade de peixes de áreas úmidas temporárias, onde realizei amostragens ao longo de um ciclo hidrológico em 11 áreas úmidas da várzea do canal São Gonçalo, em Pelotas, Rio Grande do Sul.

No segundo capítulo, com base na amostragem dessas mesmas áreas, analisei o crescimento, taxa de crescimento específico e a dinâmica populacional das espécies de Rivulidae que coocorrem nesse complexo de áreas úmidas temporárias.

No terceiro capítulo apresento uma nota técnica publicada no periódico *Journal of Applied Ichthyology* sobre a relação peso-comprimento de machos e fêmeas das três espécies de peixes anuais encontradas na mesma área de estudo dos capítulos anteriores.

No quarto e último capítulo apresento dados atualizados levantados ao longo de expedições de coleta realizadas entre 2011 e 2014 sobre a diversidade, distribuição e conservação das espécies de peixes anuais registradas no Rio Grande do Sul. Este estudo é parte integrante de um projeto maior intitulado “*Projeto Peixes Anuais do Pampa*” financiado pela Fundação Grupo O Boticário de Proteção a Natureza e realizado pela ONG Instituto Pró-Pampa. Este manuscrito será publicado como capítulo do livro “*Annual Fishes: Life History Strategy, Diversity, and Evolution*”.

2 INTRODUÇÃO GERAL

2.1 *Áreas úmidas*

Embora existam divergências quanto ao conceito de áreas úmidas, a definição mais aceita foi proposta na Convenção de Ramsar em 1971: “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”. No Rio Grande do Sul as áreas úmidas são conhecidas como banhados e sua definição é um pouco diferente da proposta pela Convenção de Ramsar. Os banhados correspondem às áreas úmidas palustres e são definidos como áreas de solo cobertas por uma delgada lâmina de água, com vegetação palustre, podendo ocorrer como formações isoladas ou como ecótonos de ambientes lênticos e lóticos (Maltchik et al. 2004).

Áreas úmidas são ambientes peculiares que tendem a ocorrer como manchas disjuntas em uma matriz de terra firme, apresentando o padrão homogêneo e dividido, característico de “ilhas de habitat” (Guadagnin e Maltchik, 2007), porém com variada heterogeneidade interna. Tendem a apresentar grandes variações hidrológicas e de qualidade de habitat, frequentemente imprevisíveis e divergentes conforme fatores locais (Gibbs, 2000), induzindo extinções locais e recolonizações (Cosentino et al. 2010). Pulsos de inundação, de variadas abrangências espaciais, desempenham um papel importante na conectividade entre áreas úmidas, na organização das comunidades e nos padrões espaço-temporais das populações (Tockner et al. 2000; de Macedo-Soares et al. 2010).

Áreas úmidas são espacialmente e temporalmente habitats diversos, que vão desde canais permanentes e semi-permanentes a ambientes altamente efêmeros (Amoros & Bornette, 2002; Ralph & Rogers, 2011). O hidroperíodo desses ambientes depende de condições climáticas locais, topografia e condições hidrológicas (Baude, 2005). Apresentam variação considerável em profundidade, química da água, cobertura ciliar, complexidade do habitat estrutural e conectividade com corpos de água permanentes (Eggleton, 2008). As áreas úmidas são altamente produtivas, ricas em nutrientes suportando elevada produção primária e secundária (Junk et al. 1989; Gibbis, 2000) e são importante habitat e berçário para muitas espécies de invertebrados e vertebrados, incluindo uma grande variedade de espécies de peixes (Junk & Wantzen, 2004; Ralph & Rogers, 2011).

Entre os diferentes tipos de áreas úmidas, as temporárias são ecossistemas únicos. Estes ambientes apresentam geralmente área reduzida (inferior a 1 ha) (Maltchik et al., 2003) e hidroperíodo que inclui uma fase alagada, normalmente associada aos períodos de chuva e de transbordamento de rios e lagos, e um período completamente seco, que ocorre geralmente nos meses mais quentes. As áreas úmidas são consideradas temporárias quando apresentam uma fase de seca anual previsível, geralmente na ordem de 3-8 meses (Collinson et al. 1995). Em sistemas de regiões temperadas, as poças temporárias são formadas predominantemente durante o verão e outono (Ward, 1992). Esses ecossistemas raramente ocorrem isolados e geralmente estão espalhados na paisagem associados a rios, arroios e lagoas permanentes (Sanderson et al. 2005).

O regime hidrológico exerce um papel central na estruturação das populações e comunidades em sistemas de áreas úmidas e está relacionado com a qualidade do habitat, que afeta a colonização das áreas (Cosentino et al 2010). Nesse sentido, as secas são perturbações naturais nestes ambientes, causando mortalidade disseminada e sincronizando populações (Ruetz III et al 2005). Em sistemas de água doce, a perturbação do regime hidrológico sazonal natural impulsiona a dinâmica espaço-temporal de muitas comunidades (e.g. Ruetz III et al. 2005) e pode limitar espécies invasoras ou beneficiar espécies nativas através de uma variedade de mecanismos, incluindo deslocamento físico (Fausch et al., 2001) e os efeitos sobre o recrutamento (Propst & Gido, 2004).

Animais e plantas sobrevivem a ambas as fases (seca e inundação) de uma área úmida temporária porque possuem adaptações fisiológicas, morfológicas, de traços comportamentais ou de ciclo de vida que permitem a sobrevivência em ambas as fases (Wiggins et al. 1982). Para áreas úmidas temporárias, a resiliência pode ser entendida como a capacidade de retornar à estrutura e função da comunidade na fase alagada após um evento de secagem (Brock, 1998). Organismos aquáticos apresentam adaptações a estas condições, envolvendo estratégias de dispersão entre múltiplas áreas, migração, diapausa e outras (McPeck & Kalisz, 1998). A biota que possui mecanismos de dispersão pobres deve persistir na presença de uma perturbação tais como a seca e reestabelecer quando o ambiente alagar novamente (Begon et al. 1996). A produção de propágulos dormentes é uma forma de persistir na poça em face de ambientes imprevisíveis que ocorre principalmente em muitos zooplâncton, fitoplâncton e plantas aquáticas (Hairston, 1996).

As espécies estritamente aquáticas, como os peixes, são raros em ecossistemas aquáticos temporários (Baber et al. 2002; Drenner et al. 2009) e sua ocorrência está associada

principalmente com a troca da água de superfície entre esses habitats e ambientes permanentes (Maltchik & Medeiros 2006) ou quando as espécies de peixes têm adaptações específicas, como estivação ou respiração aérea (Magoulick & Kobza, 2003). Uma das raras exceções ocorre com os peixes anuais da família Rivulidae, que ocorrem principalmente ou exclusivamente em poças temporárias (Costa, 2002). No entanto, a maioria das espécies de peixes encontradas nestes ambientes é recrutada de corpos de água permanentes, durante as chuvas fortes ou quando córregos e rios transbordam (Pazin et al. 2006).

As comunidades de peixes de áreas úmidas são estruturadas por efeitos que trabalham em uma escala regional, onde fatores abióticos limitam a amplitude da distribuição das espécies, e em uma escala local, onde fatores bióticos determinam a sobrevivência das espécies dentro de um sistema (Degani et al. 1998). No entanto, em sistemas aquáticos altamente variáveis, fatores abióticos parecem ser mais importantes para a estrutura de comunidades em escala local (Baber et al. 2002; Suárez et al. 2004), embora estejam correlacionados, uma vez que com a seca das áreas úmidas, a qualidade da água se deteriora e o volume do habitat é reduzido (fator abiótico), resultando em aumento da competição por recursos limitados e maior risco de predação por peixes e aves (fator biótico) (Junk et al. 1989). Esses fatores podem, individualmente ou em combinação, levar à redução do crescimento dos peixes (Junk, 1985) e a maiores taxas de mortalidade (Kushlan, 1974; Sargent & Galat, 2002). Assim, a resposta de uma população a perturbação hidrológica sazonal é determinada pelas características físicas e de história de vida da espécie.

As assembleias de peixes que habitam as áreas úmidas variam consideravelmente através do espaço e do tempo (Saint-Paul et al. 2000; Arthington et al. 2005) e são largamente influenciadas por ciclos de alagamento/seca, embora haja pouca compreensão de como muitos aspectos da inundação (por exemplo magnitude, duração, frequência) influenciam as assembleias de peixes (Beesley et al. 2012). Esta variabilidade pode ser conduzida por muitos fatores, que embora variem entre os sistemas, pode incluir: (i) a permanência do habitat aquático (hidroperíodos); (ii) a paisagem circundante, que pode afetar a colonização e migração; (iii) ocorrência de inundações, que podem mudar a estrutura da assembleia através da perda e ganho de espécies; (iv) os tipos de habitats e a variabilidade através das preferências de espécies/requisitos (por exemplo, tolerâncias fisiológicas a qualidade da água) e (v) interações bióticas como a competição e predação (Beesley et al. 2012).

2.2 *Peixes anuais*

Peixes anuais pertencem a um grupo de Cyprinodontiformes que habitam ambientes aquáticos sazonais em várias partes da América do Sul e da África (Costa, 2008). Na América do Sul todas as espécies pertencem a Rivulidae, enquanto que no continente africano as espécies são representadas pela família Nothobranchidae. Esses táxons são considerados evolutivamente como grupos irmãos, sendo estreitamente relacionados e compartilhando muitas características fisiológicas, biológicas e ecológicas (Costa, 1998).

Os peixes anuais apresentam adaptações únicas dentre os vertebrados para a sobrevivência em ambientes temporários, e são assim chamados por completar todo ciclo de vida nestes ambientes (Costa, 2002). Os indivíduos atingem a maturidade sexual rapidamente e morrem com a seca, ou antes mesmo da poça secar (Walford & Liu, 1965; Liu & Walford, 1966; Arenzon et al. 1999; Errea & Danulat, 2001). As espécies de peixes anuais apresentam desova parcelada e reproduzem ao longo de toda a sua vida após atingirem a maturidade sexual (Liu & Walford 1969; Shibatta, 2005). Neste grupo de peixes o desenvolvimento gonadal só é interrompido no período de seca da área úmida, quando toda população adulta morre (Arenzon et al. 1999), contabilizando uma quantidade significativa de ovos estocados no substrato ao final do período reprodutivo.

Os ovos deixados no substrato permanecem em estágio de dormência, conhecido como diapausa, aguardando a próxima estação chuvosa quando irão eclodir e iniciar um novo ciclo (Wourms 1972; Podrabsky 1999). A diapausa é uma adaptação dos peixes anuais para sobreviver a ciclos sazonais de seca, possibilitando a sobrevivência dos ovos durante os períodos de estiagem e que ocorre como parte natural do desenvolvimento embrionário das espécies. Segundo Wourms (1972) há três estágios distintos de diapausa (I, II e III), nos quais os embriões podem ou não entrar. Cada estágio possui características próprias e ocorrem em diferentes momentos do desenvolvimento embrionário. A diapausa I está associada com uma característica única de desenvolvimento, caracterizada pela dispersão completa dos blastômeros embrionários e à agregação subsequente, antes da formação do eixo embrionário. A diapausa II ocorre após os eventos de neurulação e somitogênese, podendo ser obrigatória ou facultativa dependendo da espécie, enquanto que na diapausa III o embrião já consumiu boa parte de suas reservas de energia e está pronto para eclodir.

Após a eclosão as larvas crescem rapidamente, apresentando as maiores taxas de crescimento nos primeiros meses de vida, atingindo maturidade sexual precocemente em cerca de 6-8 semanas, onde irão desovar por longo período (Walford & Liu 1965; Liu &

Walford 1969; Volcan et al. 2012; Fonseca et al. 2013). Nessas espécies geralmente não existe sobreposição de gerações – quando a área úmida seca todos adultos morrem antes de sua prole nascer. Na figura 1 é apresentado o esquema resumido do ciclo de vida dos peixes anuais, de acordo com Wourms (1972).

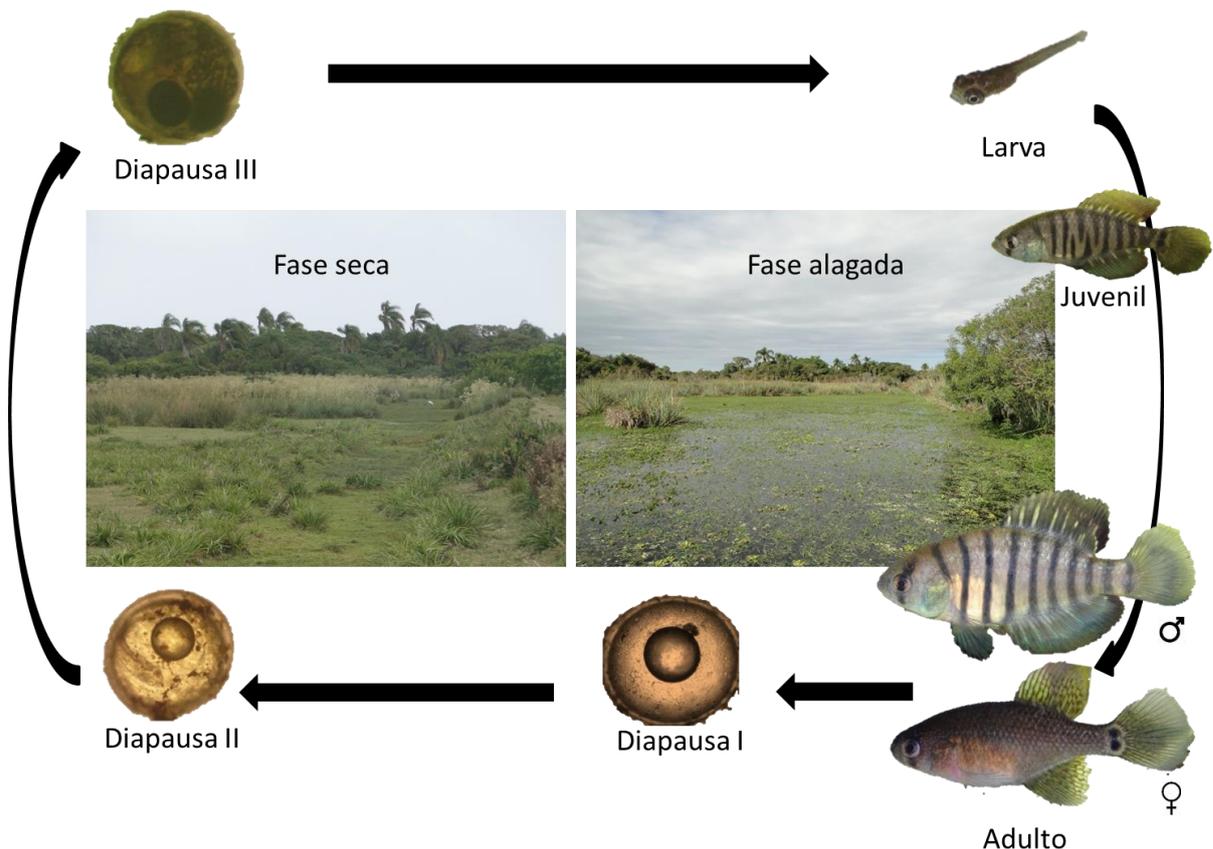


Figura 1. Esquema do ciclo de vida dos peixes anuais. Durante a fase alagada as larvas eclodem e crescem rapidamente. Com cerca de dois meses de vida os peixes atingem a maturidade sexual e reproduzem ao longo de toda a vida. Os ovos depositados no substrato passam por até três fases de diapausa. Ao atingir a diapausa III o embrião já está pronto para eclosão, permanecendo nesta fase aguardando o início do alagamento das áreas úmidas ou as condições mais favoráveis para eclosão (Wourms, 1972).

Em áreas úmidas habitadas por peixes anuais, geralmente as espécies são as mais abundantes e os maiores e mais conspícuos predadores de topo, apresentando hábito alimentar oportunista (Laufer et al. 2009; Gonçalves et al. 2011). Geralmente as poças com ocorrência de peixes anuais são pequenas, rasas e isoladas (Costa, 2002; Volcan et al. 2010; 2013a; 2013b) e muitas vezes coexistem espécies de diferentes classes de tamanho e níveis tróficos,

sugerindo relações ecológicas elaboradas entre as espécies, possivelmente derivadas de radiação adaptativa (Costa, 2009). Apesar das espécies de peixes anuais apresentarem claras diferenças morfológicas, a dieta de espécies que ocorrem em uma mesma poça pode apresentar alto grau de sobreposição (Nico & Thomerson, 1989; Kepeller et al. 2014).

A coexistência de duas ou mais espécies de peixes anuais em pequenas poças temporárias não é rara. Costa (2002) observou sete espécies de peixes anuais neotropicais em uma mesma poça, porém, o grau de particionamento de nicho entre as espécies ainda é desconhecido. Laufer et al. (2009) sugeriram que a coexistência de quatro espécies de peixes anuais se deve a diferenças interespecíficas em tempo de desenvolvimento. Por outro lado, Costa (2009) verificou especializações morfológicas relacionadas com a diversificação da alimentação entre espécies de peixes anuais.

A sobrevivência em condições ambientais extremamente variáveis como o estresse hídrico, baixos níveis de oxigênio e ampla flutuação de temperatura, exige dos peixes anuais diversas adaptações relacionadas ao seu ciclo de vida, constituindo características típicas do grupo (Liu & Walford 1965, 1970; Errea & Danulat 2001). Devido à peculiaridade do habitat das espécies – ilhas de água cercadas por ambiente terrestre - a dispersão dos peixes é bastante limitada e a maioria das espécies possui reduzida área de distribuição, sendo assim, considerados especialistas de habitat (Costa, 2002). Além disso, a maioria das espécies é considerada rara (Nogueira et al. 2010).

O ciclo de vida curto, a ocorrência em habitats efêmeros ou de grande variabilidade hidrológica e a influência de fatores ambientais que operam em escalas distintas favorecem a investigação de diversas hipóteses e tornam também o grupo dos peixes anuais um excelente modelo biológico. A possibilidade de estocagem de ovos em condições de laboratório por vários meses, garantindo estoques de exemplares de mesma origem, mesmo fora do período reprodutivo da espécie; a facilidade de manutenção em condições de laboratório; a sensibilidade a tóxicos demonstrando resultados altamente reproduzíveis (Arenzon et al. 2002; Arenzon et al. 2003); o envelhecimento precoce, podendo ser gerada mais de uma coorte ao longo do ano (Liu & Walford, 1965; 1970); além de serem considerados bons indicadores de qualidade ambiental (Arezo et al. 2007) e ótimos modelos para estudos de envelhecimento (Harel et al. 2015), são algumas das características do grupo. No entanto, apesar da singularidade do ciclo de vida dos peixes anuais, informações relacionadas com dinâmica populacional, traços da história de vida e influência de parâmetros ambientais

baseados em séries temporais de populações selvagens são extremamente limitadas (Lanés et al. 2014).

2.3 *Diversidade de peixes anuais*

A subordem Aplocheiloidei compreende um diversificado clado de pequenos peixes teleósteos, geralmente com aproximadamente 25 - 50 mm de comprimento total como tamanho máximo de adultos e com mais de 620 espécies que ocorrem em água doce superficial ou raramente ambientes de água salobra (Costa, 2008). A subordem apresenta ampla distribuição geográfica e contêm três famílias, com Aplocheilidae endêmica de Madagascar, Seychelles e Sudeste da Ásia; Nothobranchiidae endêmica da África sub-Saariana, e Rivulidae distribuída do sul da América do Norte ao sul da América do Sul (Costa, 2013). Dessas, apenas Nothobranchiidae e Rivulidae possuem espécies de ciclo de vida anual (Costa, 2008).

A família Rivulidae (ordem Cyprinodontiformes) apresenta a maior diversidade dentre os Aplocheiloidei. A maior riqueza de rivulídeos ocorre no Brasil, com mais de 1/3 das espécies catalogadas, sendo uma das quatro mais diversificadas entre as 39 famílias de peixes de água doce do Brasil e possuindo mais de 320 espécies válidas (Costa, 2008).

No estado do Rio Grande do Sul são registradas oficialmente 31 espécies de Rivulidae, sendo 24 pertencentes ao gênero *Austrolebias*, seis ao *Cynopoecilus* e uma ao *Atlantirivulus* (Figura 2) (Costa, 2006; Costa & Lanés, 2009; Volcan et al. 2014; Ferrer et al. 2014). Dessas, apenas *Atlantirivulus riograndensis* é considerada de ciclo de vida não-anual (Lanés et al. 2013).

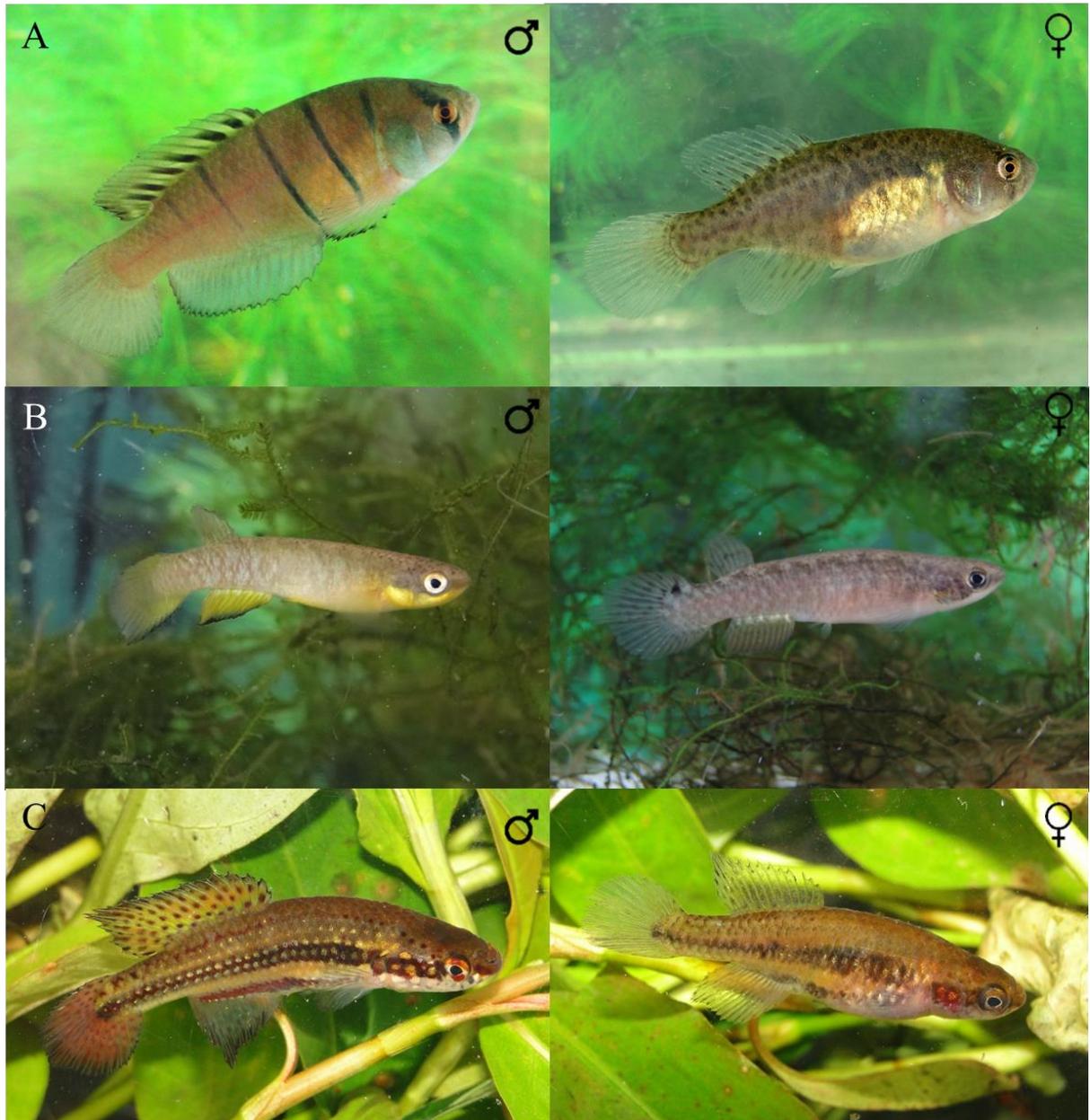


Figura 2. Gêneros de peixes da família Rivulidae encontrados no Rio Grande do Sul. A) *Austrolebias bagual*. B) *Atlantirivulus riograndensis*. C) *Cynopoecilus melanotaenia*.

O gênero *Austrolebias* possui 43 espécies (Costa, 2006; Volcan et al. 2014). A maioria delas foi descrita nos últimos 25 anos e estão distribuídas no sul do Brasil, no sul da Bolívia, Paraguai, Uruguai e nordeste da Argentina (Costa, 2010). No Rio Grande do Sul é registrada a maior diversidade de *Austrolebias*, com 24 espécies (Volcan et al. 2014).

Espécies do gênero *Cynopoecilus* ocorrem no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e nordeste do Uruguai. Atualmente são registradas seis espécies (Ferrer et al. 2014), todas

registradas no Rio Grande do Sul, sendo que *C. melanotaenia* ocorre também no Uruguai e *C. multipapillatus* ocorre em Santa Catarina (Costa, 2002).

Em contraste com outros peixes anuais restritos geograficamente a áreas quentes tropicais de várias partes do mundo, as espécies de peixes anuais do Rio Grande do Sul são endêmicas de áreas de clima temperado, sendo, conseqüentemente, encontrados em águas frias (Costa, 2006).

2.4 Conservação de peixes anuais e áreas úmidas

A atividade humana tem modificado a maioria dos ecossistemas da terra por fragmentação e perda de habitat, resultando num processo de redução da biodiversidade (Wilson, 1997). Os ambientes aquáticos estão entre os mais afetados, sendo as áreas úmidas um dos ecossistemas mais ameaçados (Amezaga et al. 2002). O Brasil detém a maioria das áreas úmidas da América do Sul e o estado atual de conservação dessas áreas é semelhante ao restante do mundo. As causas de ameaça diferem conforme a região do país, já que ocorrem em função da densidade populacional humana, características culturais, socioeconômicas e ambientais de cada região. No Rio Grande do Sul, por exemplo, estima-se que aproximadamente 90% das áreas úmidas tenham sido perdidas (Maltchik *et al.* 2004). Além disso, das cerca de 3.400 áreas úmidas remanescentes no Rio Grande do Sul aproximadamente 70% são menores que 1 Km² (Maltchik et al. 2003), o que torna o ambiente ainda mais vulnerável.

Devido à sua profundidade, muitas vezes superficial e tamanho pequeno, áreas úmidas temporárias são vulneráveis a mudanças no uso da terra (Nicolet et al. 2004) e são consideradas como bons sistemas de alerta para impactos biológicos da mudança climática (Pyke, 2005). Áreas úmidas temporárias são comuns em todo o mundo, mas muitas foram destruídas ou alteradas porque são tratadas como áreas improdutivas ou de pequeno valor econômico (Williams et al. 2001; Della Bella et al. 2005).

Apesar de maior consciência dos seus valores ecológicos e socioeconômicos, as áreas úmidas restantes continuam sendo modificadas, com muitas ocorrendo em paisagens degradadas devido ao crescimento da população humana e da expansão da área urbana. Como consequência, as áreas úmidas estão declinando rapidamente em todo o mundo (Deil, 2005) e seus habitantes estão desaparecendo em um ritmo elevado (Grillas et al, 2004). Por outro lado, parece que tem havido uma onda crescente de interesse em áreas úmidas temporárias, devido,

principalmente, a exploração de sua biodiversidade e o crescente conhecimento de seu valor intrínseco.

A perda e fragmentação de habitats induzem a formação de metapopulações, porém não está claro quais espécies e atributos permitem a persistência nesta nova condição (Hanski & Ovaskainen, 2000). A fragmentação tende a reduzir o tamanho das populações e selecionar espécies mais adaptadas ao isolamento, com efeitos particularmente severos sobre espécies especialistas de habitat ou menos vágéis (Fairbairn & Dinsmore, 2001). A perda e fragmentação de áreas úmidas, mudanças na permeabilidade da matriz e no regime hidrológico podem resultar no desajuste entre a história de vida e dinâmica das populações de organismos aquáticos, com a consequente perda de biodiversidade.

Globalmente, peixes de pequeno porte de água doce estão entre os mais ameaçados de risco de extinção, o que tem sido atribuído à sua vulnerabilidade às alterações do habitat (Olden et al. 2007). Os peixes anuais não são exceção, já que na maioria das vezes possuem uma área geográfica limitada e dependem de um habitat peculiar (Rosa & Lima, 2008; Costa, 2012) e pouco ainda se conhece sobre a biologia e ecologia das espécies (Errea & Danulat 2001; Laufer et al. 2009; Volcan et al., 2013a, 2013b; Fonseca et al. 2013).

Os peixes anuais são especialmente afetados pela perda das áreas úmidas naturais, pois habitam exclusivamente este tipo de ambiente aquático. As mesmas características que tornam estes peixes aptos a viver nesses ambientes efêmeros também os tornam altamente vulneráveis aos vários tipos de impactos a que seu hábitat está sujeito (Costa, 2002), uma vez que habitam ambientes isolados e possuem baixa capacidade de dispersão, e de onde dificilmente conseguiriam migrar para um ambiente mais favorável em virtude de algum impacto.

Apesar da riqueza de espécies de Rivulidae no Brasil, o grupo é considerado o mais ameaçado de todos os peixes no país (Rosa & Lima, 2008). As causas variam de acordo com a região e estão relacionadas com a densidade populacional humana e da atividade econômica. No Rio Grande do Sul a principal causa de perda de habitat para rivulídeos é o cultivo de arroz, que geralmente ocorre nas planícies aluviais, precisamente onde há uma maior concentração de habitats (Reis et al. 2003, Rosa & Lima 2008, Volcan et al. 2011a). O aumento da área urbana, com aterramento, drenagem e deposição de lixo e os recentes empreendimentos de silvicultura na metade sul do Estado também constituem ameaças para estas espécies (e.g. Reis et al. 2003; Volcan et al. 2014). Apesar de todos os impactos e do

alto grau de ameaça para a maioria das espécies, o grupo apresenta baixa representatividade em áreas protegidas (Lanés, 2009).

Devido ao elevado grau de ameaça para a maioria das espécies de peixes anuais, recentemente foi lançado o Plano de Ação Nacional para a Conservação de peixes Rivulidae (ICMBio, 2013), cujo principal objetivo é estabelecer mecanismos para proteger e prevenir a extinção de espécies de Rivulidae e a perda de seus habitats no Brasil. Assim, é evidente que, além das medidas de proteção, são necessárias medidas urgentes de apoio e de incentivo a projetos que visem reconhecer aspectos populacionais e ecológicos dessas espécies, assim como identificar os principais impactos sobre as populações, de forma a auxiliar na conservação das espécies.

Estudos referentes à rivulídeos no Rio Grande do sul, tem se concentrado em aspectos sistemáticos/taxonômicos (e.g. Costa, 2006, Ferrer et al., 2008, Volcan et al. 2014) e de distribuição e conservação (Costa, 2002, Volcan et al., 2010; 2011), sendo raros os trabalhos que enfoquem o reconhecimento das características ecológicas e de história de vida das espécies (Arenzon et al., 1999, 2002; Fonseca et al. 2013; Volcan et al. 2012; 2013a; Lanés et al. 2013).

Apesar das ameaças para a maioria das espécies de Rivulidae, poucos esforços vêm sendo realizados para preservar este grupo de peixes. O conhecimento da ecologia e história de vida das espécies silvestres é fundamental para a criação de estratégias que promovam sua conservação (Volcan et al. 2009; Volcan et al. 2010; Lanés & Maltchik 2010). No caso de espécies endêmicas, com reduzida plasticidade ecológica e que dependem de ambiente extremamente frágil e suscetível às alterações, como no caso dos peixes anuais, isso se torna imprescindível.

Através do estudo da ecologia, história de vida, padrões de riqueza, distribuição e dos fatores ambientais que afetam as populações de Rivulidae, pretendo com o presente estudo ampliar o conhecimento sobre os peixes anuais e subsidiar informações que auxiliem na conservação do grupo, assim como contribuir para o delineamento de políticas de meio ambiente e definição de áreas prioritárias para conservação. Para tanto, objetivei: (1) analisar a variação espaço-temporal e fatores ambientais que afetam a comunidade de peixes de áreas úmidas temporárias, (2) analisar variações temporais de tamanho, taxa de crescimento específico e densidade de peixes anuais, (3) analisar a relação peso-comprimento dessas mesmas espécies, e (4) apresentar dados atualizados de um estudo amplo sobre a riqueza, distribuição e conservação de peixes anuais no Rio Grande do Sul.

