



MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

CEPTA

**Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Instituto Chico
Mendes de Conservação da Biodiversidade- PIBIC/ICMBio**

Relatório Final

(2016-2017)

**Ecologia trófica de peixes anuais da região Sul do Brasil, por meio da
metodologia isotópica**

Thaiane Defalco

Orientador(a): José Augusto Senhorini

Co orientador: Izabel Correa Boock de Garcia

Co orientador: Neliton Ricardo Freitas Lara

Pirassununga

Ago/2017

Resumo

Os peixes da família Rivulidae se caracterizam principalmente pelo pequeno tamanho corpóreo, pelo marcado dimorfismo sexual e por completarem todo seu ciclo de vida em ambientes aquáticos temporários. Esses ambientes abrigam uma grande biodiversidade de espécies, sendo que muitas dessas espécies, assim como os peixes anuais, apresentam fases dos seus ciclos de vida fortemente associada aos regimes de seca e cheia. É de fundamental importância para a conservação desses organismos e de seus ambientes, compreender as relações que se estabelecem entre as diferentes espécies e como elas podem interferir nas comunidades e nos ecossistemas. Deste modo o presente estudo teve como objetivo determinar e comparar o nicho trófico de *Austrolebias minuano* e *Cynopoecilus fulgens*, dois peixes Rivulidae com ocorrência no Sul do Brasil. Para tal foram amostrados peixes e recursos de quatro banhados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul. Através da análise de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) determinamos o nicho isotópico e as relações tróficas que se estabelecem entre essas duas espécies. As espécies apresentaram elevada amplitude de nicho trófico e pronunciada sobreposição. Entretanto, foram encontradas diferenças consistentes de nicho trófico entre os banhados amostrados. Assim, os resultados do presente estudo indicam que a heterogeneidade espacial entre ambientes aquáticos temporários representa um importante fator para a conservação das espécies de Rivulidae, pois garantem a variabilidade ecológica entre populações na escala da paisagem e consequentemente a manutenção das espécies na natureza.

Palavras-chave: Peixes anuais, ecologia trófica, isótopos estáveis, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$

Abstract

The fish of the family Rivulidae are characterized mainly by the small corporal size, for the marked sexual dimorphism and by the fact that they complete all his/her life cycle in temporary aquatic atmospheres. Those atmospheres shelter a great biodiversity of species, and many of those species, as well as the annual fish, present phases of their life cycles strongly associated to the drought regimes and flood. It is of fundamental importance for the conservation of those organisms and of their habitats, to understand the relations that establish among the different species and how they can interfere in the communities and in the ecosystems. This way, the current study's goal was to determine and compare the trophic niche of *Austrolebias minuano* and *Cynopoecilus fulgens*, two Rivulidae fish with occurrence in the South of Brazil. For such study they sampled fish and resources of four flooded surroundings of Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul. Through the analysis of isotope stable of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) determined the niche isotope and the relationships trophic that settle down among those two species. The species presented high width of niche trophic and pronounced overlap. However, they were found solid differences of niche trophic among the flooded sampling. This way, the results of the current study indicate that the space heterogeneity among temporary aquatic habitats represents an important factor for the conservation of the Rivulidae species because they guarantee the ecological variability among populations in the scale of the landscape, one of the basic conditions for species to survive in nature.

Key words: Annual fishes, trophic ecology, stable isotopes, $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$

Lista de Figuras, Quadros, Tabelas, Abreviaturas e Siglas, Símbolos.

FIGURA 1. A. Localização dos banhados amostrados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul; B. Esquema da vista aérea dos banhados P1A, P1B e P1C, nos quais foram amostrados os peixes anuais e seus recursos.....8

FIGURA 2. Fotos dos banhados localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul, onde foram amostrados os peixes anuais e seus recursos. A. Banhado P1A; B. Banhado P1B; C. Banhado P1C; D. Banhado P2.....8

TABELA 1. Área e profundidade dos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.....11

TABELA 2. Medidas físico-químicas dos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.....12

TABELA 3. Lista de peixes amostrados nos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.....13

TABELA 4. Ocorrência e Abundância dos macroinvertebrados amostrados nos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.....14

FIGURA 3. As espécies apresentaram elevada amplitude de nicho trófico, bem como pronunciada sobreposição.....15