2.5 Referencias bibliográficas

- Amoros, C. & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 761–776.
- Amezaga, J.M., Santamaria, L., and A.J. Green. 2002. Biotic wetland connectivity - supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica* 23: 213-222.
- Arenzon, A., Peret, A. C. & Bohrer, M. B. C. 1999. Reproduction of the annual fish *Cynopoecilus maelanotaenia* (Regan 1912) based on a temporary water body population in Rio Grande do Sul State, Brazil. *Hydrobiologia*, 411: 65-70.
- Arenzon, A., Lemos, C.A., & Bohrer, M.B.C. 2002. The influence of temperature on the embryonic development of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Brazilian Journal of Biology* 62(4B): 743-747.
- Arenzon, A., R. F. Pinto, Colombo, P. & Raya-Rodriguez, M. T. 2003. Assessment of the freshwater annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* as a toxicity test organism using three reference substances. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (9): 2188-2190.
- Arezo, M.J., D'Alessandro, S. Papa, N. Sá, R., & Berois, N. 2007. Sex differentiation pattern in the annual fish *Austrolebias charrua* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Tissue and Cell* 39: 89-98.
- Arthington, J. D. & Brown, W. F. 2005. Estimation of feeding value of four tropical forage species at two stages of maturity. *Journal of Animal Science*, 83 (7): 1726-1731
- Baber, M.J., Childers, D.L., Babbitt K.J. & Anderson D.H. 2002. Controls on fish distribution and abundance in temporary wetlands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1–10.
- Baber, M.J. & Babbitt K.J. 2004. Influence of habitat complexity on predator–prey interactions between the fish (*Gambusia holbrooki*) and tadpoles of *Hyla squirella* and *Gastrophryne carolinensis*. *Copeia*. 1: 173-177
- Bauder, E.T. 2005. The effects of an unpredictable precipitation regime on vernal pool hydrology. *Freshwater Biology*, 50, 2129–2135.
- Begon, M., Steven M. S. & Thompson, D.J. 1996. "Predator–prey cycles with period shifts between two-and three-species systems. *Nature*, 311-315.
- Bellote, D.F. & Costa, W.J.E.M. 2004. Reproductive behavior patterns in three species of the South American annual fishes genus *Austrolebias* Costa, 1998 (Cyprinodontiformes:

- Rivulidae). Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro, Nova Série, Zoologia (514): 1-7.
- Beesley, L., King, A.J. & Amtstaetter, F. 2012. Does flooding affect spatiotemporal variation of fish assemblages in temperate floodplain wetlands? *Freshwater Biology* 57, 2230–2246
- Brock, M.A. 1998. Are temporary wetlands resilient? Evidence from seed banks of Australian and South African wetlands. In: *Wetlands for the Future* (Eds A.J.McComb & J.A.Davis), pp. 193–206. Gleneagles Press, Adelaide, Australia.
- Collinson, N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P.J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74, 125–133.
- Costa, W.J.E.M. 2002. Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação. Curitiba, ed. Universidade Federal do Paraná (UFPR).
- Costa, W.J.E.M. 2006. The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa*, 1213, 1–162.
- Costa, W.J.E.M. 2008. Catalog of aplocheiloid killifishes of the world. 1. ed. Rio de Janeiro: Reproarte. 127pp.
- Costa, W.J.E.M. 2009. Trophic radiation in the South American annual killifish genus *Austrolebias* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Explorations Freshwaters* 20 (2): 179-191.
- Costa, W.J.E.M. 2010: Historical biogeography of Cynolebiasine annual killifishes inferred from dispersal-vicariance analysis. *Journal of Biogeography* 37 (10): 1995-2004.
- Costa, W.J.E.M. 2012. Delimiting priorities while biodiversity is lost: Rio's seasonal killifishes on the edge of survival. *Biodiversity and Conservation* 21: 2443-2452.
- Costa, W.J.E.M. 2013 Historical biogeography of aplocheiloid killifishes (Teleostei: Cyprinodontiformes). *Vertebrate Zoology*, 63: 139-154.
- Costa, W.J.E.M. & Lanés, L.E.K. 2009. *Rivulus riograndensis*, a new aplocheiloid killifish from southern Brazil (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 20: 91-95.

- Deil, U. 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands - a global perspective. *Phytocoenologia*, 35, 533–705.
- Della Bella, V., Bazzanti, M. & Chiarotti, F. 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 583–600.
- Degani, G., Yehuda, Y., Jackson, J. & Gophen, M. 1998. Temporal variation in fish community structure in a newly created wetland lake (Lake Agmon) in Israel. *Wetlands Ecology and Management*, 6, 151–157.
- Macedo-Soares, P.H.M.; Petry, A.C.; Farjalla, V.F. & Camaraschi, E.P. 2010. Hydrological connectivity in a coastal inland systems: lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater Fishes*, 19:7-18.
- Drenner, S.M., Dodson, S.I., Drenner, R.W. & Pinder, J.E. 2009. Crustacean zooplankton community structure in temporary and permanent grassland ponds. *Hydrobiologia*, 632, 225–233.
- Errea, A. & Danulat E. 2001. Growth of the annual fish, *Cynolebias viarius* (Cyprinodontiformes), in the natural habitat compared to laboratory conditions. *Environmental Biology of Fishes*, 61, 261–268.
- Fairbairn, S.E. & Dinsmore, J. J. 2001. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the Prairie Pothole Region of Iowa, USA. *Wetlands*, 21:41–47
- Fausch, K.D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G.D. & Townsend, C.R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holartic regions. *Ecological Applications* 11, 1438–1455.
- Ferrer, J., Malabarba, L.R. & W.J.E.M., Costa. 2008. *Austrolebias paucisquama* (Cyprinodontiformes: Rivulidae), a new species of annual killifish from southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 175-180.
- Ferrer, J., Wingert, J.M. & Malabarba, L.R. 2014: Description of a new species and phylogenetic analysis of the subtribe Cynopoecilina, including continuous characters without discretization (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 172: 846–866.
- Fonseca A.P., Volcan M.V., Sampaio L.A., Romano L.A. & Robaldo R.B. 2013. Growth of critically endangered anual fish *Austrolebias wolterstorffi* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) at different temperatures. *Neotropical Ichthyology* 11 (4): 837-844.

- García, D., M. Loureiro & B. Tassino. 2008. Reproductive behavior in the annual fish *Austrolebias reicherti* Loureiro & García 2004 (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Neotropical Ichthyology* 6(2): 243-248.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 14:314-317
- Gonçalves, C.S., Souza, U.P., & Volcan, M.V. 2011. The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 9:191-200.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yaverkovski, N., Perennou, C. 2004. Mediterranean Temporary Pools, vol. 1: Issues Relating to Conservation, Functioning and Management. Station biologique de la Tour du Valat: Arles.
- Guadagnin, D.L. & Maltchik, L. 2007. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation*, 16, 1231-1244.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404:755-758
- Hairston, N.G. 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnol Oceanogr* 41:1087–1092
- Harel, I.H.A., Benayoun, B.A., Machado, B., Singh, P.P., Hu, C.K., Peach, M.F., Valenzano, D.R., Zhang, E. , Sharp, S.C., Artandi, S.E. & Brunet, A. 2015. A platform for rapid exploration of aging and diseases in a naturally short-lived vertebrate. *Cell* 160(5): 1013-1026
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2013. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção. Brasília. Available from: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-rivulideos/sumario-executivo-rivulideos.pdf> (14 April 2013).
- Junk, W.J. 1985. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the water level fluctuations and related environmental changes of the Amazon system. *Amazoniana*, 9, 315–351.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river–floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110–127.

- Junk, W.J. & Wantzen K.M. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications – an update. In: Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (Eds R.L.Welcome & T. Petr), pp. 117–140. RAP Publication 2004 /16 Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, Bangkok.
- Keppeler, F.W. Lanés, L.E.K. Rolon, A.S., Stenert, C., Lehmann, P., Reichard, M. & Maltchik, L. 2014. The morphology–diet relationship and its role in the coexistence of two species of annual fishes. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Kushlan, J.A. 1974. Effects of a natural fish kill on the water quality, plankton and fish populations of a pond in the Big Cypress Swamp, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 103, 235–243.
- Lanés, L.E.K., Gonçalves Â.C., & M.V. Volcan. 2013. *Austrolebias arachan* Loureiro, Azpelicueta and García 2004 (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Rio Grande do Sul, Brazil: occurrence, length-weight relationships and condition factor. *Journal of Applied Ichthyology*, 29: 252-256.
- Lanés, L.E.K., Keppeler, F.W. & Maltchik, L. 2014. Abundance variations and life history traits of two sympatric species of Neotropical annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in temporary ponds of southern Brazil. *Journal of Natural History*. 48(31-32): 1971-1988
- Lanés, L.E.K. & Maltchik, L. 2010. Discovery of the annual killifish Critically Endangered, *Austrolebias wolterstorffi* (Ahl, 1924) (Rivulidae: Cyprinodontiformes) in Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Journal of Threatened Taxa* 2 (11): 1282-1285.
- Laufer, G., Arim, M., Loureiro, M., Piñero-Guerra, J. M., Clavijo-Baquet, S. & Fagúndez, C. 2009. Diet of four annual killifishes: an intra and interspecific comparison. *Neotropical Ichthyology* 7 (1): 77-86.
- Liu, R.K., & R.L. Walford, 1966. Increased growth and life-span with lowered ambient temperature in the annual fish *Cynolebias adloffii*. *Nature* 212: 1277-1278.
- Liu, R.K. & R.L.Walford. 1969. Laboratory studies on life-span, growth, aging, and pathology of the annual fish *Cynolebias bellottii* Steindachner. *Zoologica* 54: 1–16.
- Lubinski, B.J., Jackson, J.R. & Eggleton, M.A. 2008. Relationships between floodplain lake fish communities and environmental variables in a large river-floodplain ecosystem. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137, 895– 908.

- Magoulick, D.D. & Kobza, R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48, 1186–1198.
- Maltchik, L., Schneider, E., Becker, G. & Escobar, A. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânica* 53: 89-100.
- Maltchik, L., Rolon, A.S., Guadagnin, D.L. & Stenert, C. 2004. Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensis* 16: 1-13.
- Maltchik, L. & Medeiros, E.S.F.. 2006. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(7): 665-677.
- McPeck, M.A., and Kalisz, S. 1998. The joint evolution of dispersal and dormancy in metapopulations. *Archive für Hydrobiologie* 52:33-51.
- Nico, L.G., & Thomerson, J.E. 1989. Ecology, food habits and spatial interactions of Orinoco Basin annual killifish. *Acta Biologica Venezuelica* 12 (3-4): 106-120.
- Nogueira, C., Buckup, P.A., Menezes, N.A., Oyakawa, O.T., Kasecker, T.P., Neto M.B.R. & Silva J.M.C. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian
- Olden, J.D., Hogan, Z.S. & Vander Zanden, M.J. 2007. Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 694–701.
- Pazin, V.F.V., Magnusson, W.E., Zuanon, J. & Mendonça, F.P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology*, 51, 1025–1037.
- Podrabsky, J.E. & Hand, S. 1999. The bioenergetics of embryonic diapause in annual killifish, *Austrofundulus limnaeus*. *Journal of Experimental Biology*. 202:2567-2580
- Propst, D.L. & Gido, K.B. 2004. Responses of native and non-native fishes to natural flow regime mimicry in the San Juan River. *Transactions of the American Fisheries Society* 133, 922–931.
- Pyke, C.R. 2005. Assessing climate change impacts on vernal pool ecosystems and endemic branchiopods. *Ecosystems* 8:95–105
- Ralph, T.J. & Rogers, K. *Floodplain Wetland Biota in the Murray–Darling Basin: Water and Habitat Requirements* (2011). 14-28.

- Reis, R.E., Lucena, Z.M.S., Lucena, C.A.S.; Malabarba, L.R., 2003. Fishes. 117-145 pp. In: Red book of threatened fauna in Rio Grande do Sul. Fontana, C.S. Bencke G.A. & Reis R.E. (Eds). Edipucrs, Porto Alegre, Brasil. p. 632.
- Rosa, R.S. & Lima, F.C.T. 2008. Peixes. pp. 9-285. In: Machado, A.B.M.; Drummond G. M. & Paglia, A. P. (ed.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, p. 907.
- Ruetz III, C.R., Trexler J.C., Jordan F., Loftus W.F. & Perry S.A. (2005). Population dynamics of wetland fishes: spatio-temporal patterns synchronized by hydrological disturbance? *Journal of Animal Ecology*, 74: 322-332.
- Sanderson, R.A., Eyre, M.D. & Rushton, S.P. 2005. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography*, 28, 355– 362.
- Sargent, J.C. & Galat, D.L. 2002. Fish mortality and physicochemistry in a managed floodplain wetland. – *Wetl. Ecol. Manage.* 10: 115–121.
- Shibatta, O. 2005. Reprodução do pirá-brasília, *Simpsonichthys boitonei* Carvalho (Cyprinodontiformes, Rivulidae), e caracterização de seu habitat na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 1146-1151.
- Súarez, Y.R., Petrere-Júnior, M. & Catella, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*. 11(1):45-50.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V. 2000. An extension of the Flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14, 2861-2883.
- Volcan M.V., Lanés L.E.K. & Cheffe M.M. 2010. Distribuição e conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no município do Chuí, sul do Brasil. *Biotemas*, 23, 51-58.
- Volcan M.V., Gonçalves A.C. & Lanés L.E.K. 2011. Distribution, habitat and conservation status of two threatened annual fishes (Rivulidae) from southern Brazil. *Endangered Species Research*, 13, 79-85.
- Volcan, M.V., Fonseca, A.P., Figueiredo, M.R.C., Sampaio L.A. & Robaldo, R.B.. 2012. Effect of temperature on growth of the threatened annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* Costa & Cheffe 2001. *Biota Neotropica*, 12: 68-73.

- Volcan, M.V., Sampaio L.A., Bongalhardo D.C., Robaldo R.B. 2013a. Reproduction of the annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* (Rivulidae) maintained at different temperatures. *Journal of Applied Ichthyology* 29 (3): 648–652.
- Volcan, M.V., Gonçalves, A.C. & Guadagnin, D.L. 2013b. Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 1-3.
- Volcan, M.V., Lanés, L.E.K. & Â.C. Gonçalves. 2014. *Austrolebias bagual*, a new species of annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from Southern Brazil. *Aqua, International Journal of Ichthyology*. 20(4): 3-14.
- Walford, R.L. & Liu, R.K. 1965, Husbandry, life-span and growth rate of the annual fish, *Cynolebias adloffi*. *Experimental Gerontology* 1: 161-171.
- Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers – Research and Management*, 15, 125–139.
- Wilson, E.O. Biodiversidade. 1 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Williams, P., Biggs, J., Fox, G., Nicolet, P. & Whitfield, M. 2001. History, origins and importance of temporary ponds. *Freshwater Forum* 17: 7–15.
- Wourms, J.P. 1972. The developmental biology of annual fishes. III. Pre embryonic and embryonic diapause of variable duration in the eggs of annual fishes. *Journal of Experimental Zoology* 182:389–414.
- Wiggins, G.B., Mackay, R.J. & Smith, I.M. 1982. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*, 58, 97–206.

3 CAPÍTULO 1: Padrões espaço-temporais e fatores ambientais em comunidades de peixes de áreas úmidas temporárias no sul do Brasil

Artigo formatado nas normas da revista Freshwater Biology

Padrões espaço-temporais e fatores ambientais em comunidades de peixes de áreas úmidas temporárias no sul do Brasil

Matheus Vieira Volcan^{1,2,4}, Ândrio Cardozo Gonçalves² & Demetrio Luis Guadagnin^{1,3}

¹ Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Cidade Universitária. Bairro Camobi, Km 9. Cep 97105-900. Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil

² Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Laboratório de Ictiologia. Rua Uruguai, 1242. Bairro Centro, CEP 96010-630. Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil

³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Depto. de Ecologia, Caixa Postal 15007 - 91501-970 Porto Alegre RS

⁴ Autor de correspondência Email: matheusvolcan@hotmail.com.

Resumo

1. A fauna de peixes de áreas úmidas (AU) temporárias é altamente dinâmica devido a limitações fisiológicas e de estratégias de vida das espécies, onde as alterações nas condições hidrológicas e limnológicas podem causar perturbações em escala espaço-temporal e impactos na abundância e estrutura das comunidades de peixes.
2. Neste estudo, avaliamos a variação espaço-temporal da comunidade de peixes e verificamos a influência de fatores ambientais nestas mudanças em AU temporárias no sul do Brasil.
3. A composição e abundância de peixes apresentou marcada variação espaço-temporal nas AU estudadas. Dois diferentes ciclos de vida - anual e não anual - foram registrados entre as espécies. A variação da comunidade de peixes parece estar associada a diferenças na estratégia de vida das espécies e as respostas específicas de cada uma as diferentes condições ambientais. Enquanto espécies de peixes anuais estão presentes durante todo o hidroperíodo, tendendo a mudança gradual de densidade ao longo do tempo, espécies de peixes não anuais apresentam padrão inverso, com maiores densidades na fase final do ciclo hidrológico.
4. A composição e abundância dos peixes não foram afetadas pelas variáveis químicas da água, entretanto, foram relacionadas com variáveis do habitat e da paisagem (área, número de microhabitats e isolamento), variáveis climáticas e

hidrológicas (hidroperíodo, média de pluviosidade e nível do canal São Gonçalo) e físicas (profundidade).

5. Concluimos que as AU temporárias apresentam composições ictiofaunísticas que variam no espaço e no tempo, compostas tanto por espécies raras, ameaçadas de extinção e altamente especializadas a vida nestes ambientes efêmeros como por espécies de ampla distribuição e que utilizam oportunamente essas áreas por curtos períodos. Nestes locais, as características do habitat e da paisagem e as mudanças nas variáveis climáticas e hidrológicas ao longo do hidroperíodo são os fatores que têm maior influência na variação espaço-temporal da comunidade de peixes, principalmente de não anuais. A manutenção da integridade física e do ciclo hidrológico das áreas úmidas temporárias é fundamental para a conservação das espécies de peixes que habitam estes ambientes no sul do Brasil.

Palavras chave: ciclo de vida, variáveis ambientais, peixe anual, Rivulidae, conservação, comunidade de peixes.

Introdução

Áreas úmidas (AU) são habitats diversos, variando de permanentes a efêmeros, sendo consideradas temporárias quando apresentam uma fase previsível de seca, usualmente de três a oito meses (Collinson et al. 1995; Gomes, 1998). Estes ambientes geralmente estão associados a planícies de inundações, possuem pequeno porte (< 10 ha), pouca profundidade e exibem alternância entre fases de secas e inundações ditada pela pluviosidade local ou pulso de inundação de corpos de água permanentes (Drago, 1989; Junk et al. 1989; Ramsar, 2002; Lubinski et al. 2008).

A abundância e a estrutura das comunidades de peixes nestes ambientes podem ser influenciadas por muitos mecanismos, incluindo o tamanho, o grau de isolamento, a diversidade de habitats, o hidroperíodo e gradientes físico-químicos (Rahel, 1984; Escalera-Vázquez & Zambrano, 2010; Maltchik et al. 2010). Estes fatores influenciam a taxa em que os indivíduos abandonam e colonizam áreas úmidas em uma planície de inundação (Layman et al. 2010). Os efeitos destes fatores são mediados pelos atributos adaptativos das espécies de peixes (Ruetz et al. 2005). O filtro ambiental acionado pela estação de seca favorece as espécies que desenvolveram adaptações específicas para sobreviver a estes períodos e tende a eliminar as demais (Wellbom et al. 1996; Nielsen et al. 2002). Poucas espécies ocorrem exclusivamente em AU temporárias, como é o caso dos peixes anuais da família Rivulidae

(Costa 2002). Outras espécies de peixes são provavelmente recrutadas de corpos de água permanentes durante os períodos de inundação (Vaz-Ferreira et al. 1966; Nico & Thomerson, 1989; Gonçalves et al. 2011; Volcan et al. 2011).

As AU tendem a ocorrer como manchas disjuntas em uma matriz de terra firme, apresentando o padrão homogêneo e dividido característico de “ilhas de habitat”, porém com grande heterogeneidade interna (Guadagnin e Maltchik 2007). Áreas úmidas pequenas tendem também a exibir uma menor variedade de habitats, o que acarreta uma menor diversidade de espécies (Guadagnin et al. 2009, Maltchik et al. 2010). O grau de isolamento das AU (Tiner, 2003) e a distância destes ambientes desde uma área fonte podem também ter efeitos significativos sobre as taxas de colonização a cada evento hidrológico (Magoulick & Kobza, 2003; Pazin et al. 2006). Pulsos de inundação, de variadas abrangências espaciais, desempenham um papel importante na conectividade entre áreas úmidas e estruturação dos habitats e das comunidades de peixes (Tockner et al. 2000). Nas planícies de inundação habitats lênticos são formados à medida que a água recua após um evento de inundação. Os processos nestes habitats se tornam progressivamente menos dependentes do canal do rio e mais sujeitos a eventos climáticos e fatores locais (Junk et al. 1989). No entanto, existem algumas AU temporárias que raramente se conectam a um corpo hídrico permanente e tanto os eventos de inundação quanto de seca são ditados principalmente pelos regimes de chuvas sazonais locais. A variação hidrológica induz também mudanças nas características físicas e químicas da água, como o pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura, o que pode ser determinante na estruturação da ictiofauna (Tejerina-Garro et al., 1998).

A compreensão do efeito das variações ambientais e perturbações em escala temporal e espacial na estrutura das comunidades é um dos principais desafios em ecologia de peixes (Matthews, 1998; Winemiller et al. 2000). O conhecimento dos fatores que influenciam a comunidade de peixes de AU é fundamental para a conservação das espécies que utilizam este tipo de ambiente, muitas destas consideradas raras, de distribuição restrita e ameaçadas de extinção (Costa, 2002; Nogueira et al. 2010; ICMBio, 2013). Na região Neotropical poucos estudos objetivaram explicar padrões espaço-temporais e relações entre o habitat e a ictiofauna em AU temporárias (Maltchik et al. 2010; Vázquez & Zambrano 2010; Lanés 2011). Neste trabalho analisamos as variações espaço-temporais e a influência de atributos do habitat, da paisagem, climáticos, hidrológicos e físico-químicos na comunidade de peixes em um conjunto de áreas úmidas temporárias no sul do Brasil. Especificamente, objetivamos responder às seguintes perguntas: (1) como varia a comunidade de peixes no espaço e no

tempo? e (2) quais as variáveis ambientais têm maior influência na comunidade de peixes de AU temporárias? Esperamos que a composição e abundância de peixes variem no espaço e no tempo. Como as AU permanecem isoladas em uma matriz terrestre durante a maior parte do ano, prevemos que fatores que favoreçam o fluxo de indivíduos entre as áreas úmidas exerçam maior influência na comunidade de peixes. Assim, esperamos que variáveis do habitat e da paisagem e variáveis hidrológicas e climáticas exerçam maior influência na estrutura da comunidade de peixes, ao passo que as condições físicas e químicas da água não seriam fatores determinantes para a comunidade. Classificamos os peixes em dois distintos grupos, anuais e não anuais, prevendo que as diferenças nas estratégias de vida das espécies possam auxiliar na compreensão dos padrões encontrados.

Métodos

Área de estudo e delineamento amostral

A área de estudo compreende um setor de planície de inundação de cerca de 500 ha localizado entre as desembocaduras do arroio Pelotas e do canal São Gonçalo, na zona costeira do sul do Brasil (31°46'29"S; 52°15'34"W). O relevo é plano e a matriz de campos arenosos utilizados para pecuária. O clima da região é do tipo temperado úmido (*Cfa*), com influência marinha (Rosa, 1985). A temperatura média anual é de 17,8 °C (média de 23,2 °C no mês mais quente – janeiro e de 12,3 °C no mês mais frio – julho). A pluviosidade média anual é de 1.249 mm (média mensal de 67 mm em abril à 153 mm em agosto). A queda da temperatura e aumento da pluviosidade a partir do outono influencia a fase de alagamento das áreas úmidas, circunscrita geralmente entre os meses de abril e novembro.

Selecionamos para estudo 11 áreas úmidas. Realizamos amostragens mensais ao longo de um ano, entre maio de 2011 e abril de 2012. As amostragens iniciaram quando as primeiras áreas alagaram, em maio de 2011 e terminaram quando as últimas secaram completamente, em dezembro de 2011, resultando em um total de oito meses de amostragem efetiva.

A área de estudo é um remanescente de ecossistemas costeiros prioritário para a conservação em nível nacional (MMA, 2007, Volcan et al. 2009), incluindo duas espécies de peixes anuais ameaçadas de extinção (Reis et al. 2003a; Volcan et al. 2009, 2013; ICMBio, 2013).

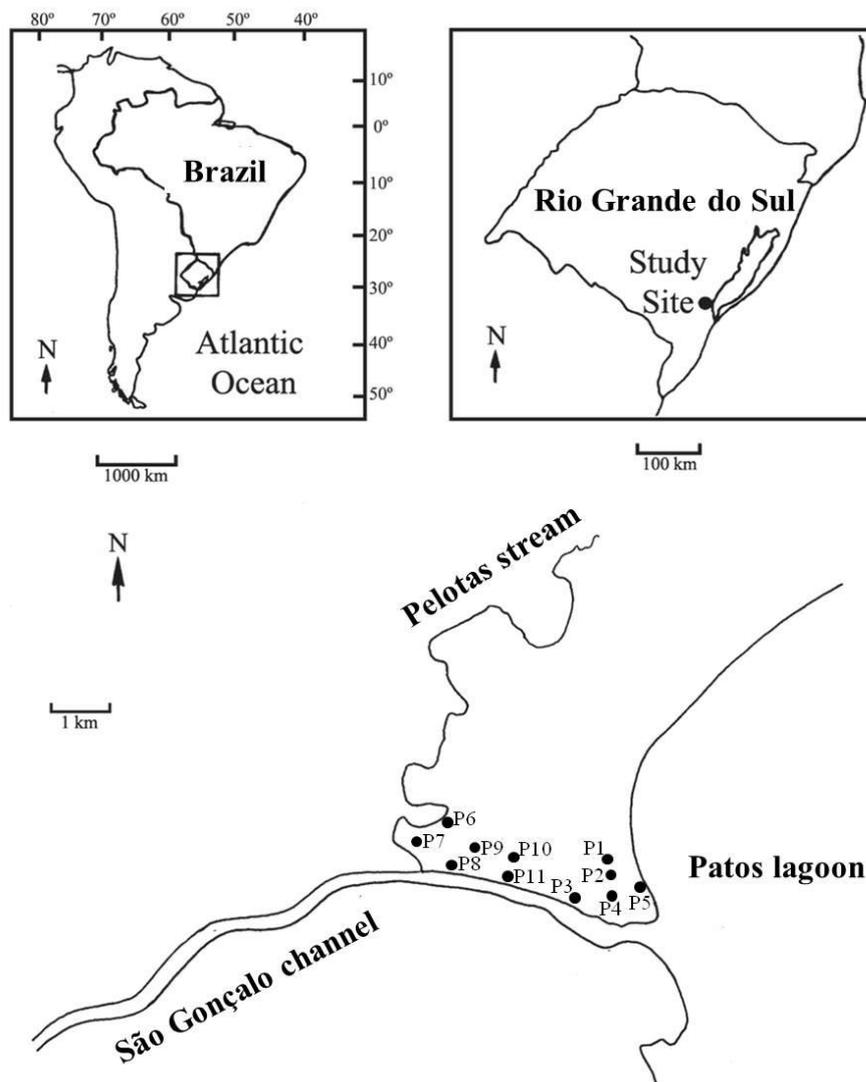


Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a localização das 11 áreas úmidas amostradas na várzea do canal São Gonçalo, Rio Grande do Sul, Brasil (Adaptado de Gonçalves et al. 2011).

Amostragem de peixes

Coletamos peixes com puçá (60 x 40 cm, malha de 2 mm), realizando lances sobre uma área total de 0,6 m². A cada campanha de amostragem efetuamos 25 lances de puçá (área total = 15 m²) em áreas úmidas menores que ½ ha e 50 lances (área total = 30 m²) em áreas maiores que ½ ha. Os peixes coletados foram anestesiados em banho de óleo de cravo, fixados em formol 10 % e conservados em álcool 70 %. Tombamos exemplares testemunhos de cada espécie no Museu da Universidade Católica de Pelotas (MUCPel). Identificamos os espécimes baseado nas descrições e chaves de Menezes (1987), Vari (1992), Costa (2002, 2006), Lucinda (2008), Malabarba (2008) e Reis et al. (2003b).

Classificamos as espécies, de acordo com o ciclo de vida, em (1) espécies anuais – aquelas que dependem de episódios de secas sazonais do ambiente para completar seu ciclo de vida, possuindo ovos que passam por estágios de diapausa (Wourms, 1972), abrangendo as espécies da família Rivulidae (Costa 2002), e (2) espécies não anuais – aquelas sem adaptações específicas para sobreviver em áreas úmidas temporárias (Nico and Thomerson, 1989).

Usamos a captura por unidade de área (CPUA, n° indivíduos/m²) como medida de densidade. Assim calculamos a CPUA como sendo o número de indivíduos registrados por m² para cada espécie em cada área úmida a cada mês de amostragem. Calculamos a frequência de ocorrência (FO %) no espaço e no tempo, como o número de pontos amostrais e campanhas de coleta em que a espécie foi detectada.

Atributos ambientais

Medimos cinco atributos do habitat e da paisagem. Medimos a riqueza de microhabitats das áreas úmidas como o número de padrões de cobertura vegetal em cada ponto de amostragem. Sete padrões foram reconhecidos em campo: (1) estandes multiespecífico de macrófitas; (2) manchas de gravatás (*Eryngium* sp.); (3) árvores ou arbustos; (4) palha (*Panicum* sp.); (5) juncais (*Typha* sp.); (6) campos; (7) espelho d'água. Medimos a distância (m) de cada área úmida até o corpo de água permanente mais próximo (arroio Pelotas, canal São Gonçalo e laguna dos Patos) com o auxílio da ferramenta de medida disponível no programa Google Earth Pro. Estimamos o isolamento de cada AU como a área total de terras drenadas em uma janela com raio de 100 m a partir do ponto central de cada AU. Calculamos a área de cada AU e de ausência de AU na paisagem (janela com raio de 100 m) com imagens *Quikbird* de alta resolução, obtidas do software Google Earth Pró 6. Exportamos as 11 imagens para o programa Fragstats 4.1 para calcular a área padrão de cada uma das classes (AU e de ausência de AU). Consideramos o hidroperíodo como o número total de meses que cada AU se manteve alagada.

Medimos dois atributos climáticos e um hidrológico. Obtivemos as médias mensais de temperatura (°C) e pluviosidade (mm) de boletins climatológicos (Embrapa, 2012). Obtivemos valores máximos mensais de nível d'água do canal São Gonçalo (m) através do

monitoramento realizado por uma Barragem-Eclusa situada a cerca de 15 Km da área de estudo.

Medimos cinco atributos físico-químicos. A cada campanha de amostragem e em cada ponto medimos o oxigênio dissolvido (OD, mg l⁻¹), pH, condutividade (μS/cm⁻¹) e a temperatura da água (°C) com uma sonda multiparâmetro Hanna HI 9828. A profundidade (cm) foi obtida com o auxílio de uma haste graduada fixada na porção mais profunda de cada área úmida.

Análises dos dados

Em todas as análises os valores de CPUA foram transformados tomando $\log \text{CPUA} + 1$, de forma a reduzir o efeito de valores extremos de abundância.

Empregamos análise de componentes principais (PCA) para explorar os padrões de variação dos atributos do habitat e da paisagem, climáticos e ambiente físico-químico entre as áreas úmidas, ao longo do tempo. Os valores de todas as variáveis ambientais foram normalizados e centralizados. Empregamos análise de componentes principais (PCA) para explorar os padrões de variação de composição e abundância das assembleias de peixes entre as áreas úmidas e entre os meses de amostragem. Desconsideramos das análises multivariadas espécies que ocorreram em três amostras ou menos de forma a minimizar os resíduos na análise. Os dados foram agrupados espacialmente para analisar o padrão temporal e temporalmente para analisar o padrão espacial. Estas análises foram executadas no software CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2002).

Avaliamos a autocorrelação espacial de composição e abundância das assembleias de peixes comparando uma matriz de distâncias de Bray-Curtis entre as assembleias e uma matriz de distâncias euclidianas entre as áreas úmidas (Legendre & Legendre, 1998). Calculamos a significância do teste de Mantel com 5000 permutações, com o auxílio do programa PAST (Hammer et al. 2001).

Realizamos análise de similaridade (ANOSIM) para descrever os padrões espaço-temporais de variação da estrutura da assembleia de peixes. Realizamos esta análise com a medida de distância de Bray-Curtis com 1000 permutações e nível de significância de $p < 0.05$. A seguir realizamos uma análise de similaridade de percentagens (SIMPER) para determinar quais espécies tem maior influência na dissimilaridade entre as áreas úmidas e meses do ano. Para realizar essas análises utilizamos o software PAST (Hammer et al. 2001).

Analizamos a influência dos atributos do habitat e da paisagem, climáticos e do ambiente físico-químico entre as áreas úmidas na composição e abundância das assembleias de peixes através de Análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2002). Consideramos cada mês de amostragem em cada ponto de coleta como uma amostra. Assim, a matriz de dados da CCA foi construída contemplando tanto variáveis que mudam no tempo, mas não entre as AU, como variáveis que diferem entre as AU, mas não no tempo. Foi aplicada análise de permutação de Monte Carlo com “*forward selection*” para testar a significância ($p < 0,05$) da contribuição de cada variável em cada eixo da CCA. Apenas as variáveis ambientais indicadas pelo teste de Monte Carlo ($p < 0,05$) e que explicam parte da variação dos dados bióticos foram incluídas no modelo. O procedimento de Monte Carlo foi realizado com 499 randomizações dos dados para testar a hipótese nula de não haver relação entre a assembleia de peixes e a matriz ambiental. Posteriormente, as variáveis ambientais foram agregadas em três grupos para particionar a variância da CCA: variáveis do habitat e da paisagem (área, número de microhabitats, isolamento, distância de corpo de água permanente e hidroperíodo), climáticas e hidrológicas (média mensal de temperatura, média de pluviosidade e nível do canal São Gonçalo) e físico-químicas da água (OD, pH, temperatura, condutividade e profundidade). Esta partição permite a avaliação de qual parte da variação é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais medidas. A percentagem de variância de espécies explicada por cada modelo da CCA foi calculado como a razão entre a soma dos autovalores canônicos da CCA sobre a soma dos valores próprios da matriz de espécies ou inércia total. A significância dos modelos foi testada usando permutações de Monte-Carlo ($n = 499$).

Resultados

Caracterização do habitat

As áreas úmidas estudadas apresentaram grande variação de tamanho (CV=180%) e de distância até o corpo hídrico permanente mais próximo (CV=76%), uma variação intermediária número de microhabitats (CV=25%) e isolamento entre as áreas (CV=43%) e baixa variação de hidroperíodo (CV=8%) (Tabela 1).

Tabela 1. Média, desvio padrão (SD), coeficiente de variação (CV) e valores máximos e mínimos de área (m²), número de microhabitats, isolamento (ha), hidroperíodo (meses) e distância do corpo de água permanente (m) das 11 áreas úmidas temporárias da várzea do Canal São Gonçalo, sul do Brasil.

	Área	Microhabitat	Isolamento	Hidroperíodo	Distância
Média	11128	4,3	1,8	7,0	333
DP	20048	1,1	0,8	0,6	255
CV(%)	180	25	43	8	77
Minim	400	3,0	0,1	6,0	53
Máximo	80000	6,0	2,6	8,0	850

Dos atributos climáticos e hidrológicos analisados, a média de temperatura do ar foi a que apresentou a maior amplitude de variação (CV=17%), com menores médias associadas aos meses entre julho e setembro e as maiores em maio, novembro e dezembro (Figura 2). A média de pluviosidade apresentou pouca variação mensal (CV=11%), apresentando menores valores em novembro e dezembro e as maiores associadas aos meses de setembro e outubro (Figura 2). O nível do canal São Gonçalo apresentou a mesma tendência da pluviosidade (CV=15%), com seu maior nível em setembro (Figura 2).

Dentre os atributos físico-químicos, a profundidade e a temperatura da água apresentaram padrão inverso, com variações estacionais bem marcadas (Figura 2). Enquanto as maiores médias de temperatura foram observadas no verão (CV=25%), a profundidade apresentou as maiores médias nos meses mais frios e menores em dezembro (CV=34%, Figura 2), quando a maioria das áreas já havia secado. O pH apresentou pouca variação entre as áreas úmidas e ao longo do tempo (CV=10%), com médias homogêneas durante o hidroperíodo (Figura 2). A condutividade apresentou a maior variação entre os atributos físico-químicos (CV=101%), com médias inferiores entre junho e novembro e superiores em maio e dezembro (Figura 2). O oxigênio dissolvido apresentou variação considerável (CV = 57%) com maiores médias no início do alagamento das áreas úmidas (média de 4,9 mg/l em junho e 4,1 mg/l em agosto) e tendendo à redução até o final do período, com valores próximos de 0 mg/l em dezembro (Figura 2).

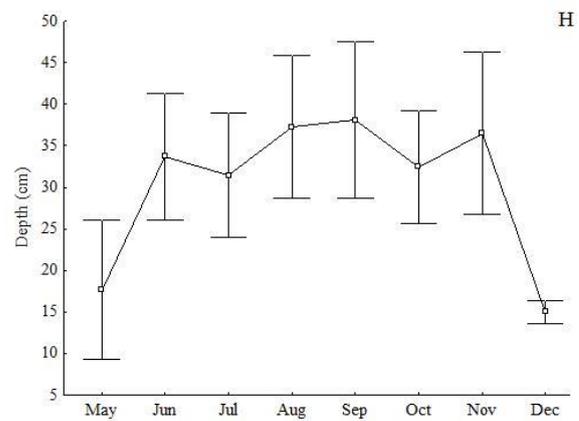
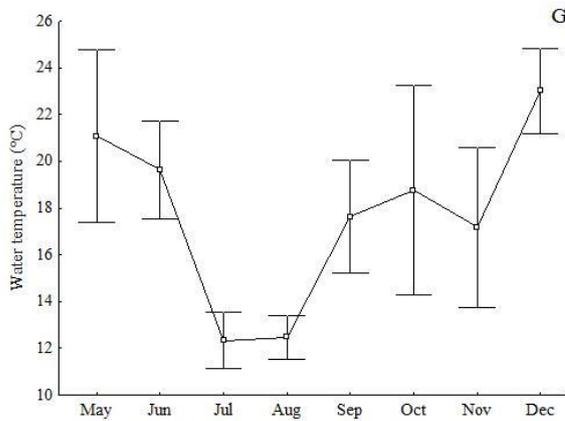
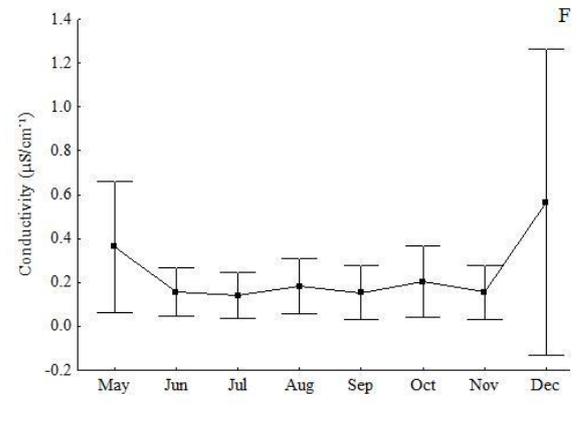
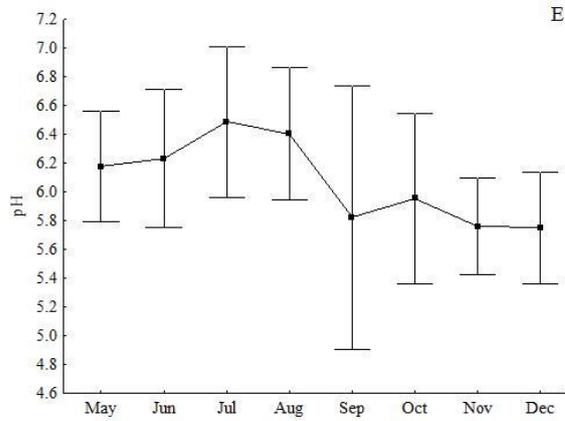
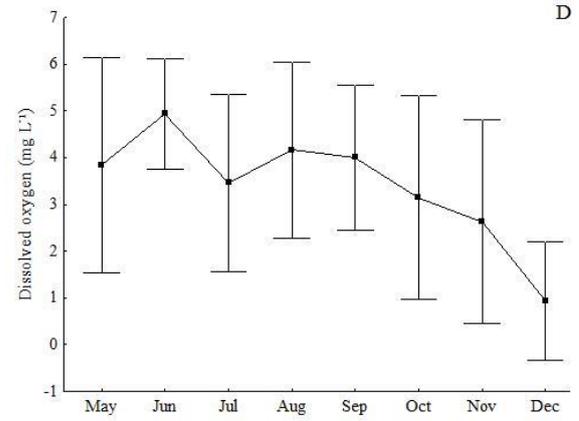
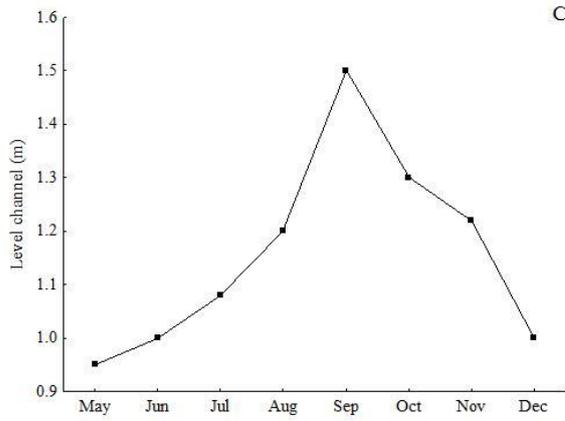
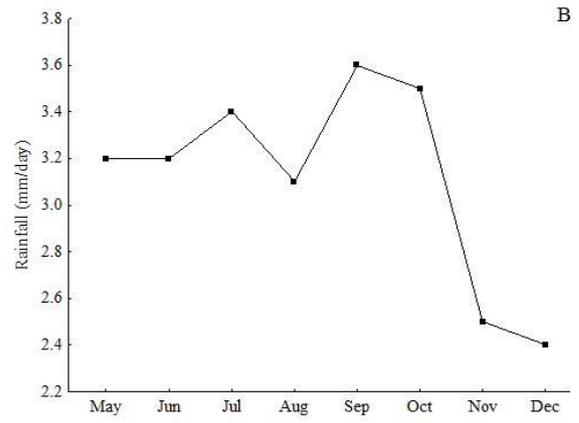
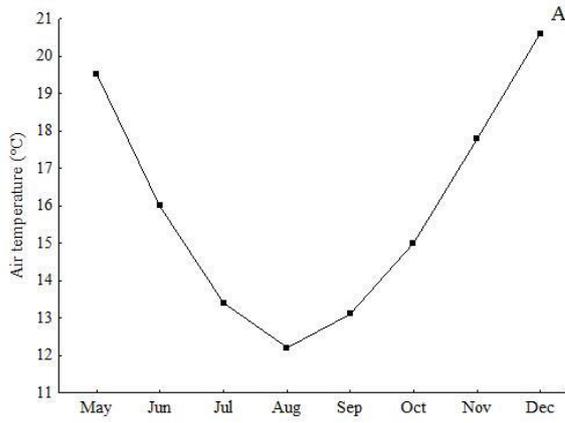


Figura 2. Variação mensal (média \pm desvio padrão) dos atributos climáticos e hidrológicos (A - C) e físico-químicos (D - H) analisados entre maio e dezembro de 2011 nas áreas úmidas temporárias da várzea do canal São Gonçalo, sul do Brasil.

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) explicaram cumulativamente 43,6 % da variação ambiental nas áreas úmidas amostradas (Tabela 2). O primeiro eixo explicou 25 % da variância e foi correlacionado positivamente com a condutividade. O segundo eixo capturou 18,6 % da variância e foi positivamente correlacionado com a distância de corpos de água permanentes e média mensal de pluviosidade e negativamente relacionado à profundidade, hidroperíodo e número de microhabitats. Observamos correlações fracas entre algumas variáveis e os eixos, sugerindo que as áreas úmidas apresentam padrões locais únicos (Tabela 2).

Tabela 2. Escores de cada eixo da PCA das variáveis ambientais de 11 áreas úmidas temporárias da várzea do canal São Gonçalo, sul do Brasil.

Variáveis	PCA 1	PCA 2
OD (mg L ⁻¹)	-0,12	0,04
pH	0,18	-0,14
Condutividade (μS/cm ⁻¹)	0,46	-0,04
Temperatura água (°C)	0,17	0,27
Profundidade (cm)	-0,15	-0,44
Área (m ²)	0,20	-0,23
Hidroperíodo (meses)	0,07	-0,45
Número de microhabitats	0,21	-0,31
Isolamento (m ²)	-0,05	0,17
Distância (m)	0,02	0,40
Média temperatura ar (C°)	-0,14	-0,17
Média pluviosidade (mm)	0,28	0,31
Nível do canal (m)	-0,23	-0,18

Estrutura das assembleias de peixes

No total coletamos 3.743 exemplares, pertencentes a três ordens, sete famílias e 20 espécies (Tabela 3). Dentre as ordens registradas, os Characiformes destacam-se com nove

espécies, seguido de Siluriformes com seis espécies e Cyprinodontiformes com cinco espécies. A abundância por ordem não apresentou o mesmo padrão da riqueza, onde os Cyprinodontiformes foram os predominantes com cerca de 90 % de todos os peixes coletados. A riqueza de espécies por família foi maior nos Characidae (N=8), seguido de Callichthyidae e Rivulidae (N=3), Heptapteridae e Poeciliidae (N=2) e Anablepidae e Curimatidae (N=1). Entre estas famílias, a mais abundante foi Rivulidae com 88 % dos espécimes capturados, seguido de Characidae com 8 %. As demais famílias representaram menos de 4 % dos peixes coletados. A fauna de peixes é caracterizada por espécies de dois padrões de ciclos de vida: anual e não anual. As espécies de peixes anuais registradas foram *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia*.

As espécies de maior densidade foram de *C. melanotaenia* (CPUA = 0,96 ind/m²), seguido de *A. nigrofasciatus* (CPUA = 0,86 ind/m²), *A. wolterstorffi* (CPUA = 0,15 ind/m²) e *A. cf. eigenmanniorum* (CPUA = 0,11 ind/m²) (Tabela 3), que representaram juntas cerca de 93% de todos os exemplares coletados. As espécies menos abundantes foram *C. interruptus* e *M. inequalis* (CPUA = 0,005 ind/m²), *H. littorale* (CPUA = 0,006 ind/m²), *H. boulengeri* e *P. australis* (CPUA = 0,007 ind/m²) e *C. decenmaculatus* (CPUA = 0,01 ind/m²), *C. voga* (CPUA = 0,03 ind/m²).

Quanto aos diferentes ciclos de vida, observamos que as espécies de peixes anuais são as mais abundantes ao longo de todo hidroperíodo, apresentando declínio populacional a partir de agosto, sendo mais pronunciado após novembro, antes das poças secarem (Figura 3). As espécies de peixes não anuais, por outro lado, foram menos abundantes e apresentaram tendência populacional inversa a dos peixes anuais, com as maiores abundâncias ao final do hidroperíodo (Figura 3).

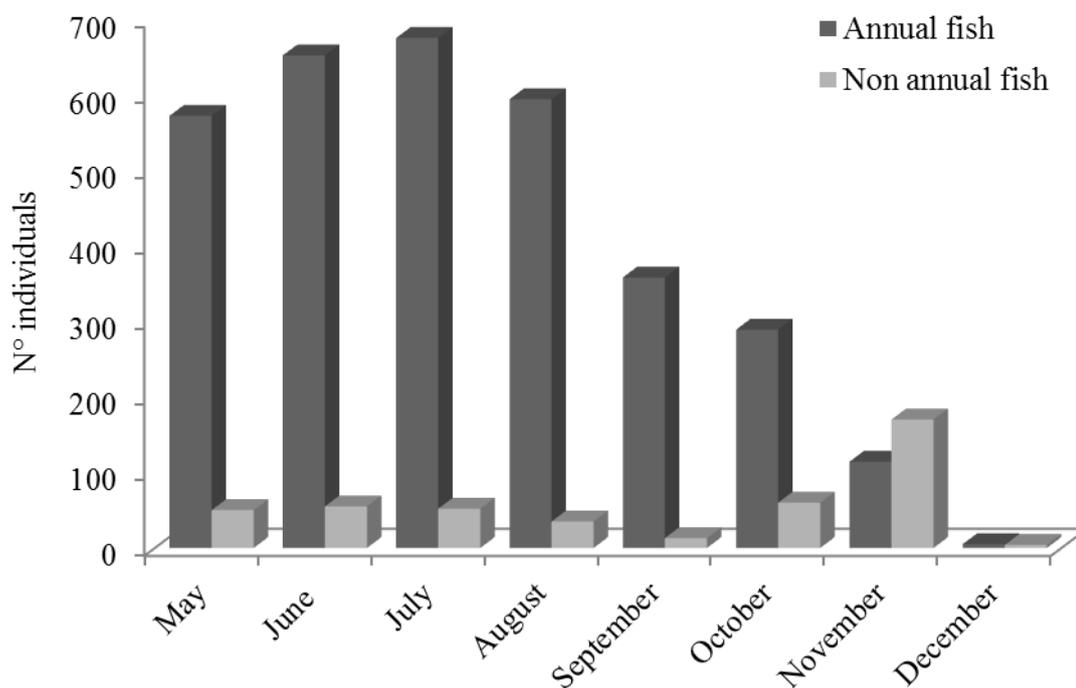


Figura 3. Variação mensal de abundância das espécies de ciclo de vida anual e não anual registradas em 11 áreas úmidas temporárias, amostradas ao longo de um ciclo hidrológico, no sul do Brasil.

As espécies mais frequentes ao longo dos meses de amostragem (FOT) foram *C. melanotaenia* e *C. callichthys* (100%), *A. cf. eigenmanniorum*, *P. caudimaculatus* e *A. nigrofasciatus* (87,5%) e *A. wolterstorffi* (75%). *Pimelodella australis*, *J. multidentata*, *C. decenmaculatus* e *M. inequalis* foram as espécies menos frequentes, ocorrendo em apenas uma campanha de coleta (12,5%) (Tabela 3). Quanto à frequência de ocorrência entre as áreas úmidas (FOE), *A. nigrofasciatus* e *C. melanotaenia* foram as únicas espécies registradas em todas as áreas amostradas, enquanto que *C. interruptus*, *M. inequalis*, *P. australis*, *C. decenmaculatus* e *J. multidentata* foram registradas em apenas um local (9,1%).

Tabela 3. Distribuição, captura por unidade de área (CPUA) e porcentagem de frequência de ocorrência no tempo (FOT) e espaço (FOE) das espécies de peixes coletadas nas 11 áreas úmidas temporárias amostradas entre maio e dezembro de 2011 na várzea do canal São Gonçalo, sul do Brasil.

Taxa	CPUA	FOT	FOE
Curimatidae			
<i>Cyphocharax voga</i>	0,035	37,5	18,2
Characidae			
<i>Astyanax cf. eigenmanniorum</i>	0,183	87,5	81,8
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	0,047	25	45,5
<i>Cheirodon interruptus</i>	0,003	12,5	9,1
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	0,006	25	18,2
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	0,055	37,5	45,5
<i>Mimagoniates inequalis</i>	0,003	12,5	9,1
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,052	37,5	27,3
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,018	37,5	18,2
Heptapteridae			
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	0,048	50	27,3
<i>Pimelodella australis</i>	0,009	12,5	9,1
Callichthyidae			
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,012	25	27,3
<i>Corydoras paleatus</i>	0,052	50	36,4
<i>Callichthys callichthys</i>	0,055	100	54,5
Rivulidae			
<i>Austrolebias nigrofasciatus</i>	0,938	87,5	100
<i>Austrolebias wolterstorffi</i>	0,085	75	36,4
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i>	1,005	100	100
Poeciliidae			
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0,063	87,5	63,6
<i>Cnesterodon decenmaculatus</i>	0,003	12,5	9,1
Anablepidae			
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,039	12,5	9,1

A matriz de similaridade da assembleia de peixes não foi correlacionada significativamente com a matriz de distância geográfica dos pontos amostrais (Mantel, $r = -$

0,006, $p = 0,47$). Assim, consideramos que a assembleia de peixes de cada área úmida foi espacialmente independente uma da outra.

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 53 % da variação espacial da assembleia de peixes, sendo 35,5 % explicado pelo eixo 1 e 17,5 % pelo eixo 2 (Figura 3). Os pontos 3 e 8 apresentaram composição similar entre si e diferiram dos demais, sendo caracterizados pela presença e abundância de *R. aff. quelen*, *C. paleatus*, *H. luetkenii*, *A. cf. eigenmaniorum*, *C. interruptus* e *O. robustus*. Os pontos 6 e 8 a presença e abundância de *C. melanotaenia* e *R. aff. quelen*. Os pontos 3 e 4 se caracterizaram pela ocorrência e abundância de *A. nigrofasciatus*, *O. robustus*, *C. interruptus* e *A. cf. eigenmanniorum* (Figura 4). A ANOSIM revelou diferenças significativas na estrutura da assembleia de peixes entre as áreas úmidas ($R_{\text{global}} = 0,279$, $P < 0,0001$). A análise SIMPER computou 62,9 % de similaridade média entre os pontos de amostragem sendo *C. melanotaenia* (24,7 %) e *A. nigrofasciatus* (23,1 %) as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade.

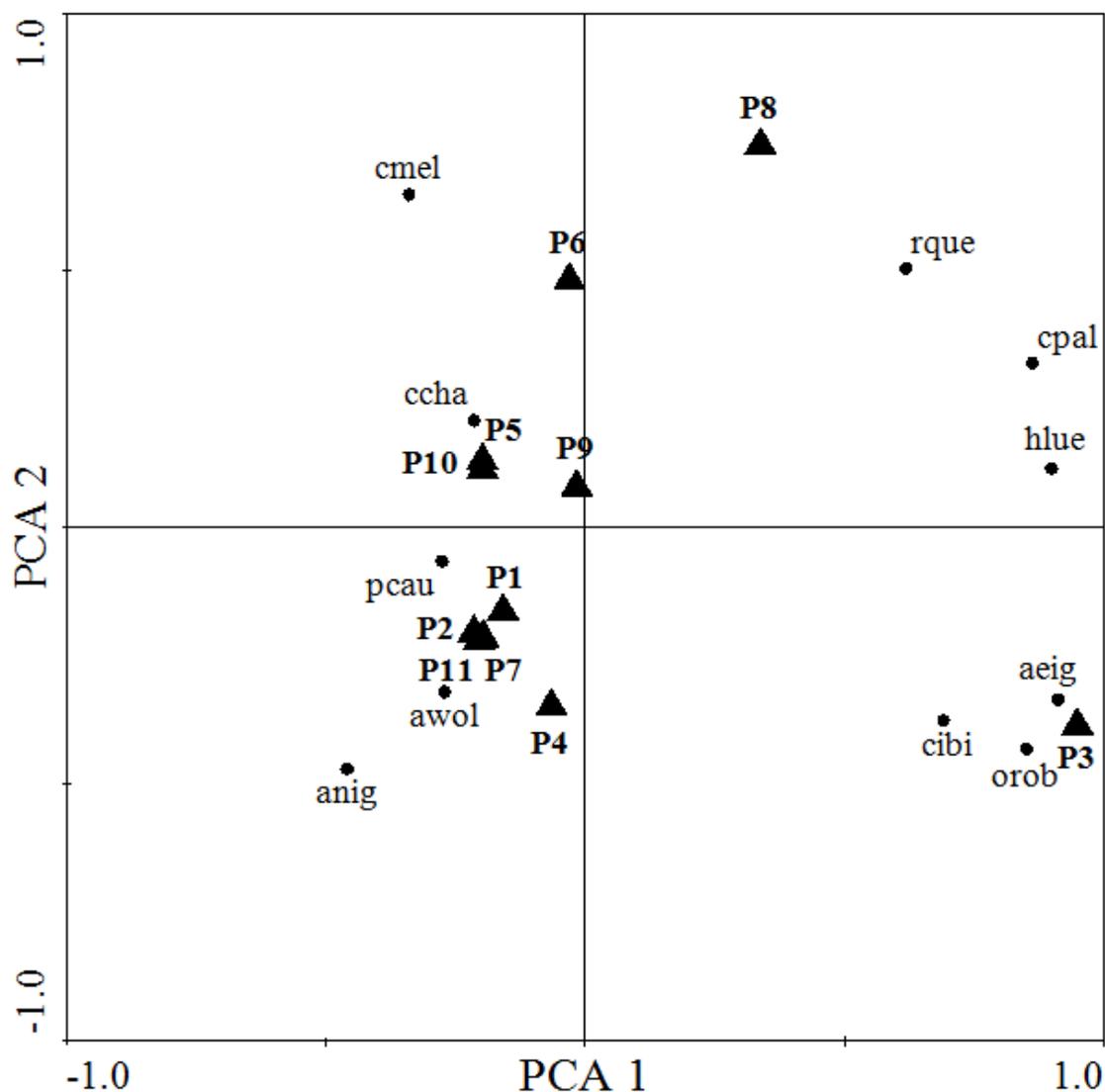


Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) da variação espacial da assembleia de peixes em 11 áreas úmidas temporárias (P1 ao P11) da várzea do canal São Gonçalo. Acrônimos: *A. cf. eigenmanniorum* (Aeig), *A. nigrofasciatus* (anig), *A. wolterstorffi* (awol), *C. callichthys* (ccal), *C. ibicuihensis* (cibi), *C. melanotaenia* (cmel), *C. paleatus* (cpal), *H. luetkenii* (hlue), *O. robustus* (orob), *P. caudimaculatus* (pcau) e *R. aff. quelen* (rque).

Os resultados da PCA da variação temporal da assembleia de peixes revelaram que os dois primeiros eixos explicaram 70,7 % da variação, sendo que o primeiro eixo explicou 49,9 % da variância e o segundo eixo 20,8 %. A assembleia de peixes apresentou mudança gradual no tempo, associada principalmente ao eixo 2 e apresentando dois meses mais dissimilares (outubro e novembro), relacionados com o eixo 1 (Figura 5). As espécies *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi*, *C. melanotaenia* e *C. callichthys* apresentaram maiores abundâncias no início do alagamento das AU (maio a julho), sofrendo redução populacional ao longo do hidroperíodo.

As demais espécies apresentaram as maiores abundâncias relacionadas principalmente com o mês de novembro. A ANOSIM revelou diferenças significativas na assembleia de peixes entre os meses de amostragem (R global = 0,169; $P < 0,0001$). A média de similaridade entre as campanhas de coleta através da análise SIMPER demonstrou que as maiores contribuições para a variação da assembleia de peixes entre as campanhas de coleta se devem principalmente a mudanças no CPUA das espécies *C. melanotaenia* (24,6 %) e *A. nigrofasciatus* (23,2 %).

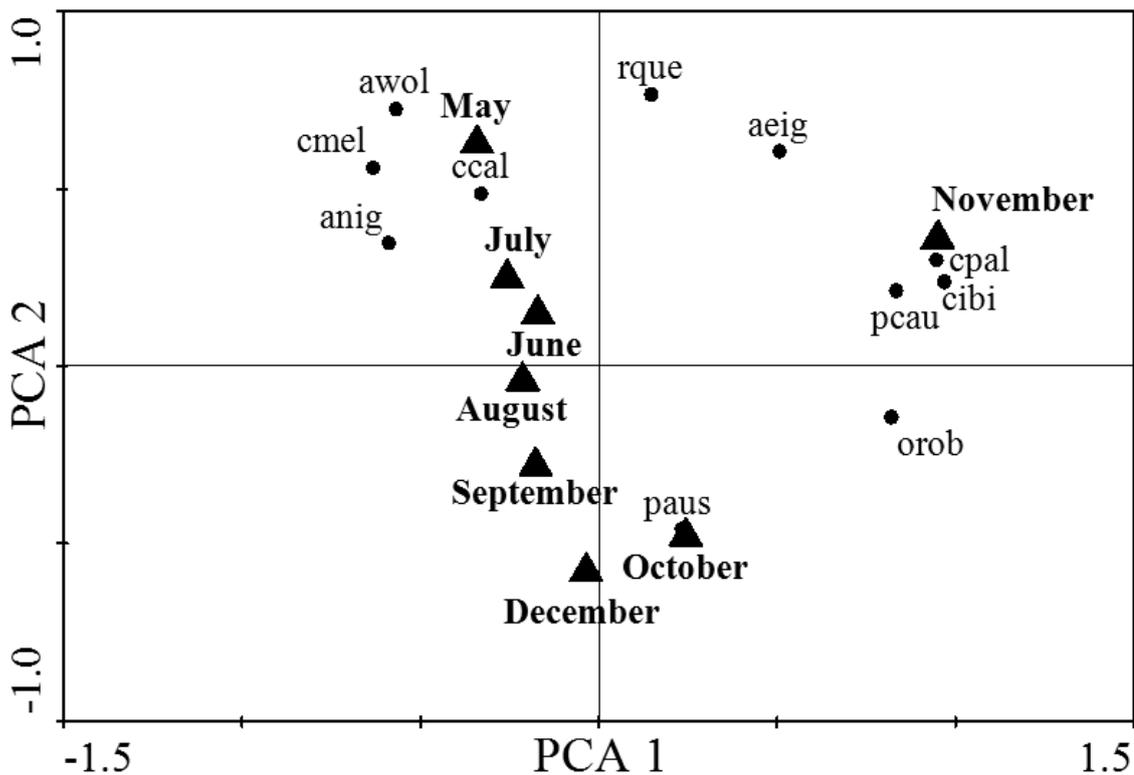


Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) da variação temporal da assembleia de peixes ao longo de oito meses de amostragem (entre maio e dezembro) em áreas úmidas temporárias da várzea do canal São Gonçalo. Acrônimos: *A. cf. eigenmanniorum* (Aeig), *A. nigrofasciatus* (anig), *A. wolterstorffi* (awol), *C. callichthys* (ccal), *C. ibicuihensis* (cibi), *C. melanotaenia* (cmel), *C. paleatus* (cpal), *H. luetkenii* (hlu), *O. robustus* (orob), *P. caudimaculatus* (pcau) e *R. aff. quelen* (rque).

Influência do habitat

Os dois primeiros eixos da CCA explicaram 66,3 % da variação da estrutura da assembleia de peixes, sendo que o primeiro eixo da CCA explicou 41,9 % da variância e o

segundo eixo explicou 24,4 % (Tabela 4). O procedimento de “*forward selection*” resultou na retenção de sete variáveis ambientais com significativa contribuição na ordenação (Teste de permutação de Monte Carlo, $n = 499$; $F = 10,61$; $p = 0,016$) – área, isolamento e média mensal de pluviosidade foram as variáveis mais influentes no primeiro eixo e número de microhabitats e profundidade no segundo eixo (Figura 6). A abundância de *C. paleatus*, *C. ibicuiensis*, *H. luetkenii*, *O. robustus*, *A. cf. eigenmanniorum* e *R. aff. quelen* se mostrou associada a áreas úmidas de maior tamanho e menor isolamento e períodos de menor pluviosidade. *Corydoras paleatus*, *C. ibicuiensis* e *R. aff. quelen* tenderam a ocorrer com maior frequência e abundância em áreas úmidas com hidroperíodo mais longo e maior número de microhabitats. Cinco espécies apresentaram fraca correlação com as variáveis ambientais, incluindo as três espécies anuais (*A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi*, *C. melanotaenia*) e duas não anuais (*C. callichthys* e *P. caudimaculatus*) (Tabela 5).

A partição da variância da CCA do conjunto de variáveis ambientais preditoras da composição de peixes de áreas úmidas revelou que 64,6 % da variância não pode ser explicada pelo conjunto de variáveis utilizadas no modelo. As variáveis do habitat e da paisagem explicaram 18,1 % da variação na assembleia de peixes, seguido das variáveis climáticas e hidrológicas com 9,6 %. As variáveis físico-químicas da água explicaram apenas 5,5 % da variação, porém, sem influência significativa na comunidade de peixes. Os três grupos de variáveis explicaram em conjunto 2,2 % da variância, indicando que há pouca redundância entre os três conjuntos de variáveis na explicação da variação da assembleia de peixes.

Tabela 4. Resultados da análise de correspondência canônica (CCA) realizada entre as variáveis ambientais e a assembleia de peixes de áreas úmidas temporárias da várzea do canal São Gonçalo.