FIGURA 4. Variações intraespecíficas (M= Macho e F= fêmea) de nicho trófico em *Austrolebiasminuano*(Am).....16

FIGURA 5. Variações intraespecíficas (M= Macho e F= fêmea) de nicho trófico em *C. fulgens* (Cf).....16

FIGURA 6. Relação entre $\delta^{13}C$ e o comprimento dos peixes anuais, e entre $\delta^{15}N$ e o comprimento corpóreo dos peixes anuais.....17

trófico.....17

FIGURA 7. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de *A. minuano* (Am) e *C. fulgens* (Cf) entre os banhados amostrados (P1A, P1B, P1C e P2).....18

Sumário

1. Introdução	6
2. Objetivos	8
3. Material e Métodos	8
3.1 Área de Estudo	8
3.2 Coleta de Dados	10
3.3 Forma de Análise de dados	10
4. Resultados	11
5. Discussão e Conclusões	18
6. Considerações Finais	21
7. Recomendações para o manejo	21
8. Agradecimentos	21
9. Referências bibliográficas	22

1. Introdução

Entre os ecossistemas aquáticos continentais, há aqueles que se caracterizam por pequenos acúmulos de água originados a partir de afloramentos subterrâneos, cheias de rios, e chuvas. Pouco profundos, esses ecossistemas permanecem cheios apenas por curtos períodos de tempo, após os quais voltam a secar, e por isso são classificados como ambientes temporários. Tais ambientes abrigam uma grande biodiversidade de espécies, sendo que muitas dessas espécies apresentam fases dos seus ciclos de vida fortemente associada aos regimes de seca e cheia (Setubal, et al., 2016). Dentre as espécies que dependem da dinâmica variável dos ambientes temporários destacam-se os peixes da família Rivulidae, uma das famílias de peixes mais diversas e ameaçadas do Brasil (Reis et al., 2003; Rosa e Lima, 2008).

A família Rivulidae está amplamente distribuída nas Américas do Sul e Central, limitada ao norte pelo Istmo de Tehuantepec no México, e ao sul pelos Pampas da Argentina (Parenti, 1981) podendo, portanto, ser encontrada em uma grande variedade de tipos de ambientes (Hrbek e Larson, 1999). Embora alguns representantes da família ocorram em corpos d'água permanentes, a maior parte das espécies está intimamente associada a ambientes aquáticos temporários, onde completam todo seu ciclo de vida (Myers, 1952). Em função desse ciclo de vida altamente especializado, a maioria dos peixes rivulídeos apresentam pequeno tamanho corpóreo, dimorfismo sexual, rápido ciclo de vida e distribuição geográfica restrita (Costa, 2008; Berois et al., 2015).

Embora rivulídeos se desenvolvam rapidamente após a inundação dos ambientes temporários e completem o seu ciclo de vida nos períodos de cheia (Liu e Walford, 1966, 1969; Errea e Danulat, 2001), eles ainda dependem dos períodos secos para que seus ovos se desenvolvam. Os ovos desses peixes apresentam diapausa (dormência), a qual só é quebrada após permanecerem secos por um determinado período e serem novamente reidratados através de reinundações (Loureiro e de Sá, 1996; Costa, 2010). Assim, a cada estação de cheia uma nova população emerge a partir do banco de ovos dormente, motivo pelo qual as espécies desse grupo também são chamadas de peixes anuais (Costa, 1995). Assim, é fundamental que a dinâmica dos ambientes temporários seja mantida para que as populações dos rivulídeos persistam ao longo do tempo. Entretanto, muitos dos ambientes aquáticos temporários nos quais ocorrem rivulídeos encontram-se alterados ou ameaçados (Stenert et al., 2008; Setubal, et al. 2016), o que

somado às suas distribuições restritas, faz com esse grupo de peixes seja um dos mais ameaçados do Brasil (Rosa e Lima, 2008).