CCA	Eixos	
	1	2
Autovalores	0,287	0,167
Correlações espécies-variáveis ambientais	0,763	0,795
% da variância explicada		
Dados de espécies	14,8	8,7
Dados de variáveis ambientais	41,9	24,4
Correlações de variáveis ambientais		
Isolamento	-0,54	-0,02
Média de pluviosidade	-0,37	0,24
Hidroperíodo	-0,09	-0,50
Área	0,45	0,16
Número de microhabitats	-0,05	-0,43
Nível do canal São Gonçalo	0,08	0,05
Profundidade	-0,01	-0,02

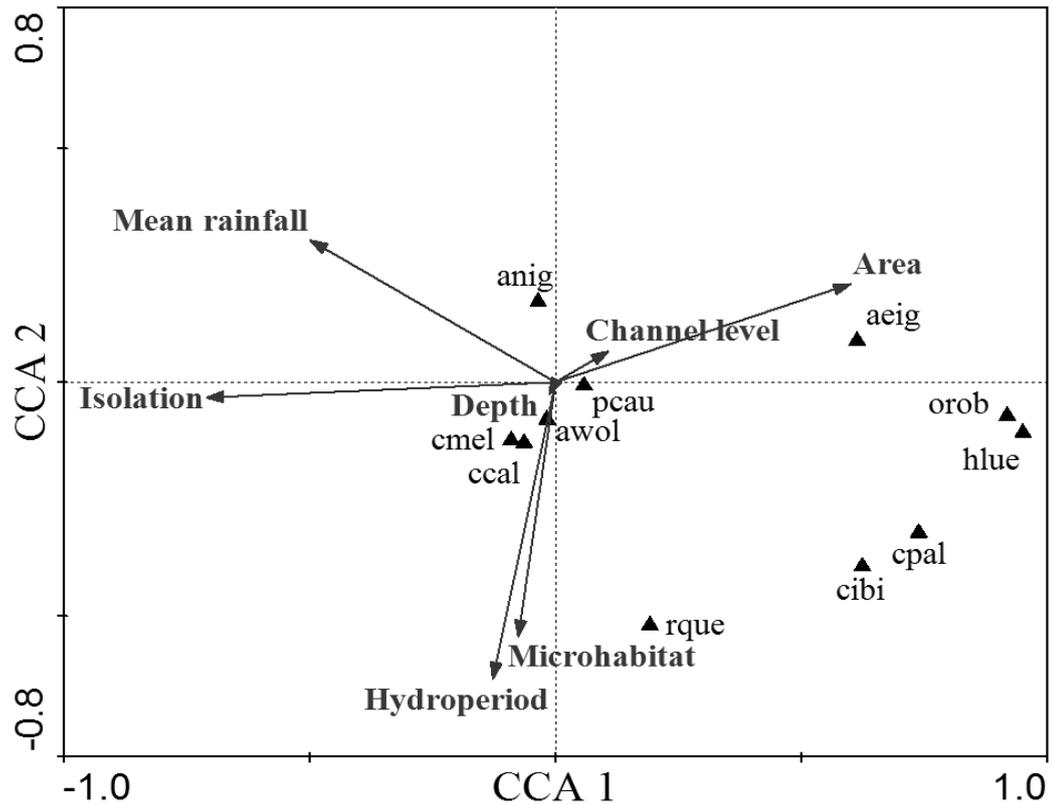


Figura 6. Ordenação da análise de correspondência canônica (CCA) das variáveis ambientais e da assembleia de peixes amostrada nos 11 pontos coleta ao longo de oito meses de amostragem (entre maio e dezembro) em áreas úmidas temporárias da várzea do canal São Gonçalo. Acrônimos: *A. cf. eigenmanniorum* (Aeig), *A. nigrofasciatus* (anig), *A. wolterstorffi* (awol), *C. callichthys* (ccal), *C. ibicuhiensis* (cibi), *C. melanotaenia* (cmel), *C. paleatus* (cpal), *H. luetkenii* (hlue), *O. robustus* (orob), *P. caudimaculatus* (pcaw) e *R. aff. quelen* (rque).

Discussão

Composição de peixes de áreas úmidas temporárias

A assembleia de peixes das áreas úmidas temporárias estudadas é composta por dois conjuntos de espécies – espécies de ciclo não anual, geralmente pouco frequentes e abundantes e de ampla distribuição geográfica (e.g. *R. aff. quelen*, *P. caudimaculatus*, *O. jenynsii* e *O. robustus*), e espécies anuais, localmente dominantes e de distribuição restrita (Nogueira et al. 2010), algumas das quais ameaçadas de extinção (e.g. *A. nigrofasciatus* e *A. wolterstorffi*) (FZB 2013, Reis et al. 2003a). Apesar da predominância de peixes anuais, a

riqueza de espécies de peixes de ciclo de vida não anual é maior. Apesar dos poucos estudos sobre a comunidade de peixes de áreas úmidas temporárias, a predominância das ordens Characiformes e Cyprinodontiformes, a maior riqueza de Characidae e a elevada abundância de Rivulidae parece ser um padrão das áreas úmidas temporárias na região Neotropical (Quintela et al. 2007, Maltchik et al. 2010, Pazin et al. 2006, Volcan et al. 2010). Em outros sistemas fluviais neotropicais como rios e riachos, entretanto, predominam as ordens Characiformes e Siluriformes e a família Characidae (Lowe-Mc Conell 1999). Das quatro espécies mais abundantes nas áreas úmidas estudadas, três pertencem à família Rivulidae (*A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia*), demonstrando a adaptação deste grupo à vida em corpos de água efêmeros (Wourms 1972, Costa 2002). A predominância de espécies de ciclo anual em áreas úmidas temporárias é reportado também para o continente africano (Reichard et al. 2009). Como espécies de ciclo anual eclodem nas AU temporárias e geralmente são as primeiras a colonizarem estes ambientes, era esperado que fossem as dominantes neste tipo de ambiente aquático, como o observado no presente estudo.

Todas as espécies registradas nas áreas úmidas temporárias amostradas são nativas e conhecidas do sistema da laguna dos Patos (Malabarba et al. 2008).

Fatores ambientais

Nossos resultados indicam que a fauna de peixes nas áreas úmidas temporárias é influenciada principalmente por diferenças de área e isolamento e, em segundo lugar, de riqueza de microhabitats e hidroperíodo. No conjunto, os fatores espaciais explicaram o dobro da variação em relação aos fatores climáticos e hidrológicos, enquanto que variações físicas e químicas da água tiveram efeito desprezível. Estes efeitos foram mais pronunciados sobre o grupo dos não anuais do que sobre as espécies de ciclo anual. As espécies não anuais parecem ser mais dependentes do que as anuais da conexão das AU temporárias com outros corpos de água para poder colonizar esses locais após cada evento de seca, o que era esperado, já que as espécies anuais eclodem nas AU temporárias, e não dependem da conexão entre outras áreas para colonizar as poças. Diferentemente das áreas úmidas formadas por pulsos de inundação, habitadas temporariamente por espécies que dependem destes ambientes para completar parte do ciclo de vida (Junk et al. 1989), as áreas úmidas temporárias apresentam também além destas espécies, um grupo singular de peixes que utilizam exclusivamente este tipo de

ambiente aquático e cujo ciclo de vida é sazonal e ditado principalmente pela hidrologia das áreas úmidas (Costa 2002).

As estações de seca são caracterizadas por valores extremos da maioria das variáveis limnológicas, sugerindo que as condições ambientais podem ser severas para a maioria dos peixes em AU temporárias (Escalera-Vázquez & Zambrano 2010). Após o alagamento, por exemplo, as AU tornam-se maiores, profundas e ricas em alimento potencial para peixes (Balcombe et al. 2005, Junk et al. 1989). Por outro lado, com o avanço da seca das AU, a qualidade da água diminui e o volume de habitat se torna reduzido, resultando em aumento da competição por recursos que se tornam limitados (Junk et al. 1989). Embora variáveis físico-químicas exerçam forte influência sobre as comunidades de peixes de rios e riachos (Kadye et al. 2008, Li et al. 2012, Melo et al. 2009), em AU temporárias esse padrão parece não ser tão claro. Apesar de estudos revelarem que a variação sazonal dos fatores abióticos tenha importante papel na estruturação da comunidade de peixes em AU no México (Escalera-Vázquez & Zambrano 2010), na Amazônia, por exemplo, esse padrão não se repete (Pazin et al. 2006). A sobrevivência em ambientes efêmeros, com ampla flutuação das variáveis limnológicas revela a adaptação das espécies a condições extremas (e.g. baixas concentrações de oxigênio dissolvido e alta variação de temperatura) (Vaz-Ferreira et al. 1966; Errea & Danulat, 2001) e foi o que provavelmente ocasionou a fraca resposta da assembleia de peixes frente às diferentes condições ambientais e variáveis analisadas.

Diversos estudos relatam a influência do hidroperíodo e da conectividade em AU temporárias sobre a assembleia de peixes (e.g. Baber et al. 2002; Pazin et al. 2006), ambos fatores, por sua vez, dependem do estágio de inundação do corpo de água permanente adjacente (Drago, 1989) e da pluviosidade (Sanderson et al. 2005). O isolamento é um fator chave, influenciando a comunidade de peixes em AU (Main et al. 2007). Neste estudo comprovamos este padrão, onde o isolamento apresentou forte associação com a comunidade de peixes. O isolamento foi relacionado negativamente principalmente com as espécies de ciclo não anual. Deste modo, a maior concentração de áreas úmidas na paisagem permite a colonização e maior abundância de espécies que utilizam as AU por curto período. Por outro lado, esperávamos que a maior abundância da fauna de peixes não anuais estivesse positivamente relacionada com a média mensal de pluviosidade, uma vez que o aumento do nível dos corpos de água permanente aumentaria a conectividade e facilitaria a entrada de espécies nas AU, porém, isto não foi observado. A redução na densidade de peixes não anuais

nos períodos mais chuvosos provavelmente esteja relacionada ao maior volume das áreas úmidas.

Variação espaço temporal

Os resultados evidenciaram a distinção entre os pontos amostrais, indicando que, apesar das AU estarem inseridas em uma área relativamente pequena (<500 ha), a assembleia de peixes possui diferentes estruturas em escala espacial. Neste sentido, também não observamos autocorrelação espacial na composição e abundância. Os pontos amostrais estão localizados em áreas planas, tipicamente de várzea, onde não há presença de grandes barreiras e onde o deslocamento das espécies - dadas suas limitações intrínsecas - entre os pontos de coleta é pouco afetado por barreiras, sugerindo que a maior similaridade entre os pontos de coleta não ocorre devido a proximidade entre eles, e sim em função de um padrão randômico de organização espacial estruturado por diferenças ambientais.

Observamos um claro padrão de sucessão temporal nas assembleias de peixes nas áreas úmidas temporárias. As espécies de peixes anuais apresentaram maior abundância no início do alagamento das AU (maio a julho), sofrendo redução populacional ao longo do hidroperíodo, enquanto que as demais espécies apresentaram as maiores abundâncias relacionadas principalmente com o mês de novembro, próximo ao final do período de alagamento. As diferentes estratégias de vida das espécies (anuais e não anuais) podem explicar as variações na ictiofauna no decorrer do hidroperíodo.

Espécies de peixes anuais eclodem nas AU e desenvolvem seu ciclo de vida exclusivamente nestes ambientes durante praticamente todo o hidroperíodo (Costa 2002, Errea & Danulat, 2001), sendo consideradas espécies residentes. As espécies de ciclo não anual, por outro lado, são consideradas visitantes temporários, que utilizam por um curto período de tempo os recursos disponíveis nestes habitat (Junk et al. 1989). Após conexões com ambientes aquáticos permanentes a abundância e riqueza deste grupo de peixes aumenta, enquanto as populações de peixes anuais declinam (Vaz-Ferreira et al. 1966; Lanés, 2011).

É provável que as espécies associadas ao final do hidroperíodo tenham ingressado nas AU entre setembro e outubro, período que ocorreu uma das maiores médias de pluviosidade e que se registrou o maior nível do canal São Gonçalo, e também quando se registrou os menores valores de CPUA, provavelmente devido ao aumento do volume das áreas úmidas. O período de chuvas é quando geralmente se registra maior diversidade de peixes na região

Neotropical (Casatti 2005, Garutti 1988, Mazzoni & Lobón-Cerviá 2000). Este incremento é geralmente explicado pela conexão entre os corpos de água, associado à intensificação do período reprodutivo e/ou de recrutamento de indivíduos de áreas adjacentes (Lowe-McConnel, 1999). Além disso, o período reprodutivo da maioria dos peixes de água doce ocorre entre outubro e fevereiro e provavelmente esteja relacionado diretamente com o aumento da temperatura, do fotoperíodo, da pluviosidade e do nível dos rios (Vazzoler, 1996). Neste sentido, a maioria dos peixes não anuais coletados em novembro apresentavam reduzido tamanho corporal e em sua maioria estavam na forma larval ou juvenil. Provavelmente estas espécies já haviam sido recrutadas em setembro e outubro, porém o tamanho reduzido dos peixes não permitiu que fossem coletados. A predominância de juvenis evidencia que estas áreas constituem refúgio para determinadas espécies, principalmente no início do seu ciclo de vida, fornecendo proteção contra predadores e alta disponibilidade de recursos alimentares (Gonçalves et al. 2011, Volcan et al. 2011). Alternativamente podem representar uma armadilha ecológica, ou um sumidouro/ralo, atraindo os peixes para morrerem nestas áreas quando elas secarem. A redução na densidade das espécies de ciclo anual, por outro lado, parece estar relacionada à sua própria senescência (Lanés 2011). A predação é outro fator potencialmente importante, ainda não investigado, dada a redução do volume de água com o avanço da estação quente e seca (Casciotta et al. 2005, Almirón et al. 2008).

Algumas questões são levantadas em função da maior densidade de espécies não anuais no final do ciclo hidrológico: as espécies que colonizaram esses habitats morrem com a seca completa dos biótopos? Com o avanço da seca, as espécies têm capacidade de voltar para corpos de água permanentes, mesmo com reduzido volume de água? As espécies dispõem de refúgios aquáticos para sobreviver e recolonizar essas áreas a cada distúrbio hidrológico? De acordo com DeAngelis et al. (2010), espécies que habitam locais onde a hidrologia varia marcadamente tendem a sobreviver a estação seca em pequenos corpos de água permanentes (refúgios), com reduzidas populações remanescentes, formadas principalmente por peixes de pequeno porte. Assim, as espécies permanecem nestes ambientes (e.g. AU permanentes ou ambientes com maior hidropérido), mesmo durante as fases mais críticas. Magoulink & Kobza, (2003) sugerem que a dinâmica populacional de peixes em sistemas aquáticos temporários é dependente principalmente da escala espacial, da capacidade de dispersão dos peixes e da intensidade da seca. Segundo os autores, durante a secagem do biótopo, antes do isolamento, os peixes migram para refúgios, que geralmente são habitats mais profundos,

complexos e com maior hidroperíodo. No entanto, se o habitat serve como refúgio ou não, depende da espécie de peixe e das características da história de vida.

Conclusões

A várzea do canal são Gonçalo encontra-se sob forte pressão antrópica, apesar disso, o local suporta uma rica e específica comunidade de peixes. Como foi demonstrado, a comunidade de peixes variou no espaço e no tempo, sendo essa variação atribuída a controladores ambientais relacionados principalmente a processos locais (e.g. pluviosidade e hidroperíodo) e da paisagem (e.g. isolamento e distância de corpos de água permanente), que possibilitam a colonização dos habitats pelas espécies não anuais. Por responderem frente às diferentes condições ambientais ao longo das fases do hidroperíodo, as espécies podem ser mais sensíveis a ameaças específicas, como, por exemplo, a construção de canais de drenagem e barreiras, que podem aumentar o isolamento e influenciar na conectividade entre as AU. Alterações na hidrologia são consideradas também altamente prejudiciais para a assembleia de peixes, principalmente quando se trata de locais que abrigam espécies com maior especificidade de habitat e consideradas em risco de extinção, como as espécies de Rivulidae.

Algumas das relações entre a assembleia de peixes que vivem em AU temporárias e variáveis ambientais foram esclarecidas. Apesar disso, a influência de muitos outros fatores que podem regular a composição e abundância de peixes deve ser investigada, principalmente aqueles que regulam as populações de Rivulidae, entre eles, a predação por aves, competição intra e interespecífica e a variação na disponibilidade de recursos ao longo do hidroperíodo. Além disso, o reconhecimento de quais mecanismos e estratégias as espécies não anuais utilizam para sobreviver (e se sobrevivem) com o avanço da estação seca, é outro fator chave para o entendimento da ecologia e história de vida das espécies que utilizam AU temporárias, assim como para auxiliar na compreensão dos padrões espaço-temporais e de gradientes ambientais que estruturam a comunidade de peixes.

Agradecimentos

Ao Vinicius G. Bastazini pelo auxílio nas análises estatísticas. A Alinca P. Fonseca e Luis Esteban K. Lanés pelo apoio nas coletas dos peixes. A Carla Kotzian, Everton Behr,

Marcelo Burns e Leonardo Maltchik pela revisão do manuscrito. A CAPES pela bolsa de doutorado de Matheus Volcan. Ao CNPq pela bolsa de mestrado de Ândrio Gonçalves e pela bolsa de pesquisa de Demétrio Guadagnin (309298/2009-1). Ao ICMBio pela licença de coleta concedida (28099-1).

Referências bibliográficas

- Almirón A., J. Casciotta, L. Ciotek & P. Giorgis (2008) Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales.
- Baber M.J., Childers D.L., Babbitt K.J. & Anderson D.H. (2002) Controls on fish distribution and abundance in temporary wetlands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1–10.
- Balcombe S.R., Bunn S.E., McKenzie-Smith F.J. & Davies P.M. (2005) Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. *Journal of Fish Biology*, 67, 1552–1567.
- Burns M.D.M., Garcia A.M., Vieira J.P., Bemvenuti M.A., Motta Marques D.M.L. & Condini M.V. (2006) Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brasil. *Neotropical Ichthyology*, 4, 69-72.
- Casatti L. (2005) Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*. Available at: <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>
- Casciotta J.R., Almirón A.E. & Bechara J.A. (2005) Peces del Iberá. Habitat y diversidad. La Plata: Grafikar, sociedad de impresores.
- Collinson N.H., Biggs J., Corfield A., Hodson M.J., Walker D., Whitfield M. & Williams P.J. (1995) Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74, 125–133.
- Costa W.J.E.M. (2002) Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação. Curitiba, ed. Universidade Federal do Paraná (UFPR).

- Costa W.J.E.M. (2006) The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa*, 1213, 1–162.
- DeAngelis D.L., Trexler, J.C., Cosner C., Obaza, A. & Jopp F. (2010) Fish population dynamics in a seasonally varying wetland. *Ecological Modelling*, 221, 1131-1137.
- Drago E.C. (1989) Morphological and hydrological characteristics of the floodplain ponds of the Middle Parana River (Argentina). *Revue d'hydrobiologie Tropicale*, 22, 183–190.
- Embrapa (2012). Embrapa Clima Temperado: Agritempo Pelotas – versão eletrônica. Disponível em: <<http://www.cpact.embrapa.br/index.php>>. Acesso em: 4 janeiro 2013.
- Errea, A. & Danulat E. (2001) Growth of the annual fish, *Cynolebias viarius* (Cyprinodontiformes), in the natural habitat compared to laboratory conditions. *Environmental Biology of Fishes*, 61, 261–268.
- Escalera-Vázquez L.H. & Zambrano L. (2010) The effect of seasonal variation in abiotic factors on fish community structure in temporary and permanent pools in a tropical wetland. *Freshwater Biology*, 55, 2557–2569.
- FZB (2013) Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Reavaliação da Lista das Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul. 2013. Disponível em: http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23. Acessada em 25/01/2013.
- Garcia, A.M., Loebmann D., Vieira J.P. & Benvenuti M.A. (2004) First Record of introduced carps (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 157-159.
- Garutti V. (1988) Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 48, 747-759.
- Gomes S. (1998) A closer look: Wetlands. *North Dakota Outdoors*, 60(10): 12-13. Accessible at <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/wildlife/closlook/wetlands.htm>. Captured on January 2013.
- Gonçalves C.S., U.P. Souza & Volcan M.V. (2011) The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(1): 191-200.

- Guadagnin D.L. & Maltchik L. (2007) Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation*, 16, 1231-1244.
- Guadagnin D.L., Maltchik L. & Fonseca C.R. (2009) Species-area relationship of Neotropical waterbird assemblages in remnant wetlands: looking at the mechanisms. *Biodiversity Research*, 15: 319-327.
- Hammer O., Harper D.A.T. & Rian P.D. (2001) Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.89. *Palaentologia Electronica* 4, 9.
- ICMBio (2013) Plano de Ação Nacional Para a Conservação de Peixes Rivulídeos. Iperó, CEPTA/ICMBio/MMA.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989) The flood pulse concept in river–floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110–127.
- Kadye W.T, Magadza C.H.D., Moyo N.A.G., Kativu S. (2008) Stream fish assemblages in relation to environmental factors on a montane plateau (Nyika Plateau, Malawi). *Environmental Biology of Fishes*, 83, 417–428.
- Lanés L.E.K. (2011) *Dinâmica e conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. UNISINOS. Dissertação de Mestrado.
- Layman A.C., Montanã C.G. & Allgeier J.E. (2010) Linking fish colonization rates and water level change in littoral habitats of a Venezuelan floodplain river. *Aquatic Ecology*, 44, 269-273
- Legendre P. & Legendre L. (1998) *Numerical Ecology*, second English edition. Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- Li J., Huang L., Zou L., Kano Y., Sato T. & Yahara T. (2012) Spatial and temporal variation of fish assemblages and their associations to habitat variables in a mountain stream of north Tiaoxi River, China. *Environmental Biology of Fishes*. 93, 403-417.
- Lowe-McConnell R.H. (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 534 p.
- Lubinski B.J., Jackson J.R. & Eggleton M.A. (2008) Relationships between floodplain lake fish communities and environmental variables in a large river-floodplain ecosystem. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137, 895– 908.

- Lucinda P.H.F. (2008) Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology* 6, 113-158.
- Malabarba L.R. (2008) Catálogo dos peixes de água doce do sistema da laguna dos Patos. Electronic database accessible at <http://www.ufrgs.br/ictio/lagunapatos/Index.htm>. Captured on January 2012.
- Magoulick D.D. & Kobza R.M. (2003) The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48, 1186–1198.
- Main B.M., Ceilley D.W. & Stansly P. (2007) Freshwater fish assemblages in isolated south Florida wetlands. *Southeastern Naturalist*, 6, 343-350.
- Maltchik L., Lanés L.E.K., Stenert C. & Medeiros E.S.F. (2010) Species-area relationship and environmental predictors of fish communities in coastal freshwater wetlands of southern Brazil. *Environmental Biology Fishes*, 88, 25-35.
- Mathews W.J. (1998) *Pattens in Freshwater Fish Ecology*. New York: Chapman and Hall.
- Mazzoni R. & Lobón-cerviá J. (2000) Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 23, 588-602
- Melo T.L.; Tejerina-Garro F.L. & Melo C.E. (2009) Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical. ichthyology*, 7, 421-428.
- Menezes N.A. (1987) Três espécies novas de *Oligosarcus* Günther, 1864 e redefinição taxonômica das demais espécies do gênero (Osteichthyes, Teleostei, Characidae). *Boletim de Zoologia*, 11: 1-39.
- MMA (2007) *Priority Areas for Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of the Brazilian Biodiversity - Pampa Biome*. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Nielsen D.L., Hillman T.J., Smith F.J. & Shiel R.J. (2002) The influence of seasonality and duration of flooding on zooplankton in experimental billabongs. *River Research and Applications*, 18, 227–237.
- Nico L.G., & Thomerson J.E. (1989) Ecology, food habits and spatial interactions of Orinoco Basin annual killifish. *Acta Biologica Venezuelica* 12 (3-4): 106-120.

- Nogueira C., Buckup P.A., Menezes N.A., Oyakawa O.T., Kasecker T.P., Neto M.B.R. & Silva J.M.C. (2010) Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters, *PLoS ONE* 5, e11390
- Pazin V.F.V., Magnusson W.E., Zuanon J. & Mendonça F.P. (2006) Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology*, 51, 1025–1037.
- Quintela F.M., Porciuncula R.A., Condi M.V.L., Vieira J.P. & Loebmann D. (2007) Composição da ictiofauna durante o período de alagamento em uma mata paludosa da Planície Costeira do Rio Grande do sul, Brasil. *Panamjas*, 2, 191-198.
- Rahel F.J. (1984) Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology*, 65, 1276–1289.
- Ramsar (2002) The Convention on Wetlands. Resolution VIII.33: Identification of Temporary Pools. Available at: http://www.ramsar.org/res/key_res_viii_33_e.htm. (last accessed on December 2012).
- Reichard M., Polacik M. & Sedlacek O. (2009). Distribution, colour polymorphism and habitat use of the African killifish *Nothobranchius furzeri*, the vertebrate with the shortest life span *Journal of Fish Biology* (2009) 74, 198–212 doi:10.1111/j.1095-8649.2008.02129.x
- Reis R.E., Lucena Z.M.S., Lucena C.A.S. & Malabarba L.R. (2003a) Peixes. In: Fontana C.S., Bencke G.A. & Reis R.E. (eds.). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Edipucrs.
- Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris C.J. (2003b) *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre. Edipucrs.
- Rosa M. (1985) *Geografia de Pelotas*. Pelotas: Ed.UFPel.
- Ruetz C.R., Trexler J.C., Jordan F., Loftus W.F. & Perry S.A. (2005). Population dynamics of wetland fishes: spatio-temporal patterns synchronized by hydrological disturbance? *Journal of Animal Ecology*, 74: 322-332.
- Sanderson R.A., Eyre M.D. & Rushton S.P. (2005) Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography*, 28, 355– 362.
- Tejerina-Garro F.L., Fortini R., & Rodriguez M.A. (1998) Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 399-410.

- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002) CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p. Myers, 1954
- Tiner R.W. (2003) Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands*, 23, 494-516.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V. (2000) An extension of the Flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14, 2861-2883.
- Vari R.P. (1992) Systematics of the Neotropical characiform genus *Cyphocharax* Fowler (Pisces: Ostariophysi). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 529, 1-137.
- Vaz-Ferreira R., Sierra de Soriano B. & Señorans J.S. (1966) Integración de La fauna de vertebrados em algunas masas de agua dulce temporales del Uruguay. *Compilaciones de los Trabajos del Departamento de Zoología de Vertebrados*, 25, 1- 16.
- Vazzoler A.E.A.M. (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e Prática*. Maringá, Eduem,.
- Volcan M.V., Lanés L.E.K. & Gonçalves A.C. (2009) Threatened fishes of the world: *Austrolebias nigrofasciatus* Costa and Cheffe, 2001 (Cyprinodontiformes, Rivulidae). *Environmental Biology Fishes*, 86, 443-444.
- Volcan M.V., Lanés L.E.K. & Cheffe M.M. (2010) Distribuição e conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no município do Chuí, sul do Brasil. *Biotemas*, 23, 51-58.
- Volcan M.V., Gonçalves A.C. & Lanés L.E.K. (2011) Distribution, habitat and conservation status of two threatened annual fishes (Rivulidae) from southern Brazil. *Endangered Species Research*, 13, 79-85.
- Volcan M.V., Gonçalves A.C. & Guadagnin D.L. (2013) Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 1-3.
- Wellborn G.A., Skelly D.K. & Werner E.E. (1996) Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review Ecology and Systematics*, 27, 337–363.
- Winemiller K.O., Tarim S., Shormann D. & Cotner J.B.. (2000) Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129, 451-468.

Wourms J.P. (1972) Developmental biology of annual fishes. III. Pre-embryonic and embryonic diapause of variable duration in the eggs of annual fish. *Journal of Experimental Zoology*, 182, 389-414.

4 CAPÍTULO 2: Tamanho corpóreo diferente e dinâmica populacional semelhante favorece a coexistência de peixes anuais em áreas úmidas temporárias

Artigo formatado nas normas da revista *Ecology of Freshwater Fishes*

Tamanho corpóreo diferente e dinâmica populacional semelhante favorece a coexistência de peixes anuais em áreas úmidas temporárias

Matheus Vieira Volcan^{1,2,4}, Ândrio Cardozo Gonçalves² & Demetrio Luis Guadagnin^{1,3}

¹ Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Cidade Universitária. Bairro Camobi, Km 9. Cep 97105-900. Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil

² Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Laboratório de Ictiologia. Rua Uruguai, 1242. Bairro Centro, CEP 96010-630. Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil

³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Depto. de Ecologia, Caixa Postal 15007 - 91501-970 Porto Alegre RS

⁴ Autor de correspondência Email: matheusvolcan@hotmail.com.

Resumo

1. Peixes anuais vivem exclusivamente em poças de água doce temporárias. Nestes ambientes várias espécies podem ser registradas e diversos fatores podem favorecer a sua coexistência. Apesar de algumas evidências de organização nessas comunidades, poucos estudos investigaram a variação temporal das populações e os traços de história de vida das espécies de Rivulidae que coexistem nas poças. Assim, se desconhece o efeito das possíveis diferenças de dinâmica populacional e de história de vida entre as espécies em mitigar interações interespecíficas e na organização da comunidade.

2. Com base em dados mensais, obtidos ao longo de um ciclo hidrológico de poças temporárias, analisamos os traços de história de vida e a dinâmica populacional de três espécies (*Austrolebias nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *Cynopoecilus melanotaenia*) que coexistem em poças temporárias e como estes fatores se ajustam entre as espécies, favorecendo a coexistência.

3. Observamos que as espécies eclodem nos primeiros meses de alagamento das poças e morrem antes mesmo delas secarem. As espécies estudadas apresentam temporalmente tamanho corpóreo diferente e taxas de crescimento específico (TCE) semelhantes. Desta forma, as espécies eclodem em um período próximo, com tamanhos corpóreos diferentes e estas diferenças são mantidas ao longo de todo o ciclo hidrológico por meio de TCE semelhantes.

4. As três espécies apresentaram dinâmica populacional semelhante, com maiores densidades no início do alagamento das poças e com marcada redução populacional ao longo do tempo. Temporalmente o tamanho corpóreo das populações das três espécies apresentou tendência de aumento, ao passo que a densidade e a TCE diminuíram. As duas espécies mais abundantes – *A. nigrofasciatus* e *C. melanotaenia* - não apresentaram diferenças de densidade entre si, contudo, apresentaram valores superiores ao da espécie de maior porte, *A. wolterstorffi*.

5. Nosso estudo demonstra que em comunidades de peixes anuais, as espécies possuem adaptações que favorecem a coexistência. Como as espécies não apresentam diferentes gerações dentro de um mesmo ciclo hidrológico, e temporalmente as diferenças interespecíficas de tamanho são mais acentuadas do que as intraespecíficas, os resultados sugerem que a competição entre essas espécies é atenuada por mecanismos evolutivos que permitiram que essas espécies explorassem, em um ambiente restrito, diferentes recursos, por meio de diferentes tamanhos corpóreos e semelhanças na dinâmica populacional.

Palavras-chave: *Austrolebias*, *Cynopoecilus*, coexistência, densidade, história de vida, Rivulidae, tamanho corpóreo.

Introdução

Estudos têm demonstrado que em sistemas de áreas úmidas temporárias reguladas principalmente pelo regime de chuvas as espécies de peixes de ciclo de vida anual são dominantes (Laufer et al. 2009; Reichard et al. 2009; Lanés et al. 2014; Volcan et al. in prep.). Os peixes anuais habitam exclusivamente poças temporárias, que secam durante certos períodos do ano, em consequência disso, apresentam adaptações únicas entre os vertebrados para viver nestes ambientes, como curto ciclo de vida, rápida maturação sexual, desova parcelada e ovos resistentes aos períodos de seca total das poças, por meio de diapausas (Wourms, 1972; Errea & Danulat, 2001; Volcan et al. 2013a; 2013b) sendo considerados os predadores de topo mais abundantes e conspícuos nas poças temporárias (Laufer et al. 2009). Geralmente as poças com ocorrência de peixes anuais são pequenas, rasas e isoladas (Costa, 2002; Volcan et al. 2010; 2013a; 2013b) e muitas vezes coexistem espécies de diferentes classes de tamanho e níveis tróficos, sugerindo relações ecológicas elaboradas entre as espécies, possivelmente derivadas de radiação adaptativa (Costa, 2009).

Espécies do gênero *Austrolebias* e *Cynopoecilus* coocorrem em áreas úmidas temporárias no sul do Brasil (Costa, 2002; Volcan et al. 2010; 2013; Laufer et al. 2009; Lanés et al. 2014; Kepeller et al. 2014) e no Uruguai (Vaz-Ferreira et al. 1966; Laufer et al. 2009). O número de espécies de peixes anuais ocorrendo em uma mesma poça nesta região varia de uma a quatro (Laufer et al. 2009; Volcan et al. 2010; 2014 Lanés et al. 2014), enquanto em outras localidades na América do Sul este número pode chegar a sete espécies (Costa, 2002). Este padrão de coexistência é observado também no continente africano, em comunidades de peixes anuais da família Nothobranchiidae (Olaosebikan et al. 2009; Reichard et al. 2009).

A compreensão de como as espécies coexistem permanece um desafio fundamental para a ecologia de comunidades. Estudos sugerem algumas formas de organização nas comunidades de peixes anuais. As diferenças na ocupação espacial das poças pelas espécies são apontadas por alguns autores como uma forma de possibilitar a coexistência entre elas (Nico & Thomerson, 1989; Costa, 2002). Contudo, em áreas pouco complexas e sem micro habitats bem definidos, as diferenças de tamanho corpóreo e de morfologia são provavelmente os mecanismos que possuem maior influência na separação de nicho das espécies (Polacik & Reichard, 2010). A limitação da boca e a classe de tamanho parecem ser determinantes na organização da comunidade, pois influenciam na seleção de alimento e na partição de recursos, sugerindo a existência de hierarquia trófica e relação predador-presa em comunidades de peixes anuais Neotropicais (Arim et al. 2009). Por outro lado, esta relação não é tão clara em algumas comunidades de peixes anuais africanos, onde não há espécies piscívoras (Polacik & Reichard, 2010). Apesar das espécies de peixes anuais apresentarem claras diferenças morfológicas, a dieta de espécies que ocorrem em uma mesma poça pode apresentar sobreposição (Nico & Thomerson, 1989; Kepeller et al. 2014).

O tamanho dos organismos é um fator central para o entendimento de processos ecológicos e para a organização das populações e comunidades (Canavero et al. 2013). O tamanho corpóreo é uma característica chave envolvida na utilização de recursos. Portanto, as diferenças de tamanho corpóreo entre espécies estreitamente relacionadas podem facilitar a sua coexistência. Em áreas úmidas temporárias habitadas por mais de uma espécie de Rivulidae geralmente se observa diferenças de tamanho e morfologia entre as espécies (Laufer et al. 2009; Lanés et al. 2014; Kepeller et al. 2014). Estas diferenças de tamanho podem ser mais importantes do que a própria identidade das espécies na determinação de interações entre elas e na estrutura da comunidade, uma vez que possibilita a exploração de

diferentes recursos e interações antagonistas entre as classes de tamanho (Canavero et al. 2013). Contudo, estudos comparando a variação temporal do tamanho das espécies em comunidades de peixes anuais foram raramente documentados (Lanés et al. 2014).

Algumas espécies de Rivulidae atingem grande tamanho corpóreo (Costa, 2006), sendo estas geralmente mais raras do que espécies menores, que muitas vezes são abundantes em seus habitats (Costa, 2009), provavelmente devido ao aumento da demanda de energia em função do maior tamanho do corpo (Laufer et al., 2009; Arim et al., 2009). Apesar de alguns estudos apontarem diferenças de densidade entre as espécies de Rivulidae ocorrendo em uma mesma poça (e.g. Volcan et al. 2010; 2013a; 2014; Lanés et al. 2014), geralmente os estudos são pontuais, sem considerar a dinâmica temporal da densidade das populações e dos traços de história de vida. Lanés et al. (2014) observou marcado decréscimo populacional ao longo do hidroperíodo para duas espécies de Rivulidae que coexistem em poças temporárias no sul do Brasil. As condições adversas das poças com o pronunciamento da seca, predação (Hass, 1976; Casciotta et al. 2005, Almirón et al. 2008) e competição intra e interspecífica (Errea & Danulat, 2001; Kepeller et al. 2014; Lanés et al. 2014) são provavelmente os principais fatores responsáveis pela redução temporal das populações de Rivulidae nas poças.

O reconhecimento de fatores que afetam e regulam as populações é fundamental para a elaboração de estratégias que promovam a conservação das espécies, principalmente no caso de peixes Rivulidae, que é considerada uma das famílias de peixes de água doce mais ameaçada (Rosa & Lima, 2008; ICMBio, 2013). Assim, com base na variação mensal da densidade, tamanho corpóreo e taxa de crescimento específico de três espécies de Rivulidae que coexistem, apresentamos evidências de uma forma de organização ainda pouco investigada para comunidades de peixes de áreas úmidas temporárias. No presente estudo, demonstramos como os traços de história de vida e a dinâmica populacional de diferentes espécies de Rivulidae se ajustam, favorecendo a coexistência, e como estes traços variam no tempo. Especificamente, objetivamos analisar se: (i) temporalmente as espécies diferem de tamanho corpóreo, taxa de crescimento específico e densidade, (ii) a densidade e o tamanho corpóreo dos peixes são influenciados pelo tempo de alagamento das poças.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende um setor de planície de inundação de cerca de 500 ha localizado entre as desembocaduras do arroio Pelotas e do canal São Gonçalo, na zona costeira do sul do Brasil (31°46'29"S; 52°15'34"W). O relevo é plano e a matriz de campos arenosos utilizados para pecuária. O clima da região é do tipo temperado úmido (*Cfa*), com influência marinha (Rosa, 1985). A temperatura média anual é de 17,8 °C (média de 23,2 °C no mês mais quente – janeiro e de 12,3 °C no mês mais frio – julho). A pluviosidade média anual é de 1.249 mm (média mensal de 67 mm em abril à 153 mm em agosto). A queda da temperatura e aumento da pluviosidade a partir do outono influencia a fase de alagamento das áreas úmidas, circunscrita geralmente entre os meses de abril e novembro.

O local é um remanescente de ecossistemas costeiros, prioritário para a conservação (MMA, 2007, Volcan et al. 2009), que atualmente encontra-se seriamente ameaçado por empreendimentos imobiliários que podem exterminar a maioria desses ambientes. Nesta área são encontradas populações de três espécies de peixes anuais: *Austrolebias nigrofasciatus* Costa & Cheffe, *Austrolebias wolterstorffi* Ahl e *Cynopocilus melanotaenia* Regan, sendo as duas primeiras consideradas ameaçadas de extinção (Rosa & Lima, 2008; Volcan et al. 2009) e amparadas por um plano de ação nacional de conservação (ICMBio, 2013).

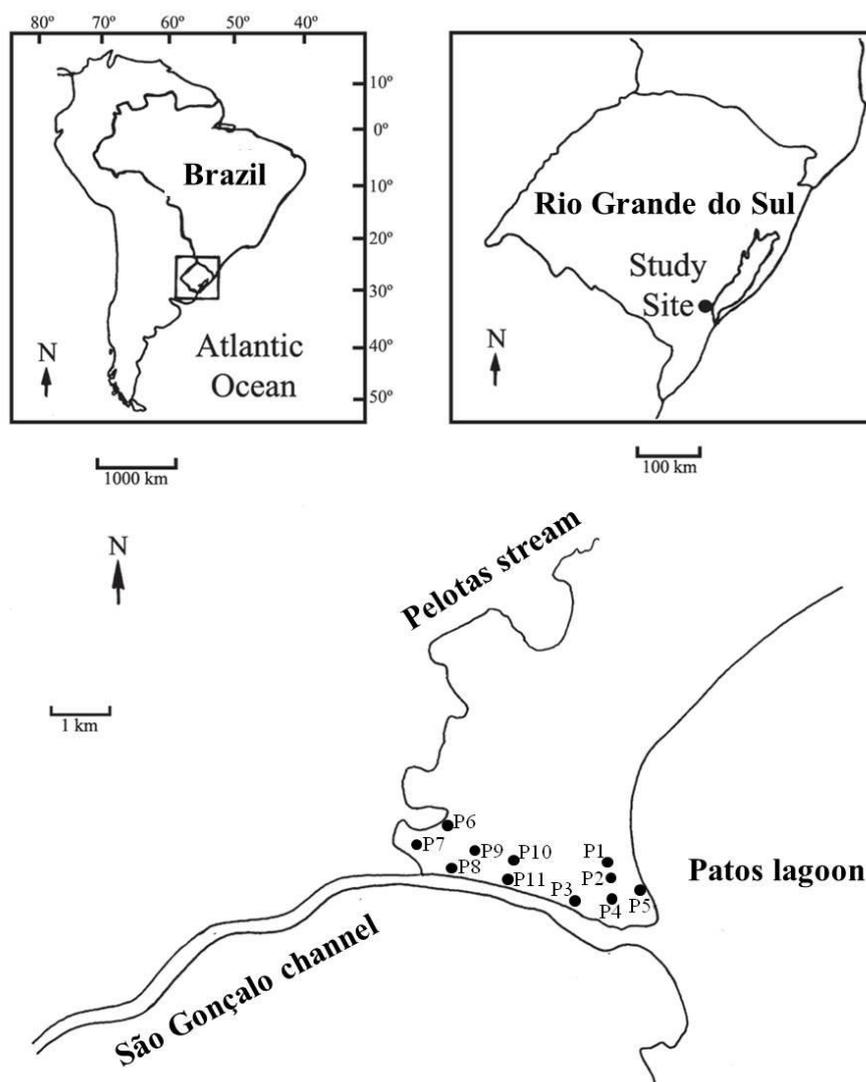


Figura 1. Mapa da área de estudo indicando a localização das 11 áreas úmidas amostradas na várzea do canal São Gonçalo, Rio Grande do Sul, Brasil (Adaptado de Gonçalves et al. 2011).

Amostragem de peixes

Selecionamos para o estudo 11 poças temporárias, localizadas na margem do canal São Gonçalo (Figura 1). Realizamos coletas mensais em cada poça ao longo de um ano, entre maio de 2011 e abril de 2012. As amostragens iniciaram quando as primeiras áreas alagaram, em maio de 2011 e terminaram quando as últimas secaram completamente, em dezembro de 2011, resultando em um total de oito meses de amostragem efetiva, que compreendeu todo o ciclo hidrológico das poças estudadas.

Coletamos peixes com puçá (60 x 40 cm, malha de 2 mm), realizando lances sobre uma área total de 0,6 m². A cada campanha de amostragem efetuamos 25 lances de puçá (área

total = 15 m²) em áreas úmidas menores que ½ ha e 50 lances (área total = 30 m²) em áreas maiores que ½ ha.

Usamos a captura por unidade de área (CPUA, n° indivíduos/m²) como medida de densidade de peixes em cada área úmida em cada campanha de coleta.

Medimos todos os peixes coletados com auxílio de paquímetro (0,01mm). Acompanhamos o crescimento dos peixes determinando a taxa de crescimento específico (TCE) mensal pela equação: $TCE = (C_f - C_i) / (t_f - t_i) * 100$; onde C_f representa o comprimento padrão final, C_i o comprimento padrão inicial e $(t_f - t_i)$ o período acompanhado em dias. A TCE foi calculada para as populações de cada área úmida a cada mês de amostragem. Dessa forma para cada mês de amostragem obtivemos uma média de TCE de cada espécie.

Consideramos juvenis quando os peixes não puderam ser sexados devido ao pequeno tamanho corpóreo e ausência de características de dimorfismo, como a pigmentação do corpo, morfologia e tamanho das nadadeiras ímpares (Costa, 2002; 2006).

Anestesiámos os peixes coletados em banho de óleo de cravo, fixamos em formol 10 % e conservamos em álcool 70 %. Tombamos exemplares testemunhos de cada espécie no Museu da Universidade Católica de Pelotas (MUCPel).

Análise de dados

Para verificar se houve diferença significativa de tamanho corpóreo, TCE e CPUA entre as espécies a cada mês de amostragem utilizamos Análise de Variância (ANOVA) com dois fatores via teste de aleatorização (999 randomizações) entre as unidades amostrais. Consideramos o tamanho de cada indivíduo, a TCE e o CPUA mensal de cada espécie de cada poça como a variável resposta e os meses de alagamento (oito níveis) e as espécies (três níveis) como fatores. Assim construímos três tabelas, uma com o tamanho corpóreo de cada indivíduo de cada espécie a cada mês de amostragem e outras duas com a média de TCE e de CPUA das populações de cada espécie a cada mês de amostragem. Posteriormente realizamos comparações com ANOVA de um fator via teste de aleatorização com 999 randomizações, para verificar entre quais espécies havia diferença significativa de tamanho corpóreo, TCE e CPUA a cada mês de amostragem, seguindo um procedimento de aleatorização similar, porém, restringido as permutações para contrastar as espécies a cada mês. Utilizamos o mesmo procedimento para comparar também o tamanho médio das três espécies, independente do mês de amostragem. Os testes de aleatorização foram realizados com as somas de quadrados (Qb) computados a partir de distâncias euclidianas, que foram utilizadas

como medidas de semelhança. As análises foram realizadas sob nível de significância de 95% com auxílio do programa Multiv 2.4 (Pillar, 2007).

Analizamos as relações entre o tamanho corpóreo, CPUA e TCE com o número de meses em que a área estava alagada através de regressão linear simples, sob nível de significância de 95% com auxílio do programa R. Consideramos maio o primeiro mês de alagamento e dezembro o oitavo e último mês de alagamento das áreas úmidas. Empregamos também regressão linear para analisar a relação mensal entre o CPUA e o tamanho corpóreo de cada espécie. Para atender os pressupostos de normalidade nas análises de regressão os valores de tamanho corpóreo, CPUA e TCE foram logaritimizados.

Resultados

Nas 11 áreas úmidas amostradas a riqueza de peixes anuais variou de duas a três espécies em cada poça. *Austrolebias nigrofasciatus* e *C. melanotaenia* foram registradas em todas as poças estudadas, enquanto que *A. wolterstorffi* foi registrada em apenas quatro delas. Estas áreas apresentaram tempo de alagamento que variou de seis a oito meses. *Cynopoecilus melanotaenia* foi a mais abundante em seis poças, enquanto *A. nigrofasciatus* foi mais abundante em cinco. A abundância das espécies variou de 3 a 173 indivíduos para *C. melanotaenia*, 8 a 183 para *A. nigrofasciatus* e de 6 a 66 indivíduos para *A. wolterstorffi*.

Austrolebias nigrofasciatus variou de 4 – 58 mm TL com média de tamanho de 29.2 mm TL (± 0.22 EP). Capturamos 164 juvenis, registrados até o segundo mês de amostragem (junho), 325 machos e 472 fêmeas. Apesar de algumas poças permanecerem com água, *A. nigrofasciatus* foi registrado apenas até o sétimo mês de amostragem (novembro). O tamanho de *A. wolterstorffi* variou de 17 - 90 mm TL (média de 47 mm ± 1.41 EP). Foram registrados 8 juvenis, 43 machos e 67 fêmeas. Os peixes juvenis foram registrados até o segundo mês de amostragem, enquanto que machos e fêmeas foram capturados até o sexto mês de coleta (outubro). *Cynopoecilus melanotaenia* variou de 9 – 46 mm TL com média de tamanho de 25.5 mm TL (± 0.22 EP). Capturamos 66 juvenis, registrados até o terceiro mês de amostragem (julho), 435 machos e 500 fêmeas. A espécie foi a que apresentou a maior permanência nas áreas úmidas, sendo registrada até o último mês antes de todas as poças secarem (dezembro).

Registramos diferenças significativas entre a média de tamanho das espécies ($Q_b = 49474$; $p = 0,001$) e entre os meses de alagamento ($Q_b = 58323$; $p = 0,001$), assim como

observamos interação significativa entre os dois fatores ($Q_b = -26994$; $p = 0,001$), indicando que as espécies diferem de tamanho ao longo dos meses de alagamento. Este resultado também foi observado quando fizemos comparações para cada par de espécies a cada mês de alagamento (Figura 2), e quando desconsideramos a variação temporal (Figura 3).

Observamos também que espécies maiores possuem menor permanência nas poças (Figura 2), onde *A. wolterstorffi* deixou de ser capturada no sexto mês de alagamento, *A. nigrofasciatus* no sétimo mês, enquanto *C. melanotaenia* foi registrada até o oitavo e último mês de alagamento das poças.

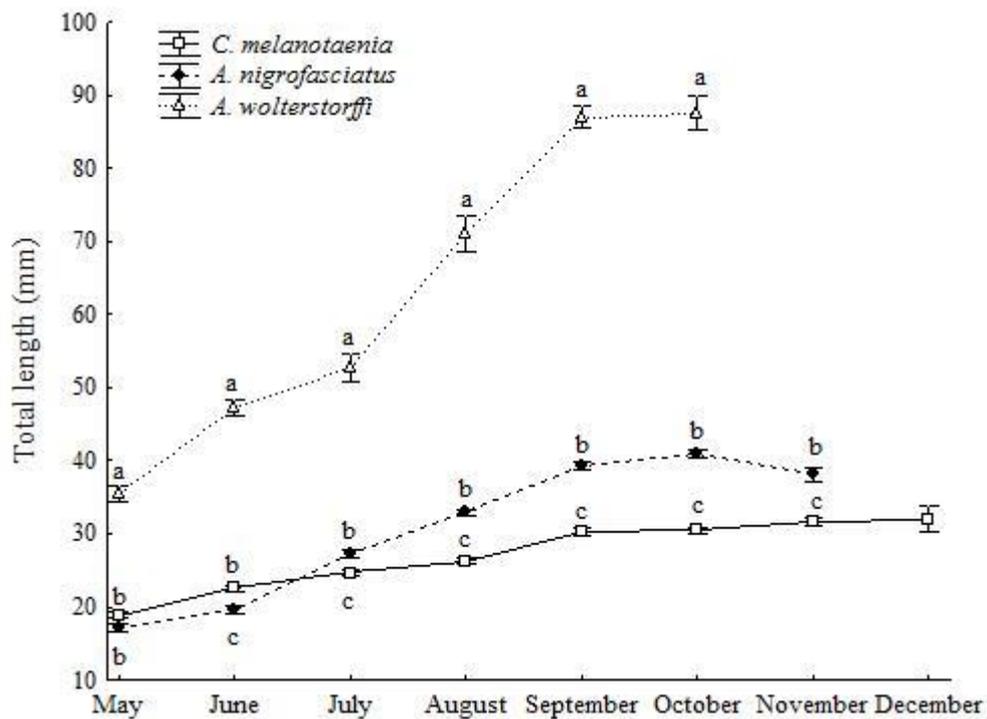


Figura 2 – Crescimento (TL, mm) mensal de *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia* capturados em poças temporárias do sul do Brasil. * Letras diferentes indicam diferenças estatísticas em contrastes pareados usando testes de aleatorização (ANOVA de uma via com 999 randomizações; $p < 0,01$) entre o tamanho das espécies a cada mês de amostragem.

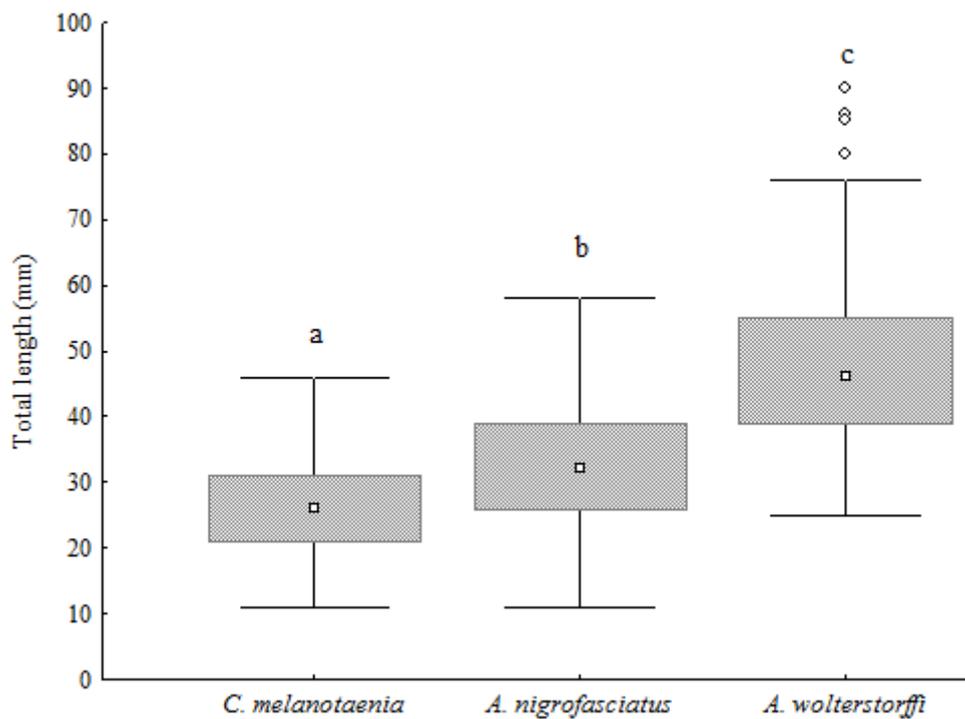


Figura 3- Média de tamanho corpóreo de *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia* capturados em poças temporárias do sul do Brasil. * Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as espécies em contrastes pareados usando testes de aleatorização (ANOVA com 999 randomizações; $Q_b = 24070$; $p = 0,001$).

Registramos diferenças significativas entre a média de TCE das espécies ($Q_b = 44,4$; $p = 0,002$) e entre os meses de alagamento ($Q_b = 11,6$; $p = 0,001$), porém a interação entre os dois fatores não foi significativa ($Q_b = -13,9$; $p = 0,54$), indicando que as espécies não diferem de TCE ao longo dos meses de alagamento. As comparações da TCE para cada par de espécies a cada mês de alagamento corroboram este resultado (Figura 5).

As três espécies estudadas apresentaram padrão de crescimento semelhante, com maiores TCE nos primeiros meses de alagamento e com marcada redução deste índice no decorrer do tempo de alagamento das poças. Registramos uma relação negativa fraca, porém significativa, entre TCE e o tempo de alagamento das áreas úmidas apenas para *A. nigrofasciatus* ($r^2=0,38$; $p<0,0001$) e *C. melanotaenia* ($r^2=0,16$; $p=0,003$), enquanto que *A. wolterstorffi*, embora tenha apresentado a mesma tendência das demais espécies, não apresentou relação significativa ($p>0,05$).

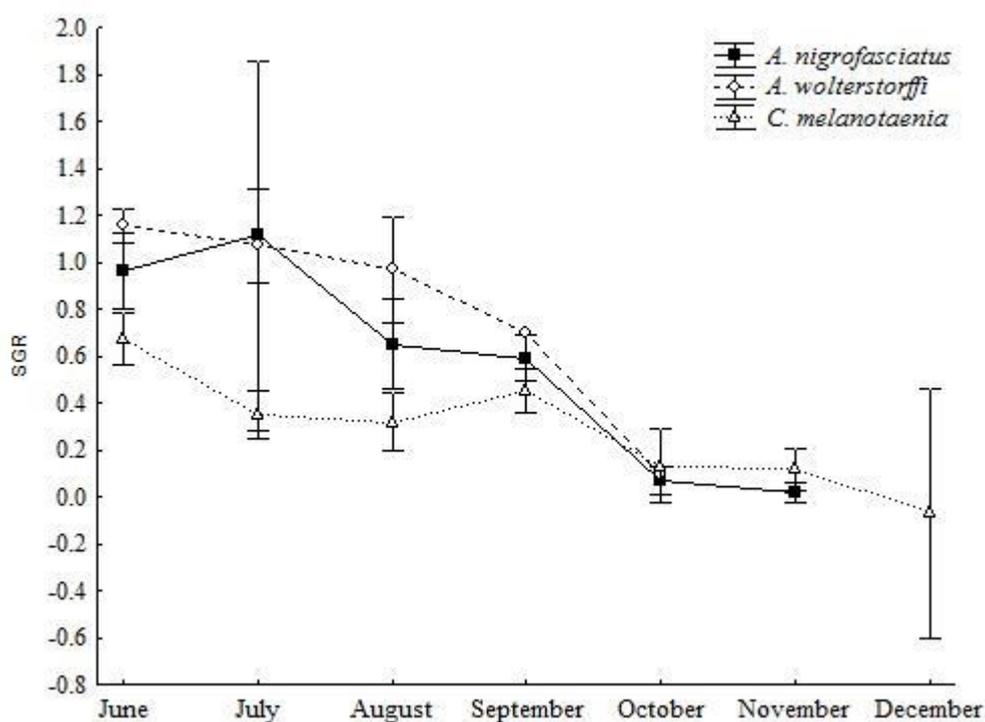


Figura 5 – Taxa de crescimento específico (SGR; mean \pm SE) de *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia* capturados em poças temporárias do sul do Brasil. Não houve diferença estatística entre as espécies em nenhum mês de amostragem.

A média mensal de CPUA foi significativamente diferente entre as espécies ($Q_b = 31,6$; $p = 0,001$) e entre os meses de alagamento ($Q_b = 26,9$; $p = 0,001$), assim como a interação entre os fatores ($Q_b = 18,9$; $p = 0,003$), sugerindo que as espécies diferem de CPUA a cada mês (Figura 6). Comparações para cada par de espécies em cada mês evidenciaram que a média mensal de CPUA de *A. nigrofasciatus* e *C. melanotaenia* não diferiu em nenhum mês de amostragem. Por outro lado, com exceção do primeiro mês (maio), o CPUA de ambas as espécies foi significativamente superior aos valores observados para *A. wolterstorffi* em todos os meses.

Registramos relação negativa significativa, porém fraca, entre o tempo de alagamento da poça e o CPUA para *C. melanotaenia* ($r^2=0,16$; $p=0,0011$), *A. nigrofasciatus* ($r^2=0,12$; $p=0,0049$) e para *A. wolterstorffi* ($r^2=0,47$; $p=0,0049$).

Observamos também relação negativa fraca entre a média de tamanho corpóreo e o CPUA quando consideramos os valores das três espécies juntas ($r^2=0,24$; $p<0,00001$; Figura

7). Este mesmo padrão foi observado individualmente para *A. nigrofasciatus* ($r^2 = 0,10$; $p = 0,01$), *A. wolterstorffi* ($r^2 = 0,27$; $p = 0,04$) e *C. melanotaenia* ($r^2=0,16$; $p<0,001$).

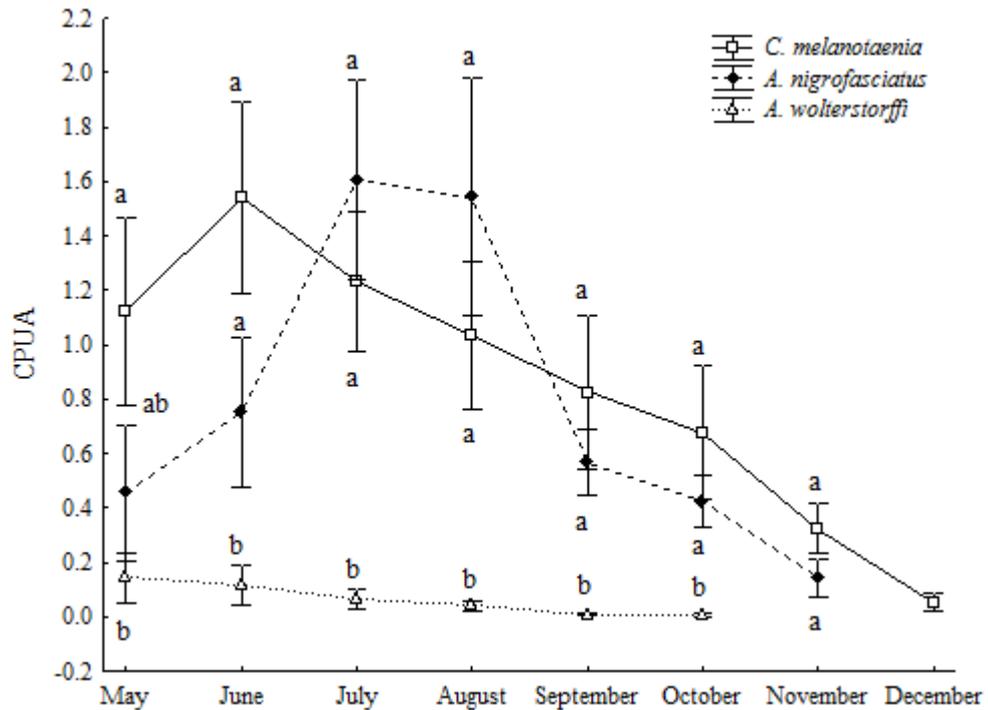


Figura 6 – CPUA mensal (mean \pm SE) de *A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e *C. melanotaenia* capturados em poças temporárias do sul do Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre o CPUA das espécies a cada mês de amostragem (ANOVA com 999 randomizações; $p<0,05$).

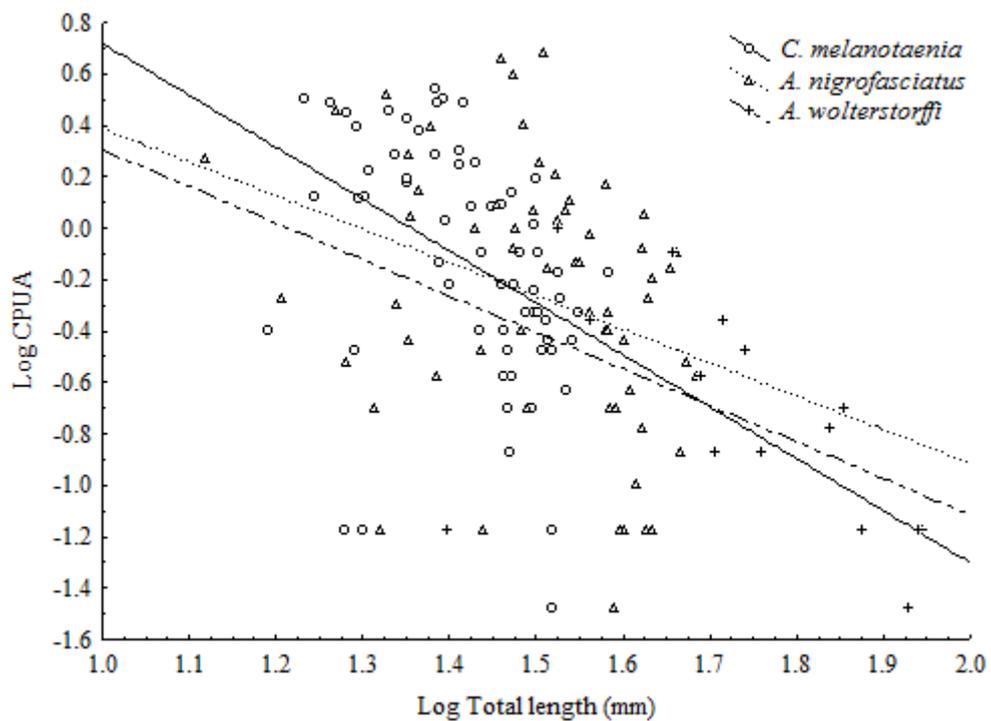


Figura 7. Relação entre o CPUA e o comprimento corpóreo (CT em mm) das espécies de Rivulidae amostradas em poças temporárias ao longo de um ciclo hidrológico.

Discussão

Neste trabalho observamos que as espécies de peixes anuais que coocorrem em áreas úmidas temporárias no sul do Brasil são capazes de manter médias de tamanho diferentes entre si ao longo de todo o ciclo de vida graças à semelhança entre as taxas de crescimento específicas. As diferenças nas classes de tamanho são mantidas desde a eclosão, ao longo de todo o hidroperíodo, por meio de taxas de crescimento semelhantes, garantindo assim que não haja sobreposição entre o tamanho das espécies.

A não sobreposição de tamanho no tempo indica que a comunidade de peixes anuais é estruturada por populações com diferentes classes de tamanho. Acreditamos que por possuírem tamanhos corpóreos diferentes, as espécies sofrem menos pressão por competição, uma vez que permite a exploração de diferentes recursos nas poças. Além disso, o tamanho corpóreo influencia na aquisição de alimento e é relacionado com o nível trófico em comunidades de peixes anuais (Arim et al. 2009; Kepeller et al. 2014). Apesar das evidências de relação entre o tamanho corpóreo e a posição trófica, a maioria dos estudos considera

apenas as diferenças entre as classes de tamanho, mas desconsidera que as classes de tamanho das espécies podem não se sobrepor ao longo do tempo (e.g. Arim et al. 2009; Kepeller et al. 2014). Poucos estudos compararam o crescimento de espécies de peixes anuais em coexistência. A maioria dos estudos de crescimento com Rivulidae tratou apenas de uma espécie (Arenzon et al. 1999; Errea and Danulat, 2001; Volcan et al. 2012; Fonseca et al. 2013). Um dos poucos estudos contemplando mais de uma espécie foi realizado por Lanés et al. (2014) que analisaram o crescimento de *Cynopoecilus fulgens* Costa 2002 e *Austrolebias minuano* Costa & Cheffe, 2001 e observaram padrão semelhante ao encontrado no presente estudo, onde *A. minuano* apresentou tamanho corpóreo superior ao longo de todo o hidroperíodo. Resultado semelhante foi observado também por Laufer et al. (2009), que embora não tenha analisado a variação temporal, verificou diferenças significativas de tamanho corpóreo entre as espécies de Rivulidae em poças temporárias no Uruguai.

Diversos estudos documentaram o papel do tamanho corporal na coexistência, onde peixes territoriais compartilham a mesma área de vida com coespecíficos de diferentes classes de tamanho (e.g. Sakai & Kohda 1997; Matsumoto 2001). Assim, os peixes defendem seu território de indivíduos de mesmo tamanho, mas aceitam peixes de tamanhos diferentes, resultando em substancial sobreposição de território entre indivíduos de tamanho dissimilar (Kuwamura 1984; Kohda & Tanida 1996; Matsumoto 2001). No entanto, diferentemente de peixes de ambientes permanentes, onde mais de uma geração da mesma espécie pode coexistir, com peixes anuais não há sobreposição de gerações. Nestas espécies os peixes tendem a eclodir dentro de um mesmo período, e desta forma, as populações de cada espécie possuem idades próximas e tamanhos relativamente semelhantes dentro de uma poça. Assim, a manutenção da homogeneidade temporal nas classes de tamanho em cada espécie favorece a coexistência entre elas. Por outro lado, sugere que por possuírem classes de tamanho semelhantes ao longo do tempo, a competição intraespecífica pode ser mais acentuada que a interespecífica.