A perda dos peixes anuais, ou mesmo a diminuição de suas populações, podem ter importantes consequências para os ambientes temporários. Em ambientes lênticos, dentre os quais se enquadram a maioria dos ambientes aquáticos temporários, a predação é considerada um importante fator na estruturação das comunidades (McPeck, 1990; Cottenie e De Meester, 2004). Peixes anuais são os vertebrados mais abundantes na maioria dos corpos d'água nos quais ocorrem (Laufer et al., 2009; Polacik e Reichard, 2010), e podem, portanto, exercer grandes pressões de predação sobre outras espécies nesses ambientes. Ainda assim, poucos estudos têm abordado aspectos ecológicos relacionados aos peixes anuais (Laufer et al., 2009). Dessa forma, compreender as relações tróficas que os peixes anuais estabelecem nesses ambientes pode contribuir para a compreensão da importância desses organismos para estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas temporárias.

Tradicionalmente, estudos tróficos se baseiam em análises de conteúdos estomacais, mas essa metodologia representa apenas um "retrato instantâneo" dos padrões de consumo das espécies (Bearhop, 2004). Em ambientes que apresentam grandes variações espaciais e temporais na composição e na abundância de espécies, como os ocupados pelos peixes anuais, o uso de abordagens integrativas, que incorporem essas variações é mais adequado. Análises de isótopos estáveis são particularmente úteis nesse contexto, pois às razões isotópicas dos elementos químicos variarem de forma previsível conforme eles ciclaram na natureza, e aos tecidos dos consumidores refletem a razão isotópica de seus alimentos (DeNiro e Epstein, 1978; 1981; Crawford et al., 2008; Martinelli et al., 2009). Assim, o emprego de análises isotópicas permite a obtenção de informações espaço-temporais integradas sobre as relações tróficas que se estabelecem entre os peixes anuais e os diferentes organismos dos ambientes nos quais eles ocorrem.

Diante do estado de ameaça em que se encontram os peixes anuais e os seus ambientes, e do limitado conhecimento sobre sua ecologia, são fundamentais estudos que abordem os papéis ecológicos desses peixes em ambientes temporários. Tais estudos são úteis para prever consequências de mudanças antrópicas sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas temporários. Além disso, contribuem para a manutenção da integridade ecológica dos ambientes protegidos e para a recuperação dos que tenham sofrido algum tipo de alteração, fornecendo informações que podem

embasar o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção (Brasil, 2013).

2. Objetivos

O presente estudo teve como objetivo determinar e comparar o nicho trófico de *Austrolebias minuano* e *Cynopoecilus fulgens*, dois peixes Rivulidae com ocorrência no Sul do Brasil.

3. Material e Métodos

3.1 Área de Estudo

O material biológico utilizado no presente estudo é proveniente de quatro banhados localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Figuras 1 e 2). O parque se encontra na porção média da planície costeira externa do estado do Rio Grande do Sul, uma região considerada um centro de endemismo da família Rivulidae (Volcan, 2009; Lánés, 2011). O clima é classificado como subtropical úmido, com temperaturas médias mensais que variam entre 13°C (inverno) e 24°C (verão). A precipitação média anual varia de 1200 a 1500 mm por ano (Tagliani, 1995). A vegetação terrestre é classificada como o Bioma Pampa, composta principalmente por pastagens subtropicais, mas também apresenta elementos da Floresta Atlântica Sul (Lánés et al., 2016).