As maiores TCE no início do alagamento indicam que a maior conversão de energia em crescimento somático ocorre nos primeiros meses de vida, e tende a declinar a partir da maturidade sexual, que ocorre nestas espécies com cerca de dois a três meses de idade (Volcan et al. 2012; Fonseca et al. 2013), e com a senescência dos peixes. O crescimento e a sobrevivência nas fases iniciais de vida influenciam fortemente o recrutamento e o sucesso das populações adultas (Houde, 1987; Van der Veer et al., 1990). Neste sentido, as altas TCE

iniciais significam que os peixes permanecem menos tempo nas faixas de tamanho mais vulneráveis o que possibilita que um número maior de indivíduos prevaleça até a maturidade sexual (Van der Veer and Bergman, 1987; Sogard, 1997; Ellis and Gibson, 1995), período em que as taxas de crescimento são reduzidas em função do custo energético demandado para a reprodução (Vazzoler, 1996; Blažek et al. 2013). Ou seja, esse rápido crescimento inicial é fundamental para espécies que habitam ambientes extremos, que secam durante determinados períodos e principalmente porque quanto mais cedo se atingir a maturidade, maior é a chance dos indivíduos reproduzirem e perpetuarem a população antes da poça secar.

Neste trabalho também verificamos que as espécies apresentam diferentes tempos de permanência nas poças, onde as espécies que atingem maior porte deixam de ocorrer mais precocemente do que as de menor porte. A menor densidade, menor volume das poças e a maior exposição a predadores (Casciotta et al. 2005, Almirón et al. 2008) podem auxiliar a explicar este resultado. No entanto não existem estudos sobre a relação de tamanho-mortalidade em peixes anuais. Taborsky et al. (2012) sugere que a relação de dependência de tamanho-competição e a de dependência tamanho-mortalidade deve ser considerada em conjunto para o entendimento do número de tipos de história de vida coexistindo, sendo forças adaptativas que agem simultaneamente como condutores de evolução do tamanho corpóreo. Neste sentido, se a competição dependente do tamanho está presente, a mortalidade dependente do tamanho enriquece padrões de diversidade da comunidade, resultando em mudanças da diversidade da história de vida e em mudanças na estrutura de tamanho ao longo de gradientes ambientais.

Nossos resultados indicam que o pico de eclosões ocorre logo após o alagamento ou em um período próximo, propiciando maior permanência nas poças e maiores chances de reproduzir antes do ambiente secar. No entanto, alguns estudos sugerem que a eclosão dos peixes anuais depende de uma serie de fatores além da presença da água. Watters (2009) observou que a eclosão dos peixes anuais pode não coincidir com o período de início de chuvas. Isto foi observado também no extremo sul do Brasil, onde varias poças permaneceram alagadas, porém sem a eclosão de peixes anuais durante todo um ciclo hidrológico, vindo a eclodir apenas no ano seguinte (Volcan et al. unpublished data), contudo, os fatores que determinam a eclosão dos peixes anuais nas poças temporárias ainda permanecem desconhecidos e merecem estudos mais aprofundados. Ao longo do hidroperíodo vários fatores contribuem para a gradual redução temporal na densidade populacional, como a

predação (Hass, 1976; Casciotta et al. 2005, Almirón et al. 2008), o fato de não haverem eclosões após os primeiros meses de alagamento, senescência dos peixes e a seca completa das poças.

A ocorrência de juvenis das espécies de *Austrolebias* e *C. melanotaenia* até o segundo e terceiro mês, respectivamente, após o alagamento das poças, indica que as espécies eclodem logo no início do alagamento, não havendo eclosões após este período. Provavelmente as eclosões ao longo destes primeiros meses se devem a expansão das poças devido ao acúmulo de pluviosidade, alagando áreas mais rasas e permitindo a eclosão dos ovos estocados no substrato que ainda não estava inundado. Neste sentido, Polačik et al. (2011) verificaram que o período de eclosão de espécies de *Nothobranchius* spp. é relativamente uniforme em algumas populações, mas pode ser consideravelmente variável em outras. Em um ambiente isolado e com sazonalidade tão marcada como as poças temporárias estudadas é de se esperar que as espécies apresentem um mesmo período de eclosão. Secas são processos naturais em áreas úmidas, que causam mortalidade e sincronizam populações (Ruetz III et al 2005). O fato de nascerem em um mesmo período garante as diferenças entre as classes de tamanho e parece ser uma estratégia para assegurar que os indivíduos maiores não atinjam tamanho suficiente para predação os peixes de menor porte que venham a eclodir tardiamente. Por outro lado em comunidades de peixes anuais mais complexas, onde são registradas quatro espécies, as espécies podem apresentar diferentes períodos de eclosão (Laufer et al., 2009).

Nossos resultados sugerem que, como as espécies não apresentam diferentes gerações dentro de um mesmo ciclo hidrológico e temporalmente as diferenças de tamanho interespecíficas são mais acentuadas do que as intraespecíficas, a competição entre essas espécies seja atenuada por mecanismos evolutivos que permitiram que explorassem diferentes recursos nas poças por meio de tamanhos corpóreos diferentes. Estudos comparando a dieta em função do tempo e não em função das classes de tamanho dessas espécies podem auxiliar na compreensão deste padrão, uma vez que as classes de tamanho das espécies dentro de um mesmo ambiente tendem a não se sobrepor temporalmente. Finalmente, nossos resultados fornecem suporte para modelos de coexistência de espécies que enfatizem as diferenças temporais de tamanho entre as espécies na organização da comunidade. Mais precisamente, nossos resultados demonstram que as diferenças de tamanho podem favorecer a coexistência de espécies, uma vez que o tamanho dos peixes é relacionado com seu nível trófico e com a

aquisição de alimento nas poças (Arim et al. 2009). Futuras investigações sobre comunidades de peixes anuais devem levar em consideração os resultados obtidos no presente estudo.

Agradecimentos

A Alinca P. Fonseca e Luis Esteban K. Lanés pelo apoio nas coletas dos peixes. Ao Vinicius Bastazini pelo auxílio com as análises estatísticas. A CAPES pela bolsa de doutorado de Matheus Volcan. Ao CNPq pela bolsa de pesquisa de Demétrio Guadagnin (309298/2009-1). Ao ICMBio pela licença de coleta concedida (28099-1).

Referências bibliográficas

- Almirón, A., Casciotta, J., Giorgis, P. & Ciotek, L. 2008. Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Administración de Parques Nacionales. 1ª. Ed. Buenos Aires. 216 pp.
- Arenzon, A., Peret, A. C. & Bohrer, M. B. C. 1999. Reproduction of the annual fish *Cynopoecilus maelanotaenia* (Regan 1912) based on a temporary water body population in Rio Grande do Sul State, Brazil. *Hydrobiologia*, 411: 65-70.
- Arim, M., Abades, S.B., Laufer, G., Loureiro, M. & Marquet, P. 2009. Food web structure and body size trophic position and resource acquisition. *Oykos* 119 (1): 147-153.
- Blažek, R., Reichard, M., Polačik, M. 2013. Rapid growth, early maturation and short generation time in African annual fishes. *EvoDevo*, 4:24.
- Canavero, A., Hernández, D., Zarucki, M. and Arim, M. (2014), Patterns of co-occurrences in a killifish metacommunity are more related with body size than with species identity. *Austral Ecology*, 39: 455–461. doi: 10.1111/aec.12103
- Casciotta, J., Almirón, A. & Bechara, J. 2005. Peces del Iberá: Hábitat y Diversidad. Fundación Ecos, 1ª. Ed. Corrientes, Argentina. 244 pp.
- Costa, W.J.E.M. 2002. Peixes Anuais Brasileiros: Diversidade e Conservação. Curitiba, ed. UFPR. 238 p.

- Costa, W.J.E.M. 2006. The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa* 1213: 1–162.
- Costa, W.J.E.M. 2009. Trophic radiation in the South American annual killifish genus *Austrolebias* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Explorations Freshwaters* 20 (2): 179-191.
- Errea, A. & Danulat, E. 2001. Growth of the annual fish, *Cynolebias viarius* (Cyprinodontiformes), in the natural habitat compared to laboratory conditions. *Environmental Biology of Fishes* 61 (3): 261–268.
- Ellis T, Gibson RN (1995) Size-selective predation of 0-group flatfishes on a Scottish coastal nursery ground. *Mar Ecol Prog Ser* 127:27–37
- Fonseca A.P., Volcan M.V., Sampaio L.A., Romano L.A., Robaldo R.B. 2013. Growth of critically endangered annual fish *Austrolebias wolterstorffi* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) at different temperatures. *Neotropical Ichthyology* 11 (4): 837-844.
- Gonçalves, C.S; Souza, U. P. & Volcan, M. V. 2011. The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9 (1) 191-200.
- Hass R (1976) Sexual selection in *Nothobranchius guentheri* (Pisces: Cyprinodontidae). *Evolution* 30: 614–622.
- Houde, E. D. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *A. Fish. Soc. Symp.* 2: 17-29.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2013. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção. Brasília. Available from: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-rivulideos/sumario-executivo-rivulideos.pdf> (14 April 2013).

- Keppeler, F. W., Lanés, L. E. K., Rolon, A. S., Stenert, C., Lehmann, P., Reichard, M. and Maltchik, L. (2014), The morphology–diet relationship and its role in the coexistence of two species of annual fishes. *Ecology of Freshwater Fish*. doi: 10.1111/eff.12127
- Lanés, L.E.K., Keppeler, F.W. & Maltchik, L. 2014. Abundance variations and life history traits of two sympatric species of Neotropical annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in temporary ponds of southern Brazil. *Journal of Natural History*. 48(31-32): 1971-1988
- Laufer, G., Arim, M., Loureiro, M., Piñero-Guerra, J. M., Clavijo-Baquet, S. & Fagúndez, C. 2009. Diet of four annual killifishes: an intra and interspecific comparison. *Neotropical Ichthyology* 7 (1): 77-86.
- Matsumoto, K. (2001) Overlapping territory of a benthophagous fish, *Goniistius zonatus* (Teleostei: Cheilodactylidae). *Ecological Research*, 16, 715–726.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira – Bioma Pampa. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 105 p.
- Nico & Thomerson, 1989
- Olaosebikan B.D., Lamai S.L., Musschoot T. 2009. Population dynamics, life-history traits of and habitat use by two sympatric nothobranchiid fishes in a tropical stream, Kainji Lake Basin, Nigeria. *African Journal of Aquatic Science* 34 (1): 45–56. DOI: 10.2989/AJAS.2009.34.1.5.730
- Polačik M, Donner MT, Reichard M (2011) Age structure of annual *Nothobranchius* fishes in Mozambique: is there a hatching synchrony? *J Fish Biol*, **78**:796-809
- Polačik, M. & Reichard, M. 2010. Diet overlap among three sympatric African annual killifish species *Nothobranchius* spp. from Mozambique. *Journal of Fish Biology* 77: 754-768.
- Reichard, M., Polačik, M. & Sedláček, O. 2009. Distribution, colour polymorphism and habitat use of the African killifish, *Nothobranchius furzeri*, the vertebrate with the shortest lifespan. *Journal of Fish Biology*, 74, 198-212.
- Rosa M. (1985) *Geografia de Pelotas*. Pelotas: Ed.UFPel.

- Rosa, R.S. & Lima, F.C.T. 2008. Peixes. pp. 9-285. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond G. M. & Paglia, A. P. (ed.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, p. 907.
- Ruetz III C.R., Trexler J.C., Jordan F., Loftus W.F. & Perry S.A. (2005). Population dynamics of wetland fishes: spatio-temporal patterns synchronized by hydrological disturbance? *Journal of Animal Ecology*, 74: 322-332.
- Sakai, Y. & Kohda, M. (1997) Harem structure of the protogynous angelfish, *Centropyge ferrugatus* (Pomacanthidae). *Environmental Biology of Fishes*, 49, 333–339.
- Sogard, S. M. 1997. Size-Selective Mortality in the Juvenile Stage of Teleost Fishes: A Review. *Bulletin of Marine Science*. 60(3): 1129-1157
- Taborsky, B., Heino, M. and Dieckmann, U. (2012), Size-dependent mortality and competition interactively shape community diversity. *Evolution*, 66: 3534–3544. doi: 10.1111/j.1558-5646.2012.01692.x
- Van der Veer, H. W., & Bergman, M. J. (1987). Predation by crustaceans on a newly settled 0-group plaice *Pleuronectes platessa* L. population. *Marine Ecology Progress Series*, 35, 203-215.
- Van der Veer, H. W., Pihl, L., & Bergman, M. J. (1990). Recruitment mechanisms in North Sea plaice *Pleuronectes platessa*. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 64(1), 1-12.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM. 169p.
- Volcan, M. V.; Lanés L.E.K. & Gonçalves, A. C. 2009. Threatened fishes of the world: *Austrolebias nigrofasciatus* Costa and Cheffe 2001 (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Environmental Biology of Fishes* 86 (3): 319-320.
- Volcan, M. V., Lanés, L. E. K.; Cheffe, M. M. 2010. Distribuição e Conservação de Peixes Anuais (Cyprinodontiformes, Rivulidae) no município do Chuí, Brasil. *Biotemas (UFSC)* 23 (4): 51-58.
- Volcan, M. V., A. P. Fonseca, M. R. C. Figueiredo, L. A. Sampaio & R. B. Robaldo. 2012. Effect of temperature on growth of the threatened annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* Costa & Cheffe 2001. *Biota Neotropica*, 12: 68-73.
- Volcan, M. V., Â. C. Gonçalves & D. L. Guadagnin. 2013a. Length-weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*. doi:10.1111/jai.12214

- Volcan M.V., Sampaio L.A., Bongalhardo D.C., Robaldo R.B. 2013a. Reproduction of the annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* (Rivulidae) maintained at different temperatures. *Journal of Applied Ichthyology* 29 (3): 648–652. DOI: 10.1111/jai.12013
- Volcan, M. V.; Gonçalves, A. C. & Lanés L.E.K. (2014) *Austrolebias quirogai* (Actinopterygii: Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Brazil: occurrence, population parameters, habitat characteristics, and conservation status. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44 (1): 37–44
- Watters, B. R. (2009). The ecology and distribution of *Nothobranchius* fishes. *Journal of the American Killifish Association* 42, 37–76.
- Wourms J.P. 1972. The developmental biology of annual fishes. III. Pre embryonic and embryonic diapause of variable duration in the eggs of annual fishes. *Journal of Experimental Zoology* 182:389–414.

5 CAPÍTULO 3: Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil

Artigo publicado na revista Journal of Applied Ichthyology

Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil

By Matheus Vieira Volcan^{1,2}, Ândrio Cardozo Gonçalves^{1,2} and Demétrio Luis Guadagnin¹

¹ Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). ² Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Laboratório de Ictiologia.

Summary

The present study describes length-weight relationships (LWRs) of three species of the family Rivulidae, *Austrolebias nigrofasciatus*, *Austrolebias wolterstorffi* and *Cynopoecilus melanotaenia*, captured in temporary freshwater wetlands from southern of Rio Grande do Sul, Brazil, from May to December 2011. The growth pattern for both species was predicted using a linear regression of LWR. Estimates of parameter *b* ranged from 2.81 in males of *C. melanotaenia* to 3.34 for females of *A. nigrofasciatus*. The present observations are significant for conservation and management because the studied species are threatened and their habitats are under pressure.

Introduction

In the coastal region of southern Brazil, a 500 ha complex of permanent and temporary wetlands south of the Patos Lagoon, along the São Gonçalo Channel is considered a priority area for conservation at national level (MMA, 2007). Three species of annual fishes co-occur in the temporary wetlands within this complex (Volcan et al., 2009; Gonçalves et al., 2011) – *Austrolebias nigrofasciatus* Costa and Cheffe 2001, *A. wolterstorffi* (Ahl, 1924), and *Cynopoecilus melanotaenia* (Regan, 1914). They are all considered of restricted distribution (Nogueira et al., 2010), and the first two appear in lists of threatened fauna (Reis et al., 2003; Rosa and Lima, 2008). Besides, this area is the type-locality of *A. nigrofasciatus* (Costa and Cheffe, 2001) and where are recorded the biggest populations of both *Austrolebias* species in Brazil (Reis et al. 2003; Volcan et al. 2009), further demonstrating the importance of these wetlands for conservation. Little is known about bioecological and population aspects of these species necessary to support conservation efforts (Volcan et al. 2011; Volcan et al. 2013; Gonçalves et al. 2011; Fonseca, 2012). The aim of this work was to present LWRs for populations of the annual fishes *Austrolebias nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* and *Cynopoecilus melanotaenia* living in temporary freshwater wetlands of southern Brazil.

Material and methods

The study area comprised 11 temporary freshwater wetlands inserted in an area with about 500 ha, located between the mouths of Pelotas stream and São Gonçalo channel in the Patos lagoon, (Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil; 31°46'29"S; 52°15'34"W). Wetland's areas ranged from 0.4 ha to more than 8 ha. They usually flood in April to May and dry out between November and December. Water depth is less than 1 m and is usually exposed to sunlight. The wetland complex is inserted in the suburban area of Pelotas municipality and, affected by livestock use, urban encroachment and degradation (Volcan et al., 2009).

We sampled wetlands monthly from May to December 2011, which was the period that the wetlands remained flooded. We employed a D shaped hand net with mesh size of 2 mm and dimension of 60 x 40 cm. We euthanized fishes with clove oil, fixed specimens in formalin (10%) in the field and transferred for alcohol 70% in laboratory. We identified species according Costa and Cheffe (2001) and Costa (2002; 2006). We measured total length (TL) to the nearest 1 mm, and weight (W) to the nearest 0.01 g. We sexed individuals using phenotypic criteria according to Costa (2002; 2006) since the species exhibit marked external dimorphism. Individuals who could not be differentiated externally were considered juveniles and disregarded from analyzes. We collected specimens upon license of ICMBio n° 28099-1. We deposited voucher specimens in the Museu da Universidade Católica de Pelotas (institutional code MUCPel).

We estimated length–weight relationship (LWR) independently for males and females. To estimate LWR we first plotted TL-W pairs in order to identify and delete obvious outliers. We then fitted a least square linear model taking the base-10 logarithms of the allometric equation $W = aTL^b$ (Le Cren, 1951; Froese, 2006). We plotted $\log a$ vs b to further check the presence of outliers. For each species, the slopes of length–weight regressions were compared to 3 using Student's t-test to ascertain if species grew isosymmetrically (Pauly, 1984). The statistic analysis were performed using the BIOESTAT 5.0 under a significance level of 95%.

Results

We analyzed 1,542 fish specimens of the three annual fish species know to occur in the study area. Sample size ranged from 16 specimens for males of *A. wolterstorffi* to 468 individuals for males of *C. melanotaenia* (Table 1) collected along the whole wet phase of the wetland's hydroperiod.

The estimated parameters for LWR, along with the descriptive statistics by sex and species, are given in Table 1. All WLR were highly significant ($p < 0.001$). Coefficients of determination (r^2) were always greater than 0.94, demonstrating that the linear transformation of the allometric equation correctly described LWR for all species and sexes and may be applied to any value of length to predict weight of fish within range of fish length analyzed.

The intercept a varied from -2.16 in females of *A. nigrofasciatus* to -1.94 in males of *C. melanotaenia*, while estimates of parameter b ranged from 2.81 in females of *C. melanotaenia* to 3.34 for females of *A. nigrofasciatus* (Table 1). The b -values were significantly different than 3.0 for all species (t-test, $P < 0.001$), within the expected range of 2.5 to 3.5 (Froese, 2006).

Discussion

In this study we provide new maximum sizes for males and females of *A. nigrofasciatus* and for females of *A. wolterstorffi* and *C. melanotaenia*, as compared to Fish Base (Froese and Pauly, 2012) and Costa (2002; 2006).

Two different growth patterns were exhibited by the studied species. A b value close to 3 indicates that the fishes grow isometrically, otherwise showing allometric growth (Froese, 2006). *Austrolebias nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* and females of *C. melanotaenia* showed allometric positive growth, where growth in weight is proportionally greater than in length. Only males of *C. melanotaenia* showed allometric negative growth, implying the allocation of more energy to increase in length or width than in biomass (Froese, 2006). Gonçalves et al. (2011) found similar growth pattern to ours when analyzing the WLR of *C. melanotaenia* collected between 2005 – 2006 in this same area, where this species showed a higher slope for females ($b=3.92$) than males ($b=2.63$). For specimens kept in captivity, Volcan et al. (2013) and Fonseca (2012) observed positive allometric growth when analyzing the WLR of males and females of *A. nigrofasciatus* ($b=3.08$) and *A. wolterstorffi* ($b=3.04$), respectively. The LWR of the two *Austrolebias* species are reported for the first time for specimens sampled in the environment. No references were recorded for WLR of these species in Fish Base (Froese and Pauly, 2012). Differences in b value may result from a number of factors such as different size ranges of the studied samples, differences in the sample size, sampling period and preserving methods (Froese, 2006).

Our study provides basic information on LWR of endemic and threatened species of Rivulidae occupying temporary freshwater wetlands threatened by urban encroachment. Our

data will help biologists and conservation agencies to explain variations according to environmental factors and manage populations and habitats to foster the conservation of annual fishes in southern Brazil.

Acknowledgements

M.V. Volcan thanks Capes for the Ph.D. grant and A.C. Gonçalves thanks CNPq for the MSc. grant. CNPq provides research fellowship to D. L. Guadagnin (309298/2009-1).

References

- Costa, W.J.E.M.; Cheffe, M.M. 2001: Three new annual fishes of the genus *Austrolebias* from the laguna dos Patos system, southern Brazil, and a redescription of *A. adloffii* (Ahl) (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Com Mus Cien Tecnol PUCRS* 14 (2): 179-200
- Costa, W.J.E.M. 2002: The annual fish genus *Cynopoecilus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae): taxonomic revision, with descriptions of four new species. *Ichthyol Explor Freshwat*, 13: 11-24
- Costa, W.J.E.M., 2006: The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa*. 1213, 1–162
- Fonseca, A.P. 2011: Effect of temperature on embryonic development, hatching, growth, sexual maturation and sex determination of the annual fish *Austrolebias wollterstorffi* (Ahl, 1924) (Cyprinodontiforme: Rivulidae) in captive. Master's thesis. Universidade de Rio Grande (FURG), Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil. [In Portuguese].
- Froese, R. 2006: Cube law, condition factor, and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol* 22: 241–253. doi:10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese, R.; Pauly, D. 2012: FishBase. World Wide Web electronic publication (www.fishbase.org, version (04/2012)).
- Gonçalves, C.S.; Souza, U.P.; Volcan, M.V. 2011: The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 9(1): 191-200.

- MMA, 2007: Priority Areas for Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of the Brazilian Biodiversity - Pampa Biome. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 105 p. [In Portuguese].
- Nogueira, C.; Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Oyakawa, O.T.; Kasecker, T.P.; Neto, M.B.R.; Silva J.M.C. 2010: Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. PLoS ONE 5(6): e11390
- Okgerman, H., 2005: Seasonal variation of the length weight and condition factor of rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in Spanca Lake. Int J Zool Res 1, 6–10.
- Pauly, D., 1984: Fish population dynamics in tropical waters. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines pp. xvii, 325.
- Reis, R.E.; Lucena, Z.M.S.; Lucena, C.A.S.; Malabarba, L.R. 2003: Fishes. 117-145 pp. In: Red Book of Threatened Fauna of Rio Grande do Sul. C.S. Fontana; G.A. Bencke; R.E. Reis (Eds). Edipucrs, Porto Alegre, Brazil. p. 632. [In Portuguese].
- Richter, T. J., 2007: Development and evaluation of standard weight equations for bridgelip sucker and large scale suckers. North Am J Fish Manag 27, 936–939.
- Volcan, M.V.; Lanés L.E.K.; Gonçalves, A.C. 2009: Threatened fishes of the world: *Austrolebias nigrofasciatus* Costa and Cheffe 2001 (Cyprinodontiformes: Rivulidae). Environ Biol Fish 86 (3): 319-320. doi: 10.1007/s10641-009-9544-x
- Volcan, M.V.; Fonseca, A.P.; Robaldo, R.B. 2011: Reproduction of the threatened Annual Killifish *Austrolebias nigrofasciatus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae), confined in a natural environment. J Threat Taxa 3(6) 1864-1867
- Volcan, M.V.; Sampaio, L.A.; Bongalhardo, D.C.; Robaldo, R.B. 2013. Reproduction of the annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* (Rivulidae) maintained at different temperatures. J Appl Ichthyol. doi: 10.1111/jai.12013

Author's address: Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Ichthyology Laboratory. Uruguay Street, 1242. Centro, Zip Code 96010-630. Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil. Email address: matheusvolcan@hotmail.com.

Table I

Descriptive statistics and estimated parameters of length–weight relationships for three annual fish species (*A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* and *C. melanotaenia*) inhabiting temporary wetlands from southern Brazil, May – December 2012.

Species	Sex	N	Length (cm)		Weight (g)		Regression parameters				
			Min	Max	Min	Max	<i>a</i>	<i>b</i>	95% CI of <i>a</i>	95% CI of <i>b</i>	<i>r</i> ²
<i>Austrolebias nigrofasciatus</i>	M	262	1.7	5.8	0.03	2.60	-2.10	3.26	-2.13 to -2.07	3.20 a 3.33	0.97
	F	359	1.3	5.4	0.01	2.35	-2.13	3.34	-2.16 to -2.09	3.28 a 3.41	0.97
<i>Austrolebias wolterstorffi</i>	M	16	2.5	9.0	0.18	8.20	-2.13	3.26	-2.28 to -1.98	3.04 to 3.48	0.98
	F	29	2.7	8.6	0.21	0.79	-2.12	3.28	-2.21 to -2.02	3.12 to 3.43	0.98
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i>	M	468	1.5	4.6	0.02	0.59	-1.94	2.81	-1.97 a -1.93	2.76 a 2.86	0.96
	F	408	1.1	4.0	0.02	0.83	-2.01	3.12	-2.04 a -1.98	3.05 a 3.20	0.94

M, male; F, female; N, number of individuals; Min, minimum; Max, maximum; *a*, intercept; *b*, slope; *r*², coefficient of determination; CI, confidence intervals.

6 CAPÍTULO 4: Annual fishes (Rivulidae) from Southern Brazil: A broad-scale assessment of their diversity and conservation

Este capítulo será publicado no livro “Annual Fishes: Life History Strategy, Diversity, and Evolution”.

Chapter 11. ANNUAL FISHES (RIVULIDAE) FROM SOUTHERN BRAZIL: A BROAD-SCALE ASSESSMENT OF THEIR DIVERSITY AND CONSERVATION

Matheus Vieira Volcan^{1,2}, Ândrio Cardozo Gonçalves¹, Luis Esteban Krause Lanés^{1,3},
Demetrio Luis Guadagnin⁴

¹ *Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Laboratório de Ictiologia. Rua Uruguai, 1242, Bairro Centro, CEP 96010-630, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil; e-mails:*

matheusvolcan@hotmail.com, andriocg@yahoo.com.br, lelanes@gmail.com.

² *Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Km 9. Cep 97105-900, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.*

³ *Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Laboratorio de Ecologia e conservação de Ecossistemas Aquáticos, Av. Unisinos, 950. CEP 93022-000, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil.*

⁴ *Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Departamento de Ecologia, Caixa Postal 15007 - 91501-970, Porto Alegre RS, Brasil; email: dlguadagnin@gmail.com*

Corresponding author: Matheus Volcan

E-mail: *matheusvolcan@hotmail.com.*

Phone: (00 + 55 + 53) 9154-5661

Instituto Pró-Pampa (IPPampa), Rio Grande do Sul, Brazil.

Contents

11. 1 Introduction

11.2 Material and methods

11.3 Results

11.4 Discussion

11.5 Conclusion

11. 1 Introduction

Human activities have changed most ecosystems through deforestation, land fragmentation, pollution, over-exploitation of resources and introduction of exotic species, resulting in habitat loss and a reduction in biodiversity (Gromm et al., 2006). Among these ecosystems, aquatic environments and particularly freshwater systems are among the most affected because their increasing reduction in recent decades and unprecedented levels of human disturbance (Santa-Maria and Klaassen, 2002; Saunders et al., 2002). Wetlands are considered among the most threatened environments with estimates that 87% of the planet natural wetlands have been lost since the early eighteenth century (Davison 2014). Brazil has the largest area of wetlands in South America (Naranjo 1995) and its current state of conservation is similar to the rest of the world.

Among wetlands, ephemeral wetlands (EW), i.e., that undergo periods of drought, are the most affected. Usually, EW are relatively small and shallow bodies of water with an annual dry phase of variable duration that support unique communities of aquatic organisms (Collinson et al., 1995; Maltchik et al., 2003; Lanés et al., 2014a). Furthermore, EW usually occurs in patches, scattered in the landscape, and associated with rivers, streams, and permanent lagoons (Sanderson et al., 2005). The populations of these unique communities are small and isolated; consequently more vulnerable to extinction (Gibbis 2000). These ephemeral environments are highly vulnerable to human activities and threatened in many regions of the planet; however, their biodiversity value is often overlooked, contributing to negligence and inadequate their management (Semlitsch and Bodie, 1998; Snodgrass et al., 2000). Generally, these ecosystems are poorly known and most studies are limited to specific groups of organisms (e.g. Volcan et al., 2010, 2011; Lanés et al., 2014a,b). Studies about the structure and function of these ecosystems needed to understand and manage their sustainable use are scarce (Burger 2000; Lanés 2009; Lanés et al., 2014b).

Annual fishes of the Neotropical family Rivulidae are particularly affected by the loss and fragmentation of EW since they exclusively inhabit ephemeral environment (Costa 2002a). The low ecological plasticity, the restricted area of distribution, and the low vagility of most species, coupled with the fact that the wetlands are being lost at an increasing pace, makes annual fishes one of the most threatened vertebrate groups (Costa 2002a; Rosa and Lima, 2008; ICMBio 2013).

Rivulidae is among the most diversified families of Neotropical freshwater fishes with about 350 described species; Brazil has the highest diversity with about one-third of the species (Costa 2008). Thirty species of Rivulidae are known from the state of Rio Grande do Sul, Brazil, of which 24 belong to the genus *Austrolebias*, 5 to *Cynopoecilus* and 1 to the *Atlantirivulus* (Costa 2002b, 2006; Costa and Lanés, 2009; Lanés et al., 2014; Volcan et al., 2014a,b). Among these, only *Atlantirivulus riograndensis* is known to have a non-annual life cycle (Lanés et al., 2012); the conservation status of these species is similar to that of other annual fishes in Brazil. About 70% of species of threatened freshwater fishes in Rio Grande do Sul are Rivulidae (SEMA 2014) and only *Cynopoecilus melanotaenia* is not considered threatened under IUCN criteria (SEMA 2014).

The extinction of endemic fish species is increasing directly proportional to the destruction of aquatic ecosystems. This is also applies to Rivulidae, where several species are on the edge of extinction (Rosa and Lima, 2008; Costa 2009, 2012; ICMBio 2013; SEMA 2014). There are increasing efforts in Brazil to identify the types of impacts, ways to mitigate them, and to define actions and priority areas for biodiversity conservation (MMA/SBF 2000; ICMBio 2013). However, while conservation priorities are being developed, many species are lost (Costa 2012).

In this chapter, we summarise current data about the diversity, distribution, risk of extinction and conservation status of annual fish species collected between 2011 and 2014 in Rio Grande

do Sul State, southern Brazil. The results are discussed in their relation to land use, climate change, management policies, actions and conservation strategies.

11.2 Material and methods

Study area. Rio Grande do Sul is the southernmost state of Brazil with a territory of 281,730 km² and about 3% of the country's area, being the largest state in the Southern Brazil. Its economy is based mainly on the production of grain and livestock (SEPLAG 2014).

Currently, it is the fourth largest economy of Brazil by GDP (gross domestic product) with 6.7% of the national GDP. The per capita GDP also has an advantaged position with values above the national average (SEPLAG 2014).

It has a subtropical climate with relatively well-distributed annual rainfall ranging from 1300–1800 mm (Köppen 1931) and average temperatures between 15–18 °C with a minimum of -10 °C in winter and a maximum of 40 °C in summer (Radambrasil 1986).

Rio Grande do Sul is part of two larger biomes, the northern half of the State consists of Atlantic Forest, which extends for approximately 37% of the territory, and the Pampa biome on the southern half of the state and extending for approximately 63% of the territory. The Pampa is restricted to the Rio Grande do Sul, in Brazil and is defined by a set of lowland vegetation which also extends to Uruguay and Argentina (IBGE 2004).

The relief of Rio Grande do Sul has different geomorphological units that varies in altitudes and geology. The predominant formations are: 1) the Escudo Cristalino (Crystalline Shield) consisting of granitic rocks that form rounded hills, with altitudes exceeding 300 meters , 2) the Planalto Meridional that consists of high altitudes reaching over 1000 meters in some places, 3) the Depressão Central (Central Depression) that is a range of relatively low and flat or gently rolling land, resembling a plain and is crossed from east to west by the state's most important river, the Jacuí River; and 4) the Planície Costeira (Costal Plains) consisting of

Atlantic Ocean coastal lowlands, characterised by dry and seasonally and/or permanently flooded fields with the presence of scattered and numerous lagoons (SEPLAG 2014).

Sampling. We summarize data collected in 50 municipalities across Rio Grande do Sul between 2011 and 2014. Each municipality was sampled for periods ranging from one to three days. We also use data from museums and studies in Rio Grande do Sul (e.g., Costa 2002b, 2006; Ferrer et al., 2008; Volcan et al., 2010, 2011a,b) to locate areas with occurrence of annual fishes, as well as to analyse the presence of species in protected areas.

In order to define the sampling strategy, we analysed satellite images from Google Earth (earth.google.com). Field works was carried travelling the main highways to reach access to previously selected areas, at every site we performed an active search for fishes. We collected fishes using hand nets (60 x 40 cm and 2 mm mesh) and to estimate the density of fish in each pond, we carried out 25 sweeps of 0.6 m², corresponding to approximately 15 m² of sampled area per studied pond. We used the catch per unit area (CPUA, N° Ind./m²) as a measure of fish density in each wetland.

Collected fishes were euthanasiaded in Eugenol (70mg/L) bath and were subsequently fixed in 10% comercial formalin and subsequently transferred to alcohol 70%. Voucher specimens are deposited at the Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCP – PUCRS) and at the Museu da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (MUFGRS).

The area of each pond was estimated using a measuring tape when it was less than a hectare and applying the Google Earth programme for larger areas. We visually assessed the types of impacts that affected every pond in relation to the occurrence of annual fishes. The following impacts were considered: cultivation of rice, soy, forestry, roads and highways, pollution

(garbage disposal, discharge of domestic effluents, etc), channelling and drainage, dams, wind farms, livestock, meadow and the presence of exotic fishes.

The extent of occurrence (EOO) for each species was calculated by the distance between the limits of its distribution within the territory of Rio Grande do Sul using satellite imagery available in Google Earth. The EOO (in km²) is defined as the area contained within the shortest continuous imaginary boundary which can be drawn to encompass all the known, inferred, or projected points for the actual presence of a taxon (IUCN 2014). To calculate the area of occupancy (AOO), we added the area of each pond to the occurrence of each species. The area of occupancy is defined as the area that is occupied by a taxon within its extent of occurrence. This measure reflects the fact that a taxon does not usually occur throughout its extent of occurrence, which may contain unsuitable or unoccupied portions of habitats (IUCN 2014). Currently this approach is applied in the reevaluation of the red lists of threatened fauna for Rio Grande do Sul State (SEMA 2014) and for Brazil (ICMBio 2013). The categories of threat presented herein followed SEMA (2014), that used the data presented in this study for the evaluation of Rivulidae species in Rio Grande do Sul, with the exception of species recorded and/or described after the conclusion of evaluation (Volcan et al., 2014a,b).

11.3 Results

A total of 238 annual fish populations were sampled across 179 ponds (Figure 11.1). The sampled populations belong to 37 species, of which 31 belong to *Austrolebias* and six to *Cynopoecilus* (Table 11.1, Figure 11.2). Among them, five species are new to science, and are currently under description and three need additional analysis to confirm their taxonomic status.

Most recorded species are endemic to Rio Grande do Sul (22 species), 14 species also occur in Uruguay, and *A. alexandri* occurs in Rio Grande do Sul, Uruguay, and Argentina. Of the

species previously evaluated for Rio Grande do Sul (SEMA 2014), 66% are considered 'Critically Endangered', 17% 'Endangered', and 14% 'Vulnerable'. Only *C. melanotaenia* is not considered threatened and is listed as 'Least Concern' (LC). The still undescribed species are likely to be listed/considered as 'Critically Endangered', given they restricted distribution, few populations (Table 11.1), and reduced quality of the environment.

Among the three hydrografic systems of Rio Grande do Sul, the Patos-Mirim lagoon system was the richest, with 86.5% of the recorded species while the Uruguay River basin has 13.5% of the species, and the Tramandaí-Mampituba rivers system recorded only one species (2.7%) (*C. multipapillatus*). Only *A. melanoorus* presented a disrupt distribution and was recorded in two hydrografic systems (Uruguay River and Patos-Mirim lagoon system).

Among the geomorphological formations sampled, the Planície Costeira and the Depressão Central showed highest diversity with 22 and 10 species respectively, whereas the Planalto Merdional and the Escudo Cristalino have three and two species each.

Among the 50 sampled municipalities, those with the highest species richness were Jaguarão (six), followed by Pelotas (five), Chui, Pedro Osório and Rio Grande (four). Nine municipalities have three species, four municipalities two species, and 24 others only one species (Table 11.2). Regarding the occurrence of species by municipality, *C. melanotaenia* was recorded in eight municipalities, *C. multipapillatus* in seven, *A. wolterstorffi* in six, and *A. juanlangi* and *A. periodicus* in five; ten other species were recorded in two and 11 species in a single municipality (Table 11. 2).

The species generally showed very restricted distribution, with EOO that ranged from about 1 km² for *A. bagual*, *Austrolebias* sp. E, and *A. paucisquama* to about 29,700 km² for *A. wolterstorffi*. However, most species (64%) showed areas less than 2,000 km² of EOO. As for AOO, all species showed an area less than 1 km², with areas ranging from 238 to 250 m² for *Austrolebias* sp. C and *Austrolebias* sp. B, respectively, to 171,203 m² for *C. melanotaenia*.

The areas of the ponds inhabited by rivulids ranged from 12 m² to about 15,000 m². Among the 238 populations sampled, 59% were recorded in ponds with less than 2,000 m² area and only 19% of them in areas more than 10,000 m² (Table 11.1). All sampled biotopes had some type of environmental impact. About 36% of biotopes showed one type of impact, 41% two types, 16% three types, 4.5% four types and in 2.5% we observed up to five different types of impacts affecting a single pond. The most frequent anthropic influence was the presence of cattle (74.7%), followed by the road effects/impact (49.4%), rice fields (16.7%), urbanisation (13.6 %), and exotic forestation (11.7%) (Figure 11.3). Soy bean cultivation, canals, dams, wind farms, pastures, and the presence of exotic fish *Cyprinus carpio* represented less than 10% of the impacts observed in rivulid environments.

11.4 Discussion

Our study recorded all species previously described or cited for Rio Grande do Sul.

Additionally, we recorded six new species (one, *A. bagual*, was recently described, Volcan et al., 2014b, the others 5 are under description), and three others may represent new taxa. Also, *A. cheradophilus*, *A. quirogai*, and *A. arachan* represent the first report for Brazil (Lanés et al., 2013, 2014b; Volcan et al., 2014a). Furthermore, the study expands the distribution for all species previously recorded for Rio Grande do Sul.

These results are extremely important for conservation strategies, especially for those species with few populations and under greater decline and/or extinction threat. The data obtained over a relatively short period of time represent a significant increase in the number of species and populations recorded for Rio Grande do Sul.

We observed that most species of annual fishes in Rio Grande do Sul live in small, isolated, and restricted populations usually on areas with high anthropogenic use. This threat most commonly relates to the expansion of agricultural frontiers and growth of urban areas, a

pattern that has already been highlighted to various species in Rio Grande do Sul (Costa 2002a; Reis et al., 2003; Ferrer et al., 2008; Lanés et al., 2013, 2014b; Volcan et al., 2011a,b, 2014a,b).

The high degree of threat and loss of EW and annual fishes populations is not exclusive to Rio Grande do Sul. A previous study in Rio de Janeiro found that 90 to 99.6% of the biotopes of five species of annual fishes was lost over the previous 17 years of monitoring and left the species on the limit of extinction (Costa 2012). Similar problems were reported for other Brazilian regions and biomes and numerous other species (Costa 2002a, 2009, 2014; Rosa and Lima 2008; ICMBio 2013). In the Atlantic Forest the species occur in forest areas and the problems precisely arise from deforestation. In the Amazon, programs of energy generation (hydropower plants) and building of large dams threaten several endemic species (ICMBio 2013). Similar conservation problems also affect neighbouring countries such as Uruguay and where annual fishes are considered the most threatened fish group in the country (Loureiro et al., 2013). However, regardless of the type of impact, biome, and country, the main threat to annual killifishes is the loss of their habitat.

Below we discuss the main land uses and major threats that affect and/or threaten the rivulid populations in Southern Brazil (Rio Grande do Sul state), as well as actions, policies and strategies for the conservation of the annual fish species.

The effect of cattle. We observed that, although livestock are found in most ponds as a result of cattle farming, which is usually performed extensively in Rio Grande do Sul, this seems to have no significant effect on rivulid populations and environmental quality. The ecological processes that maintain biodiversity in grasslands are very different from those in forest ecosystems (Pilar and Velez 2010; Overbeck et al., 2013). In ecosystems where the climate favours woody vegetation, ecological disturbances such as grazing are important for the

maintenance of the temporal and spatial of physiognomy of grasses (Bond and Parr, 2010; Pillar and Velez, 2010). Livestock is not necessarily detrimental to the communities, and in some cases, contributes to the maintenance of native plants and aquatic diversity in temporary ponds (Marthy 2005). Therefore cattle may play an important role in maintaining the biodiversity of EW (Collins et. al., 1998; Harrison 1999; Maestas et al., 2003), mainly in the southern fields, which is an area that historically has been a habitat for now extinct large herbivore (Lopes 2005); cattle may be the functional equivalent of these extinct species. However, the high densities of cattle can result in deleterious effects on the aquatic community, particularly in small EW. Unfortunately, there is no data available that had correlated the presence and density of cattle with the occurrence and abundance of annual fishes.

Our observations at the type locality of *A. jaegari* suggest that the absence of cattle is apparently affecting the biotope and its population, since the site is dominated by dense vegetation and reduced water surface (Figure 11.4). The removal of cattle has altered the ecological succession due to the absence of grazing and caused the disappearance of the population. Over the past four years, we recorded a few individuals of *A. jaegari* restricted to a small man-made canal, next to the pond by the access road (Figure 11.4) and that the species was no longer present at the original pond. However, some studies suggests a relationship between grazing and the increasing diversity in EW (Paine 1966) and that predators prevent the monopolisation of resources by dominant species, causing grazed areas generally to exhibit greater diversity than areas not grazed (e.g., Marty 2004). It is likely that the management of this locality with the presence of cattle (at appropriate densities) could reduce the density of vegetation and assist in the recovery of environmental conditions for the occurrence of *A. jaegari*. Grazing can avoid shrub/woody invasion and increased herbaceous diversity (Bond and Parr, 2010). Moreover, the invasion of woody plants and forest expansion

are promoted when the disturbance ends (Duarte et al., 2006), which is consistent with our observations over 12 years of monitoring the pond (Volcan et al., unpubl. data).

Occurrence near roads and highways. We observed that a considerable number of ponds are located marginal to roads and highways. Probably these areas are remnants of historical larger natural areas. Furthermore, areas near roads are under government administration and theoretically they cannot be used for agriculture or urbanisation. Although these ponds are “protected” they are subject to impacts from expansion works, duplication and paving of roads, and accidents with toxic cargo. All known populations of *A. ibicuiensis*, *A. bagual*, *A. arachan*, and *Austrolebias* sp. E. are from by roads. Roads also increase isolation of populations preventing or hindering gene flow. In order to prevent the destruction of ponds and to reduce the impact caused by roads, environmental licensing should assess the occurrence of annual fishes to reduce their impact.

The impact of rice cultivation. The presence of only 17% of biotopes under the direct influence of rice cultivation disguises the alarming fact that most EW has already been lost through the grain cultivation. Rio Grande do Sul is the largest rice producer in Brazil (providing about two-thirds of the national production). The prediction for 2014/2015 is that 1,116,458 hectares will be seeded for grain’ (IRGA 2014). A conservative estimate points that less than 10% of the original wetlands areas remain in the State (Guadagnin and Maltchik, 2007; Stenert and Maltchik, 2007; Maltchik et al., 2014); most of it lost to grain cultivation. Rice cultivation has a greater impact on the Planície Costeira, Depressão Central, and western part of the Planalto Meridional, which are lower and flatter areas and thus more favourable for cultivation. These areas coincide with areas of higher grain production in the State and also with areas of higher population density for annual fishes. Most populations of known species

have been impacted by grain cultivation which occurs without management or correct environmental licensing. Besides the degradation caused directly by cultivation, draining of ponds, levelling of soil, use of fertilizers and pesticides, in Rio Grande do Sul rice cultivation is carried out during the period when ponds should be dry, i.e., it has an inverse hydrological cycle to EW characteristic of annual fishes; this reality enhances the harmful effects of grain production on native species.

In the past, wetlands environments were considered economically unproductive areas, unhealthy, and requiring to be 'sanitized'. 'Sanitation' meant conversion into a different environment by draining, grounding, or any other means to eliminate them. Thus, from the 60s, much of the wetlands were drained for agricultural use through the encouragement of the Pró-Várzea Programme of the Federal Government (Burger 2000). According to FZB (2002), the State originally had 5.3 million hectares of wetlands. In 1986, a flight inspection over the wetlands of the State noticed that, except in specific localities, most environments were highly altered and degraded, mainly due to rice cultivation (FZB 2002). These environments are still suffering from many impacts and drastically reducing their total area.

Urbanisation. Urbanisation has an important impact on the environment, especially in larger centres and development areas, where processes are further accelerated. In an annual monitoring between 2011 and 2014 of 59 EW in the municipality of Pelotas and surroundings, we recorded a loss of about 8% of EW due to the growth of the urban area. This data is extremely worrying for *Austrolebias* sp. C., that was recorded in four ponds and two were lost during this period and the long term viability of other two is critical. Similarly, in the Pedro Osório municipality over the same period 25% of ponds occupied by *Austrolebias* sp. B were lost and the remaining ones are threatened by further urbanisation. Other species directly impacted by the growth of the urban areas in the State are *A. luteoflammulatus*, *A.*

prognathus, and *A. charrua* in Chuí; *A. minuano* in Rio Grande and São José do Norte; *A. nigrofasciatus* in Pelotas; *A. wolterstorffi* in Porto Alegre, Gravataí, Pelotas, Rio Grande, and São José do Norte; *A. cheradophilus*, *A. nachtigalli*, and *A. univentripinnis* in Jaguarão; as well as all species of *Cynopoecilus* across the State. The intensity of the threat to the species differs in each region and is usually related to local environmental characteristics and economic development.

Urbanisation is a problem for the overall conservation of Rivulidae, affecting species in different biomes and groups of Rivulidae (e.g., Costa, 2002a, 2009, 2012; Costa et al., 2012; Rosa and Lima 2008). The allocation of protected areas on coastal regions and within urban centres, such as ecological parks, would be a high priority for conservation of annual fishes; municipal master plan should include wetlands areas. The allocation of resources resulting from environmental compensation for the acquisition and protection of sites of occurrence of Rivulidae is another important action.

Climatic changes. Global climate change may alter various hydrological parameters on which the wetlands and the species that inhabit depend (IPCC 2007). Rising temperatures caused by climate change will result in increasingly frequent prolonged droughts and more restricted and short rains in the Pampa biome (MMA 2011), thus increasing the vulnerability of temporary aquatic ecosystems. The EW are usually small, shallow, respond quickly to environmental changes, and are considered particularly vulnerable to climate change because of their frailty and limited adaptability. Changes in the geographic range of the species are also expected, causing part of the current distribution of many species to become inadequate. This is more critical, since rivulid species have low vagility and no ability to migrate to more favourable environments. The periods of prolonged drought and increased temperatures may affect the entire life cycle of the species. Many biological processes are strictly controlled by

temperature. Therefore, a change in thermal regime (e.g., extreme temperatures, duration, and seasonal rates of change) can directly regulate physiological characteristics such as growth rates, behavioural performance, and influence on habitat preference. In annual fishes, temperature affects most life history traits, such as embryonic development (Arenzon et al., 2002; Arezo et al., 2007), growth (Liu and Walford, 1970; Errea and Danulat, 2001, Fonseca et al., 2014), reproduction (Arenzon et al., 1999; Volcan et al., 2013a), and life span (Liu and Walford, 1966, 1970).

Effects caused by global warming, such as rising sea level and consequently more frequent floods and rising tides may have significant effects on species inhabiting coastal areas, e.g., *C. melanotaenia*, *C. fulgens*, *C. multipapilatus*, *A. wolterstorffi*, and *A. minuano*. Change in rainfall patterns may also affect the population biology of annual fishes as well as the hydrological cycle of the ponds. The increase in the intensity and frequency of El Niño events already has caused droughts and/or floods in many parts of the southern hemisphere (Ramsar 2002). Thus, the more frequent occurrence of these events may significantly affect populations of annual fishes. During two events in Rio Grande do Sul (2010 and 2014), we observed that many ponds with confirmed previous occurrence of Rivulidae lacked annual fishes or they were at low density. Monitoring of some areas in the southern coastal region of the State indicates that during El Niño events, the EW flood early or simply do not dry up during the summer and had high abundance of non-annual fishes. However, the factors that lead to absence or low abundance of annual fishes during these events need further investigation.

Assessment according to the criteria of the IUCN and endangered species. Several methods have been proposed to assess the conservation status of plants and animals. The largest

classification system used internationally was adopted and developed by IUCN and offers categories to indicate the degree of threat for the species in their habitats.

The results of AOO and the number of registered populations for some species, e.g., *A. charrua*, *A. minuano*, and *Cynopoecilus* spp., may be underestimates, since we did not sample every single pond within the limits of species distribution. Nevertheless, we believe that even if all ponds were sampled, this would hardly change the threat status of the species, since, under IUCN criteria and as noted in the samplings, no species has AOO over 2,000 km² or AEE higher than 20,000 km² (except *A. wolterstorffi*). In addition, all species have severely fragmented environments and continued decline in area of occupancy, quality of habitat and number of locations or subpopulations and may be included in both criteria B and D.

As annual fishes occur in small and isolated patches, the measurement of the area of each pond coupled with the sum of their areas provide an estimate of AOO for each species. As most species occur in degraded and fragmented landscapes, with continued loss and reduced quality of habitat, the use of the criterion B2 is the most suitable for the evaluations.

Furthermore for wider distributed species with a possibility of finding additional populations, the D2 criterion is more indicated since they could have a larger area than estimated, but never with AOO exceeding 20 km².

Although most of the species recorded in Rio Grande do Sul are endemic, a considerable proportion is also shared with neighbouring countries such as Uruguay and Argentina. This situation requires collective international efforts in order to assess the conservation status of species globally, as well as the requirement of proposed actions and international cooperation to assist in the conservation of these species. Until now, no recorded species in Rio Grande do Sul has global assessment (IUCN 2014). Despite national and regional listings, which indicate that the majority of the Rivulidae species are threatened with extinction (e.g., ICMBio 2013;

Loureiro et al., 2013; SEMA 2014), only 18 species are included in any category of threat of the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2014).

Independent of the type of threat, size of ponds, number of recorded populations, density of populations, etc, we consider *A. jaegari*, *A. bagual*, *A. ibicuiensis*, *A. varzeae*, *Austrolebias* sp. B, *Austrolebias* sp. C, *A. prognathus*, *A. cheradophilus*, *A. quirogai*, and *A. arachan* to be among most critically threaten species in Rio Grande do Sul. Such species need of urgent conservation efforts, due to extremely restricted geographical areas, low density populations, and imminent threats. Conservation efforts and the allocation of areas for conservation in the Rio Grande do Sul should primarily consider biotopes of these species to ensure their conservation.

Presence in conservation units (CUs). Records of annual fishes in protected areas of Rio Grande do Sul are extremely scarce and scattered throughout the literature (Buckup and Malabarba, 1983; Koch et al., 2000; Costa 2002a,b; Reis et al., 2003; Lanés and Costa, 2009; Dufech and Fialho, 2009; Volcan et al., 2013b; Lanés 2011; Lanés and Maltchik, 2010). In the 104 registered CUs in the State, only fifteen populations of annual fishes are recorded, covering only ten species (Lanés 2011) (Table 11.3). Despite the fact that Rivulidae are the most threatened freshwater fish in the State (SEMA 2014), no CU was created with the purpose of protecting some species. The low representation of annual fishes in protected areas (PAs) (only 24% of the species are recorded in PAs) is extremely worrying, since all species are threatened with extinction (except *C. melanotaenia*) and current populations decline due to loss and fragmentation of their biotopes. In addition, the records of Rivulidae in these CUs are punctual and little is known about population parameters, conditions, and representation of species in these areas and how they are effective for the conservation of annual fishes. Therefore, it is essential to conduct studies aimed at mapping and monitoring populations in

order to verify the presence of the species in protected areas, as well as searches in CUs where specific inventories to annual fishes are not conducted yet.

Priority areas for conservation of annual fishes in Rio Grande do Sul. Despite the anthropogenic change scenario, areas with great potential for the conservation of populations of annual fish were also identified. This is especially important in the Pampa biome, which has the lowest representation in the National System of Conservation Units (NSCU) and is considered the second most devastated biome in the country, behind only the Atlantic Forest. Beyond the protected areas already established in Rio Grande do Sul, 107 other areas were identified as priorities for biodiversity conservation of the Pampa biome in the country (MMA 2007); among these areas are important and significant remaining wetlands, which harbour unique communities and species, including annual fishes.

We highlight the following floodplains areas as priority for the conservation of annual fishes:

Canal São Gonçalo, in Pelotas and Rio Grande (*A. nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi*, and *C. melanotaenia*), Bolaxa stream in Rio Grande (*A. minuano*, *A. wolterstorffi*, and *C. melanotaenia*), Chuí stream in the homonym municipality (*A. charrua*, *A. luteoflammulatus*, *A. prognathus*, and *C. melanotaenia*), Del Rey stream in Santa Vitória do Palmar (*A. charrua* and *C. melanotaenia*), low course of Jaguarão river in the homonym municipality (*A. cheradophilus*, *A. nachtigalli*, *A. univentripinnis*, *A. juanlangi*, and *C. melanotaenia*), Várzea river in Carazinho (*A. varzeae*), Toropi river in São Pedro do Sul (*A. ibicuiensis*), Jacuí and Guaíba rivers (*A. adloffii*, *A. wolterstorffi*, and *C. nigrovittatus*), Jaguarão-Chico river in municipalities of Aceguá and Pedras Altas (*A. juanlangi*, *A. quirogai*, *A. arachan*, and *A. vazferreirai*), Francisquinho and Lajeado streams in Minas do Leão (*A. cyaneus*), low course of Piratini river in Pedro Osório (*Austrolebias* sp. B), Abranjo stream in Encruzilhada do Sul (*A. bagual*), Vacacaí river in Santa Maria (*A. litzi* and *C. intimus*), Candiota and Seival

streams in Candiota (*A. melanoorus*), and Santa Maria river in Dom Pedrito (*A. periodicus*).

The creation of CUs in these locations could ensure conservation of most species registered in the territory of Rio Grande do Sul.

Conservation actions and environmental policies. Until now few efforts have been made to assist the conservation of rivulids. Government actions such as the construction of lists of threatened fauna has already been performed for over 20 years in Rio Grande do Sul (Marques et al., 2002; Fontana et al., 2003; SEMA 2014) and are part of the strategy adopted in Brazil and worldwide to support policies and planning projects, environmental management and biodiversity monitoring. These listings recognise the vulnerability of species and provide measures for their conservation.

Although listings have considered most rivulid species as threatened (Reis et al., 2003; MMA 2008; SEMA 2014) and conservation efforts have provided evidence for many species, this has not been enough to prevent the loss of many ponds and populations. That is, although the species and the environments in which they live are protected by national and state laws, it seems that even with all efforts to disseminate endangered species and environments in Rio Grande do Sul, there is still negligence on the part of the licensing bodies about the importance of conserving wetlands for biodiversity.

Because of the high degree of threat to most species, the National Action Plan for the Conservation of Rivulid Fishes (PAN) (ICMBio 2013) was recently launched in Brazil, with the main goal 'to establish mechanisms for protecting annual fishes and void the loss of habitat of the focal species in the next five years'. In this plan, focal species were defined as those with greater urgency for conservation efforts in Brazil and those with greater genetic diversity (to protect more basal phylogenetic groups), giving priority to sympatric species. In total, 64 species were included in this plan, of which 20 were focal species. Of the species

recorded in Rio Grande do Sul, 12 were included in the plan, six being considered focal (ICMBio 2013).

The fact that a species is included in a plan of action does not ensure its conservation and does not guarantee that the goals proposed will be achieved, but the PAN serves as a showcase for companies, institutions, environmental compensation, and public notices that want to finance projects focused on biodiversity conservation. In this sense, several funding sources are already giving higher priority to projects that address focal species to meet the specific demands of national action plans. Thus, although the PAN does not have specific resources to achieve its goals, it has been an important tool to raise funds and awareness for conservation projects in Brazil.

Another effort to protect rivulid fishes in Rio Grande do Sul was the publication of Environmental Zoning for Activity of Silviculture (ZAS 2008), which considered wetlands as priority environments and species of annual fishes as one of the target groups for management and activity monitoring. Furthermore, it suggests the mapping of wetlands in order to prevent their loss and suppression. Currently, a similar zoning exercise is in preparation for the wind power projects in the State. However, the actions that were most effective in ensuring the viability of any given population or species of rivulids, such as the allocation of protected areas and specific management plans for EW, are unknown. In the case of the wind farms, for example, despite that several ponds were lost or degraded by the activities and despite the existence of several documents protecting the species, no area was acquired with the intention of conserving annual fishes as a form of environmental compensation.

Thus, despite conservation efforts are relatively recent, the advance of the loss of habitat of the species has been faster than the actions to conserve them. The lack of oversight, billing, and technical knowledge by environmental agencies and government pressure to release the projects and not prevent 'economic development' of a region has been the main argument

used by decision makers to justify the impacts caused to natural environments. Thus, the creation of policies to encourage research in these environments, addressing monitoring, dynamics, and evaluation of key impacts, and the development of environmental education programmes, development and implementation of national policies and strategies for conservation, development of sustainable use programmes and the creation of conservation units, has become necessary (Burger 2000; Lanés 2011; Lanés et al., 2014a,b; ICMBio 2013; Volcan et al., 2014a,b).

As in other grasslands of South America, the conservation of the Pampa biome has been neglected, since it has historically received less attention in the conservation agenda of Brazil (Overbeck et al., 2007). In Rio Grande do Sul, only 0.15% of the total area covered by pasture is included in strictly protected areas (Develey et al., 2008). As most species of rivulids occur in the grassland environment, the creation of new protected areas in the Pampa could ensure the viability and conservation of various species.

Currently, the wetlands and its species have been more valued, but unfortunately, the new concepts still do not seem to have reached the decision makers, politicians, media and the vast majority of the population (Burger et al., 2002; Junk et al., 2013). According to Loyola (2014), Brazil is an international environmental leader that has conducted important negotiations to define sustainable development goals over the last decade. However, in terms of national policy, Brazil is always making decisions that go against the global policies that it ratifies, such as the revision of Brazil's Forest Code, which is the main environmental legislation in the country, and that represented a setback for conservation and protection of natural environments, reducing the area covered by some CUs and permanent preservation areas. Among other consequences, these controversial actions taken by national leaders could increase CO₂ emissions and boost a massive loss of species, with irreversible consequences for ecosystems (Loyola 2014). The problem is even greater because there is not enough

political pressure or environmental awareness on the part of a considerable proportion of the population to demand an effective implementation of a system of PAs, as well as changes in environmental policy in Brazil, in order to assist in the conservation of species and their native environments.

11.5 Conclusion

The Rio Grande do Sul has a great diversity of annual fishes, nevertheless the majority of the species are endangered. Annual fishes conservation is an issue that transcends the boundaries of Rio Grande do Sul, because beyond the state, some species are shared with Uruguay and Argentina, so the impacts resulting from habitat loss of the species are recorded not only in the State, but in all regions where human beings interacts with EW. Conservation strategies for the species, in turn, depend on a number of factors and initiatives, but in general, are related to the incentive to research, search and mapping of species, definition of taxonomic problems, correct environmental licensing, environmental education programmes, and a great incentive plan and encouraging the creation of CUs. Only through collective efforts can the reality of imminent extinction for most species be altered, mostly because legal competence and issues related to the preservation and management of wetlands and endangered species belong to local, state and federal levels, but above all, because it is the duty of the population as a whole. Finally, we expect our data to draw the attention of the scientific community, politicians, decision makers and the general public to the importance of conserving annual fish and their habitats. Thus, the support of the government and society is an urgent requirement for the creation of protected areas to harbour the annual fishes of Rio Grande do Sul in southern Brazil.

Acknowledgements

We thank Michel Corrêa for providing the map of the study area. This study was funded by Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza as part of the project “Peixes Anuais do Pampa”. We thank ICMBio by issuing a collecting license (#18334). M. V. Volcan thanks CAPES for the Ph. D. Grant. CNPq provides research fellowship to D. L. Guadagnin (309298/2009-1).

Literature Cited

- Arenzon, A., Peret, A.C., and M.B.C. Bohrer. 1999. Reproduction of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Regan 1912) based on a temporary water body population in Rio Grande do Sul State, Brazil. *Hydrobiologia* 411: 65-70. DOI: 10.1023/A:1003868711295
- Arenzon, A., Lemos, C.A., and M.B.C. Bohrer. 2002. The influence of temperature on the embryonic development of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Brazilian Journal of Biology* 62(4B): 743-747.
- Arezo, M.J., D’Alessandro, S. Papa, N. Sá, R., and N. Berois. 2007. Sex differentiation pattern in the annual fish *Austrolebias charrua* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Tissue and Cell* 39: 89-98. DOI:10.1016/j.tice.2007.01.004
- Bertaco, V.A., and M.A. Azevedo. 2013. Fishes from rio Ibirapuitã basin, Environmental Protection Area of Ibirapuitã, Pampa Biome. *Check List*. 9(5): 966–972.
- Bond, W.J., and C.L. Parr. 2010. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143, 2395–2404. DOI:10.1016/j.biocon.2009.12.012
- Buckup, P.A., and L.R. Malabarba. 1983. A List of the Fishes of the Taim Ecological Station, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 63: 103-114.,

- Burger, M.I. 2000. *Situação e ações prioritárias para conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira*. http://www.anp.gov.br/brnd/round6/guias/perfuracao/perfuracao_r6/refere/banhados.pdf. Accessed in 20 sep. 2014
- Collins, S.L., Knapp, A.K., Briggs, J.M., Blair, J.M., and E.M. Steinauer. 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280:745–747. DOI: 10.1126/science.280.5364.745
- Collinson N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, D., Whitfield M., and P.J. Williams (1995) Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74, 125–133. DOI:10.1016/0006-3207(95)00021-U
- Costa, W.J.E.M. 2002a. *Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação*. Curitiba, ed. UFPR. 238p.
- Costa, W.J.E.M. 2002b. The anual fish genus *Cynopoecilus* (Cyprinodontiformes, Rivulidae): taxonomic revision, with descriptions of four new species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 13: 11-24
- Costa, W.J.E.M. 2006. The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa* 1213: 1–162.
- Costa, W.J.E.M. 2008. *Catalog of aplocheiloid killifishes of the world*. 1. ed. Rio de Janeiro: Reptoarte. 127pp.
- Costa, W.J.E.M. 2009. *Peixes Aplocheiloideos da Mata Atlântica: História, diversidade e conservação*. Rio de Janeiro, ed.UFRJ. 172 p
- Costa, W.J.E.M. 2012. Delimiting priorities while biodiversity is lost: Rio s seasonal killifishes on the edge of survival. *Biodiversity and Conservation* 21: 2443-2452. DOI: 10.1007/s10531-012-0301-7

- Costa, W.J.E.M., and L.E.K. Lanés. 2009. *Rivulus riograndensis*, a new aplocheiloid killifish from southern Brazil (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 20: 91-95.
- Costa, W.J.E.M., Amorim, P.F., and L.O. Mattos. 2012. Species delimitation in annual killifishes from the Brazilian Caatinga, the *Hypsolebias flavicaudatus* complex (Cyprinodontiformes: Rivulidae): implications for taxonomy and conservation. *Systematics and Biodiversity*. 10(1): 71-91. DOI: 10.1080/14772000.2012.664177
- Davison, N. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*. 65, 934–941.
DOI: 10.1071/MF14173
- Develey, P.F., Setubal, R.B., Dias, R.A., and G. Bencke. 2008. Grasslands bird and biodiversity conservation aligned with livestock production. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16, 308–315.
- Duarte, L.D.S., M.M.G. Dos-Santos, Hartz, S.M., and V.D. Pillar. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*. 31, 520–528. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2006.01602.x
- 6.1.1.1 Dufech, A.P.S., and C.B. Fialho. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 99 (2), 177-188.
- Errea, A. and E. Danulat. 2001. Growth of the annual fish, *Cynolebias viarius* (Cyprinodontiformes), in the natural habitat compared to laboratory conditions. *Environmental Biology of Fishes* 61: 261–268. DOI: 10.1023/A:1011047611009

- 6.1.1.2 Ferrer, J., Malabarba, L.R. and W.J.E.M., Costa. 2008. *Austrolebias paucisquama* (Cyprinodontiformes: Rivulidae), a new species of annual killifish from southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 175-180.
- Fontana, C.S., Bencke, G.A. and R.E. Reis. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Edipucrs. 632 p. ISSN 0100-5363
- 6.1.1.3 Fonseca A.P., Volcan, M.V., Sampaio, L.A., Romano, L.A., and R.B. Robaldo. 2013. Growth of critically endangered annual fish *Austrolebias wolterstorffi* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) at different temperatures. *Neotropical Ichthyology* 11(4): 837-844.
- FZB 2002. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. *Mapeamento, Diagnóstico e Gerenciamento de Ambientes de Áreas Úmidas na Bacia do Guaíba, tendo em vista sua Preservação ou Conservação. Pró-Guaíba – Subprograma Parques e Reservas – Projeto II. Estudos para consolidação do Sistema de Parques e Reservas Naturais no Bacia do Guaíba*. Porto Alegre. 189p.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 14:314-317. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x
- Groom, M.J., Meffe, G.K., and C.R. Carroll. 2006. *Principles of Conservation Biology*, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland.
- Guadagnin, D.L. and L. Maltchik. 2007. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16:1231-1244. DOI: 10.1007/s10531-006-9127-5
- Harrison, S. 1999. Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed California grassland. *Oecologia* 121:99–106. DOI: 10.1007/s004420050910
- IBGE 2004. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. www.ibge.gov.br. Accessed in December 2013.

- ICMBio 2013. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção. Brasília. <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-rivulideos/sumario-executivo-rivulideos.pdf>. Accessed in April 2013.
- IRGA 2014. Instituto Rio Grandense do Arroz. Secretaria de Agricultura, Pecuária e Agronegócio. <http://www.irga.rs.gov.br>. Accessed in October 2014.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Accessed in March 2014.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate.
- Koch, W.R., P.R., Milani, K.M. Grosser. 2000. *Guia ilustrado: peixes Parque Delta do Jacuí*. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 91 p.
- Köppen, W. 1931. Climatologia. Fundo de Cultura Econômica, México
- Junk, W.J., M.T.F. Piedade, R. Lourival, F. Wittmann, P. Kandus, L.D. Lacerda, R. L. Bozelli, F. A. Esteves, C. Nunes da Cunha, L. Maltchik, J. Schöngart, Y. Schaeffer-Novelli, and Agostinho, A. A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conserv: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 5–22. DOI: 10.1002/aqc.2386
- Lanés, L.E.K. (2011) *Dinâmica e conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. MsC. Diss., UNISINOS.
- Lanés, L.E.K., and L. Maltchik 2010. Discovery of the critically endangered annual killifish, *Austrolebias wolterstorffi* (Ahl, 1924) (Rivulidae: Cyprinodontiformes) in Lagoa do

- Peixe National Park, Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Journal of Threatened Taxa* 2(11): 1282–1285.
- Lanés, L.E.K., F.W. Keppeler and L. Maltchik, 2012. Abundance, sex-ratio, length-weight relation, and condition factor of non-annual killifish *Atlantirivulus riograndensis* (Actinopterygii: Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Lagoa do Peixe National Park, a Ramsar Site of Southern Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42(3): 247-252. DOI: 10.3750/AIP2011.42.3.09
- Lanés, L.E.K., Â.C. Gonçalves and M.V. Volcan. 2013. *Austrolebias arachan* Loureiro, Azpelicueta and García 2004 (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Rio Grande do Sul, Brazil: occurrence, length-weight relationships and condition factor. *Journal of Applied Ichthyology*, 29: 252-256. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2012.02052.x
- Lanés, L.E.K., F.W. Keppeler and L. Maltchik. 2014a. Abundance variations and life history traits of two sympatric species of Neotropical annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in temporary ponds of southern Brazil. *Journal of Natural History*, 48 (31-32): 1971-1988. DOI: 10.1080/00222933.2013.862577
- Lanés, L.E.K., Gonçalves, Â.C., and M.V. Volcan. 2014b. Discovery of endangered annual killifish *Austrolebias cheradophilus* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in Brazil, with comments on habitat, population structure and conservation status. *Neotropical Ichthyology*, 12(1): 117-124.
- Liu, R.K., and R.L. Walford, 1966. Increased growth and life-span with lowered ambient temperature in the annual fish *Cynolebias adloffii*. *Nature*. 212: 1277-1278.
DOI:10.1038/2121277a0
- Liu, R.K. and R.L. Walford. 1970, Observations on the lifespans several species of annual fishes and of the world's smallest fishes. *Experimental Gerontology* 5:241-246.
DOI:10.1016/0531-5565(70)90044-6

- Loyola, R. 2014. Brazil cannot risk its environmental Leadership. *Diversity and Distributions*. 20 (12): 1365–1367. DOI: 10.1111/ddi.12252
- Lopes, R.P., Buchmann, F.S.C., Caron, F., and M.E.G.S. Itusarry. 2005. Barrancas Fossilíferas do Arroio Chuí, RS: importante megafauna pleistocênica no extremo sul do Brasil. In: Winge, M., Schobbenhaus, C., Berbert-Born, M., Queiroz, E.T., Campos, D.A., Souza, C.R.G., and A.C.S., Fernandes. (Edit.) Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil. <http://www.unb.br/ig/sigep/sitio119/sitio119.pdf>. Accessed in August 2013.
- Loureiro, M. Zarucki, M., González, I., Vidal N., and G. Fabiano. 2013. Peces continentales. Pp. 91-112, en: Soutullo A, C Clavijo and JA Martínez-Lanfranco (eds.). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*. snap/dinama/mvotma y dicyt/mec, Montevideo. 222 pp.
- Maestas, J.D., Knight, R.L., and W.C. Gilgert. 2003. Biodiversity across a rural land-use gradient. *Conservation Biology* 17:1425–1434. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2003.02371.x
- Maltchik, L., Schneider, E., Becker, G., and A. Escobar. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânica* 53: 89-100.
- Maltchik, L., Lanés, L.E.K., Keppeler, F.W., Rolon, A.S., and C. Stenert. 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
- Marques, A.A.B., Fontana, C.S., Vélez, E., Bencke, G.A., Schneider, M., and R.E. Reis. 2002. *Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul*. FZB-MCT-PUCRS-Pangea, Porto Alegre. (Publicações Avulsas FZB).
- Marthy, J.T. 2005. Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology*. 19(5):1626–1632. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00198.x

- MMA/SBF 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*/ in: Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília:, 2000. 40p.
- MMA 2007. *Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira – Bioma Pampa*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 105 p.
- Naranjo, L.G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. In *Classification and inventory of the world's wetlands*, Advances in Vegetation Science 16, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 125–129.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R. and E.D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.07.005
- Pillar, V.D.P., and E. Velez. 2010. Extinction of the southern plains in conservation areas: a natural phenomenon or an ethical problem? *Natureza e Conservação* 8: 84–86. DOI: 10.4322/natcon.00801014
- Radambrasil. 1986. Levantamento de recursos naturais. IBGE, Rio de Janeiro
- Ramsar. 2002. The Convention on Wetlands. Resolution VIII.33: Identification of Temporary Pools. http://www.ramsar.org/res/key_res_viii_33_e.htm. Accessed in December 2013.
- Reis, R.E., Lucena, Z.M.S., Lucena C.A.S., and L.R. Malabarba. 2003. Peixes. In: Fontana, C.S., Bencke, G.A., and R.E. Reis. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Edipucrs, 632 pp.

- Rosa, R.S., and F.C.T. Lima. 2008. Peixes. Pp. 09-285. In: Machado, A.B.M., Drummond, G.M., and A.P. Paglia. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Santamaría, L. and M. Klaassen. 2002. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: An introduction. *Acta Oecologica*, 23, 115-119. DOI: 10.1016/S1146-609X(02)01144-X.
- Saunders, D.L., Meeuwig, J.J., and A.C.J. Vincent. 2002. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x.
- Sanderson, R.A., Eyre, M.D., and S.P. Rushton. 2005. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography*, 28, 355–362. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2005.04093.x.
- SEMA, 2014. Secretaria Estadual de Meio Ambiente. Reavaliação da Lista das Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul. 2013. http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1andid_uf=23. Accessed in August 2014.
- Semlitsch, R.S., and R. Bodie. 1998. Are Small, Isolated Wetlands Expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1998.98166.x
- SEPLAG, 2014. Secretaria do Planejamento, Gestão e Participação Cidadã. www.seplag.rs.gov.br. Accessed in October 2014.
- Snodgrass, J.W., Komoroski, M.J., Bryan, A.L. and J. Burger. 2000, Relationships among Isolated Wetland Size, Hydroperiod, and Amphibian Species Richness: Implications for Wetland Regulations. *Conservation Biology* 14: 414–419. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99161.x

- Stenert, C. and L. Maltchik. 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. *Marine and Freshwater Research* 58(11): 993-1001.
- Volcan, M.V., Lanés, L.E.K., and M.M. Cheffe. 2010. Distribuição e Conservação de Peixes Anuais (Cyprinodontiformes, Rivulidae) no município do Chuí, Brasil. *Biotemas* 23: 51-58. DOI: 10.5007/2175-7925.2010v23n4p51
- Volcan, M.V., L.E.K. Lanés, Gonçalves, Â.C. and M.M. Cheffe. 2011a. First record of annual killifish *Austrolebias melanoorus* (Amato, 1986) (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from Brazil, with data on habitat and conservation. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 1120-1122. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2010.01626.x
- Volcan, M.V., Â.C. Gonçalves and L.E.K. Lanés. 2011b. Distribution, habitat and conservation status of two threatened annual fishes (Rivulidae) from southern Brazil. *Endangered Species Research*, 13: 79-85. DOI: 10.3354/esr00316
- Volcan, M.V., Sampaio, L.A., Bongalhardo, D.C., and R.B. Robaldo. 2013a. Reproduction of the annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* (Rivulidae) maintained at different temperatures. *Journal of Applied Ichthyology* 29(5): 648-652. DOI: 10.1111/jai.12013
- Volcan M.V., Gonçalves, Â.C. and D.L. Guadagnin. 2013b. Length–weight relationship of three annual fishes (Rivulidae) from temporary freshwater wetlands of southern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* 29(3): 1188-1190. DOI: 10.1111/jai.12214
- Volcan, M.V., Gonçalves, Â.C. and L.E.K. Lanés. 2014a. *Austrolebias quirogai* (Actinopterygii: Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Brazil: Occurrence, population parameters, habitat characteristics, and conservation status. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44(1): 37-44. DOI: 10.3750/AIP2014.44.1.05.

Volcan, M.V., Lanés, L.E.K. and Â.C. Gonçalves. 2014b. *Austrolebias bagual*, a new species of annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from Southern Brazil. *Aqua, International Journal of Ichthyology*. 20(4): 3-14.

ZAS. 2008. *Zoneamento Ambiental para Atividade de Silvicultura*. Coordenação: FEPAM. Consultoria Técnica: Biolaw Consultoria Ambiental e Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 305pp.

Table 11.1. List and status of threatened species recorded in Rio Grande do Sul, southern Brazil, during the samplings carried out between 2011 and 2014 and the respective numbers of populations registered, CPUA, area of occupancy (AOO in m²) and extent of occurrence (AEE in km²). LC: least concern; VU: vulnerable; EN: endangered; CR: critically endangered.

Species	N° pop.	CPUA	AOO	AEE	Status
<i>Austrolebias adloffii</i> (Ahl, 1922)	4	0,48	55000	1232	CR
<i>Austrolebias</i> aff. <i>gymnoventris</i> (Amato, 1986)	3	0,89	13350	2080	-
<i>Austrolebias</i> aff. <i>reicherti</i> (Loureiro & García, 2004)	1	1,32	4000	12	-
<i>Austrolebias alexandri</i> (Castello & López, 1974)	2	1,12	10800	78	CR
<i>Austrolebias arachan</i> Loureiro, Azpelicueta & García, 2004	2	0,58	1150	6	CR
<i>Austrolebias bagual</i> Volcan, Lanés & Gonçalves, 2014	1	0,40	10450	1	CR
<i>Austrolebias charrua</i> Costa & Cheffe, 2001	24	1,69	53150	6510	EN
<i>Austrolebias cheradophilus</i> (Vaz-Ferreira, Sierra de Soriano & Scaglia de Paulete, 1965)	2	0,20	7500	2	CR
<i>Austrolebias cyaneus</i> (Amato, 1987)	4	1,43	3750	780	CR
<i>Austrolebias ibicuiensis</i> (Costa, 1999)	3	1,33	3550	9	CR
<i>Austrolebias jaegari</i> Costa & Cheffe, 2002	2	0,10	10250	120	CR
<i>Austrolebias juanlangi</i> Costa, Cheffe, Salvia & Litz, 2006	19	0,61	74120	6900	CR
<i>Austrolebias litzi</i> Costa, 2006	6	0,73	6128	1800	CR
<i>Austrolebias luteoflammulatus</i> (Vaz-Ferreira, Sierra de Soriano & Scaglia de Paulete, 1965)	8	0,79	5434	1053	CR
<i>Austrolebias melanoorus</i> (Amato, 1986)	5	0,30	15100	3010	EN
<i>Austrolebias minuano</i> Costa & Cheffe, 2001	14	0,65	91650	2700	EN
<i>Austrolebias nachtigalli</i> Costa & Cheffe, 2006	9	2,41	30470	3400	CR
<i>Austrolebias nigrofasciatus</i> Costa & Cheffe, 2001	9	1,88	49565	142	EN
<i>Austrolebias paucisquama</i> Ferrer, Malabarba & Costa, 2008	2	0,82	4100	1	CR
<i>Austrolebias periodicus</i> (Costa, 1999)	5	0,92	17100	16296	EN
<i>Austrolebias prognathus</i> (Amato, 1986)	6	0,01	13900	10	CR
<i>Austrolebias quirogai</i> Loureiro, Duarte & Zarucki, 2011	3	0,15	955	100	CR
<i>Austrolebias</i> sp. A	4	1,25	9450	198	-
<i>Austrolebias</i> sp. B	4	0,85	250	4	-
<i>Austrolebias</i> sp. C	3	1,09	238	100	-

<i>Austrolebias</i> sp. D	2	3,70	6450	9	-
<i>Austrolebias</i> sp. E	2	0,66	9400	1	-
<i>Austrolebias univentripinnis</i> Costa & Cheffe, 2005	5	2,15	20970	2812	CR
<i>Austrolebias varzeae</i> Costa, Reis & Behr, 2004	2	0,58	10500	2	CR
<i>Austrolebias vazferreirai</i> (Berkenkamp, Etzel, Reichert & Salvia, 1994)	2	0,16	1600	60	CR
<i>Austrolebias wolterstorffi</i> (Ahl, 1924)	9	0,14	56800	29700	CR
<i>Cynopoecilus</i> aff. <i>melanotaenia</i> (Regan, 1912)	10	0,24	25945	4752	-
<i>Cynopoecilus fulgens</i> Costa, 2002	13	0,81	69950	3585	VU
<i>Cynopoecilus intimus</i> Costa, 2002	3	0,24	600	1504	VU
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i> (Regan, 1912)	32	0,58	171203	18100	LC
<i>Cynopoecilus multipapillatus</i> Costa, 2002	7	0,73	36315	3360	VU
<i>Cynopoecilus nigrovittatus</i> Costa, 2002	4	0,31	11140	1900	VU

The threat status is presented based on the assessment of fish species threatened with extinction in Rio Grande do Sul (SEMA, 2014), with the exception of *A. quirogai*, valued in Volcan et al., (2014a) and *A. bagual*, valued in Volcan et al., (2014b).

Table 11.2. Number of municipalities of occurrence and distribution of species recorded in the 50 municipalities of Rio Grande do Sul during field sampling carried out between 2011 and 2014.

Espécies	Number	Municipalities of occurrence
<i>A. adloffii</i>	3	Eldourado do Sul, Gravataí e Porto Alegre
<i>A. aff. gymnoventris</i>	3	Jaguarão, Pedro Osório e São Lourenço do Sul
<i>A. aff. reicherti</i>	2	Jaguarão e Piratini
<i>A. alexandri</i>	1	São Borja
<i>A. arachan</i>	1	Pedras Altas
<i>A. bagual</i>	1	Encruzilhada do Sul
<i>A. charrua</i>	3	Santa Vitoria do Palmar, Chuí e Rio Grande
<i>A. cheradophilus</i>	1	Jaguarão
<i>A. cyaneus</i>	2	Rio Pardo, Minas do Leão
<i>A. ibicuiensis</i>	2	São Vicente do Sul e São Pedro do Sul
<i>A. jaegari</i>	2	Pelotas, Capão do Leão
<i>A. juanlangi</i>	5	Aceguá, Bagé, Hulha Negra, Herval, Jaguarão
<i>A. litzi</i>	4	Dilermano de Aguiar, Santa Maria, São Gabriel, São Sepé
<i>A. luteoflammulatus</i>	2	Santa Vitoria do Palmar, Chuí
<i>A. melanoorus</i>	4	Bagé, Candiota, Herval, Hulha Negra
<i>A. minuano</i>	4	Mostardas, Rio Grande, São José do Norte, Tavares
<i>A. nachtigalli</i>	3	Jaguarão, Pedro Osório, Arroio Grande
<i>A. nigrofasciatus</i>	2	Pelotas e Capão do Leão
<i>A. paucisquama</i>	1	Caçapava do Sul
<i>A. periodicus</i>	5	Quaraí, Santana do Livramento, Dom Pedrito, Alegrete e Rosário do Sul
<i>A. prognathus</i>	1	Chuí
<i>A. quirogai</i>	1	Aceguá
<i>Austrolebias</i> sp. A	1	Encruzilhada do Sul
<i>Austrolebias</i> sp. B	1	Pedro Osório
<i>Austrolebias</i> sp. C	1	Pelotas
<i>Austrolebias</i> sp. D	1	Rio Grande

<i>Austrolebias</i> sp. E	1	São Lourenço
<i>A. univentripinnis</i>	1	Jaguarão
<i>A. varzeae</i>	1	Carazinho
<i>A. vazferreirai</i>	2	Aceguá, Bagé
<i>A. wolterstorffi</i>	6	Eldorado do Sul, Pelotas, Rio Grande, São José do Norte, Tavares, Gravataí
<i>C. aff. melanotaenia</i>	4	Arambaré, Barra do Ribeiro, Camaquã e Tapes
<i>C. fulgens</i>	3	Mostardas, São José do Norte, Tavares
<i>C. intimus</i>	3	Caçapava do Sul, São Gabriel e Santa Maria
<i>C. melanotaenia</i>	5	Arroio Grande, Camaquã, Capão do Leão, Chuí, Jaguarão, Pelotas, Rio Grande, Santa Vitoria do Palmar
<i>C. multipapillatus</i>	7	Capão da Canoa, Osório, Palmares do Sul, Pinhal, Santo Antônio da Patrulha, Torres e Barão do Triunfo
<i>C. nigrovittatus</i>	4	Guaíba, Eldorado do Sul, Porto Alegre, Gravataí

Table 11.3. List of anual fish species recorded in protected areas in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil.

Species	Conservation units
<i>A. adloffii</i>	Parque Estadual do Delta do Jacuí (Reis et al., 2003).
<i>A. alexandri</i>	Reserva Biológica do Banhado São Donato (Reis et al., 2003).
<i>A. charrua</i>	Estação Ecológica do Taim (Unpublish. Data).
<i>A. minuano</i>	Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Lanés, 2011; Lanés et al., 2014a).
<i>A. nigrofasciatus</i>	RPPN do Pontal da Barra (Reis et al., 2003; Volcan et al., 2013).
<i>A. periodicus</i>	APA do Ibirapuitã (Bertaco & Azevedo, 2013)
<i>A. wolterstorffi</i>	Parque Estadual do Delta do Jacuí (Reis et al., 2013), Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Lanés & Maltchik, 2010), Estação Ecológica do Taim (Unpublish. Data), RPPN do Pontal da Barra (Reis et al., 2003; Volcan et al., 2013).
<i>C. melanotaenia</i>	RPPN do Pontal da Barra (Volcan et al., 2013), Estação Ecológica do Taim (Costa, 2002; Unpublish. Data).
<i>C. fulgens</i>	Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Lanés, 2011; Lanés et al., 2014a).
<i>C. nigrovittatus</i>	Parque Estadual do Delta do Jacuí (Koch et al., 2000), Parque Estadual de Itapuã (Dufech & Fialho, 2009).

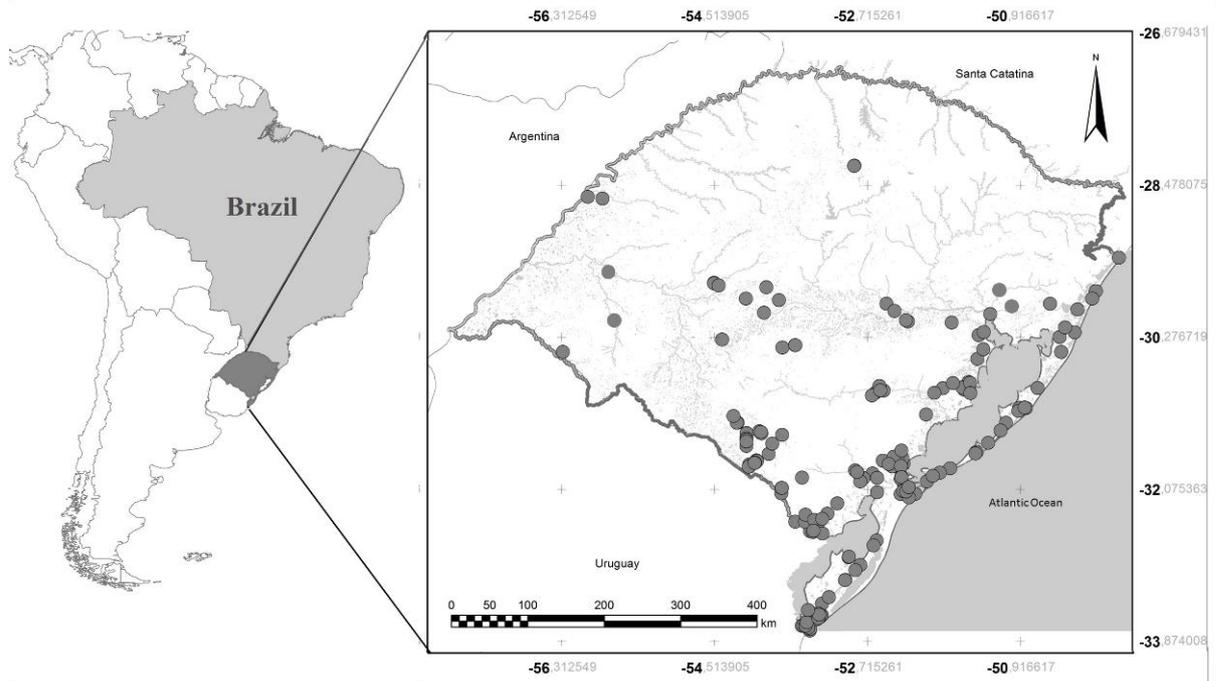


Figure 10.1. Map showing the 179 biotopes sampled between 2011 and 2014, distributed in 50 municipalities of Rio Grande do Sul, southern Brazil.



Figure 10.2. Image of representative species *Austrolebias* and *Cynopoecilus* recorded in Rio Grande do Sul. A) *A. vazferreirai*, B) *A. univentripinnis*, C) *A. wolterstorffi*, D) *A. jaegari*, E) *A. nigrofasciatus*, F) *A. bagual*, G) *A. ibicuiensis*, H) *C. melanotaenia*.

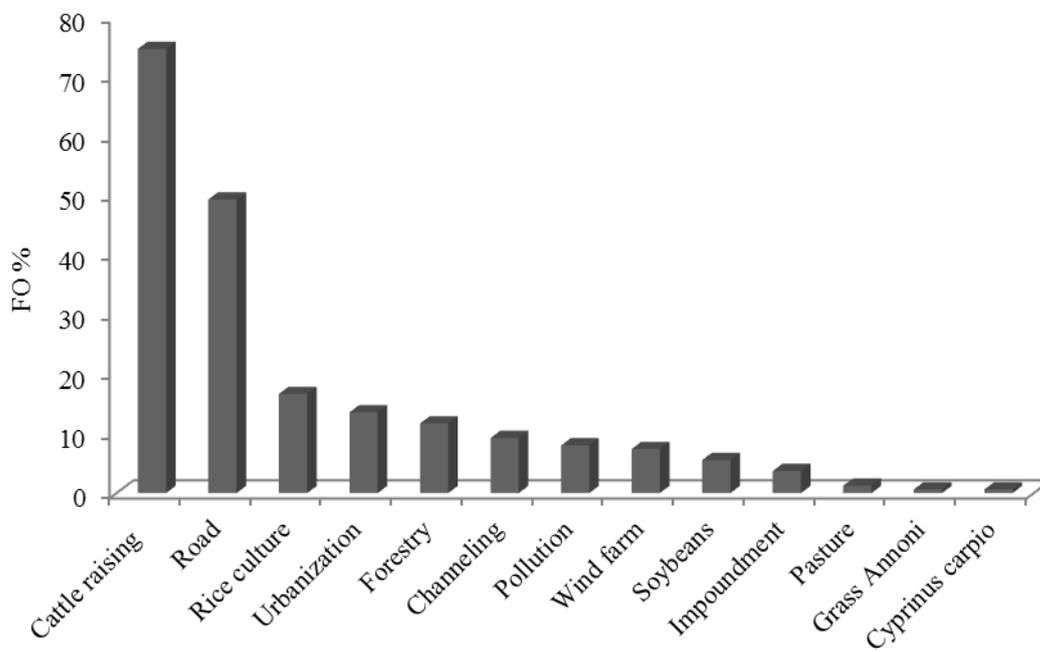


Figure 10.3. Frequency of occurrence (%) of different types of environmental impact present in biotopes with the presence of annual fishes in the Rio Grande do Sul, Brazil.

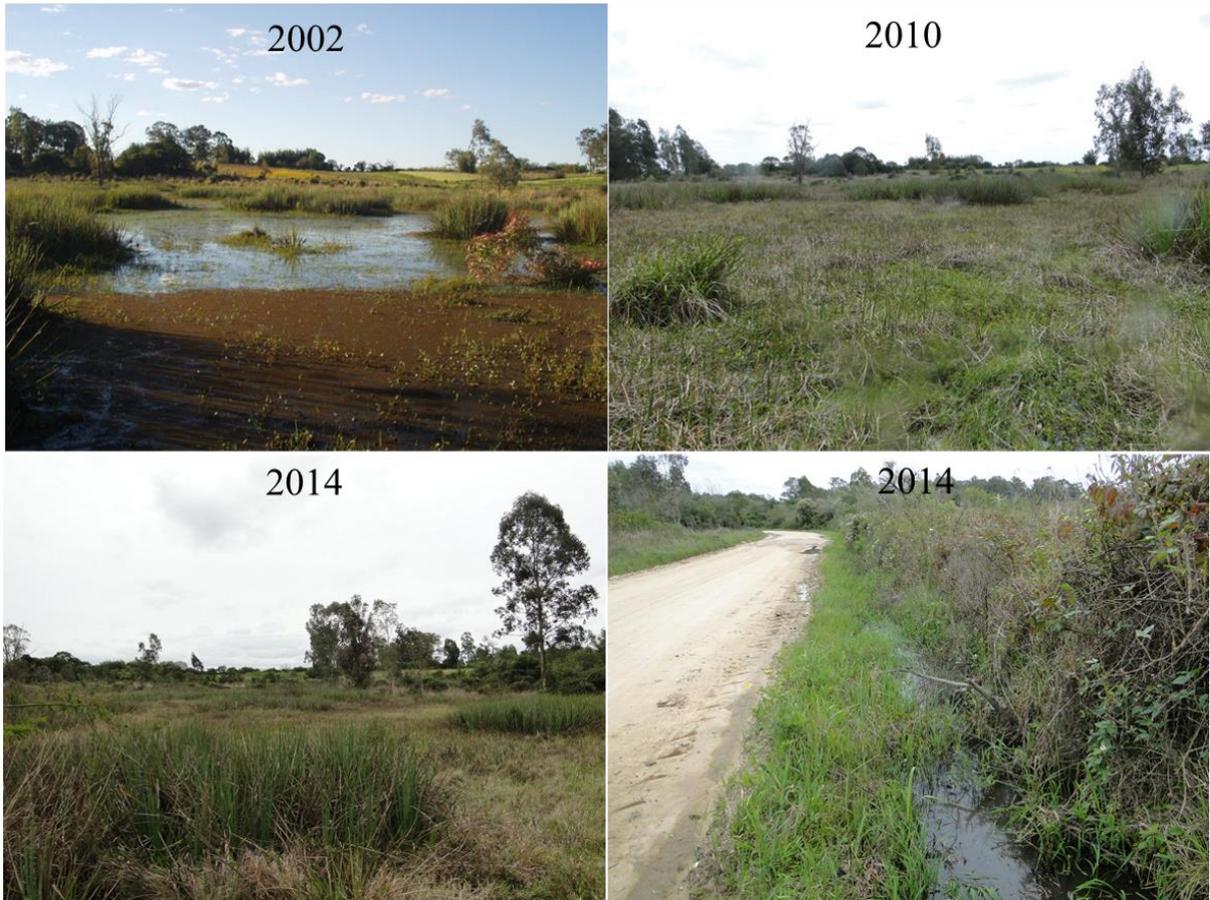


Figure 10.4. Images from the type locality of *A. jaegari* in Pelotas obtained over 12 years. The 2002 photo was obtained when the biotope still had grazing cattle and water lamina can be verified. Over the following years, the advancement of grassy and shrubby vegetation and the absence of water lamina was observed. In the image at the bottom right can be seen the small canal beside the road, where the occurrence of the species was restricted.

7 CONCLUSÕES GERAIS

De acordo com os dados obtidos no presente estudo, concluimos que:

- As AU temporárias apresentam composições ictiofaunísticas que variam no espaço e no tempo, compostas tanto por espécies raras, ameaçadas de extinção e altamente especializadas a vida em ambientes efêmeros, como os peixes anuais, como por espécies de ampla distribuição e que utilizam oportunamente essas áreas por curtos períodos.
- As características do habitat e da paisagem e as mudanças nas variáveis climáticas e hidrológicas ao longo do hidroperíodo são os fatores que têm maior influência na variação espaço-temporal da comunidade de peixes de áreas úmidas temporárias, principalmente para espécies de ciclo de vida não anual.
- A manutenção da integridade física e do ciclo hidrológico das áreas úmidas temporárias é fundamental para a conservação das espécies de peixes que habitam estes ambientes no sul do Brasil.
- Em comunidades de peixes anuais, as espécies possuem adaptações que favorecem a coexistência, onde a competição entre as espécies de Rivulidae é atenuada por diferenças de tamanho corpóreo e semelhanças na dinâmica populacional.
- As espécies de Rivulidae apresentam dois padrões de crescimento, *Austrolebias nigrofasciatus*, *A. wolterstorffi* e fêmeas de *Cynopoecilus melanotaenia* possuem crescimento alométrico positivo, enquanto machos de *C. melanotaenia* possuem crescimento alométrico negativo.
- O Rio Grande do Sul apresenta uma grande diversidade de peixes anuais, com 37 espécies registradas, pertencentes aos gêneros *Austrolebias* e *Cynopoecilus*.

- Todas as espécies de Rivulidae (exceto *C. melanotaenia*) estão ameaçadas de extinção.
- A conservação de peixes anuais é um problema que transcende as fronteiras do Rio Grande do Sul, pois, além do Estado compartilhar algumas espécies com o Uruguai e a Argentina, os impactos advindos da perda de habitat para as espécies são registrados não só no Estado, como em todas as regiões onde há a interação do homem com as AU.
- As estratégias de conservação para as espécies dependem de uma série de fatores e iniciativas, mas de forma geral, está relacionada ao incentivo a pesquisa, busca e mapeamento das espécies, definição de problemas taxonômicos, correto licenciamento ambiental, educação ambiental e um grande plano de incentivo e estímulo à criação de UCs.
- Há necessidade urgente de criação de áreas protegidas que abriguem populações de peixes anuais do Rio Grande do Sul.