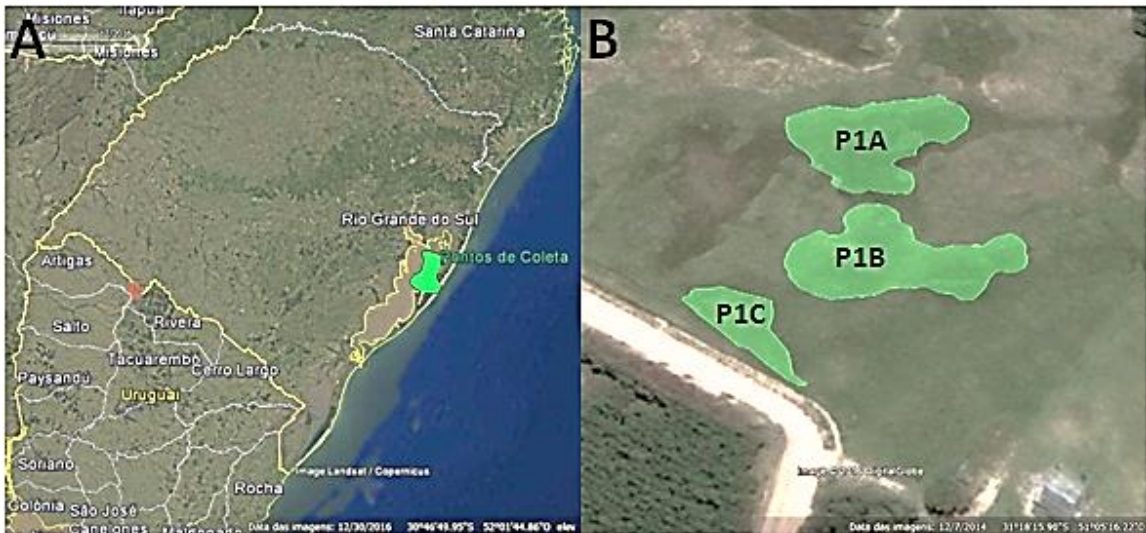


FIGURA 1. A. Localização dos banhados amostrados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul; B. Esquema da vista aérea dos banhados P1A, P1B e P1C, nos quais foram amostrados os peixes anuais e seus recursos.

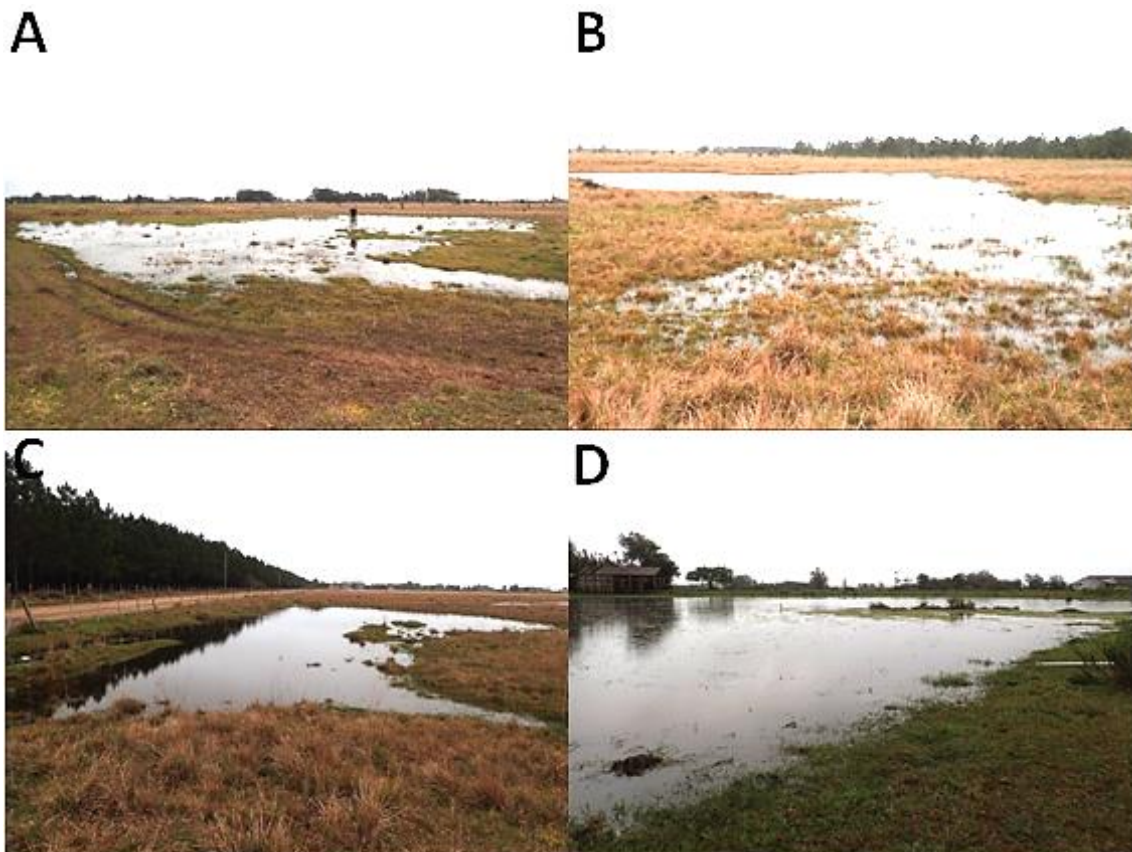


FIGURA 2. Fotos dos banhados localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul, onde foram amostrados os peixes anuais e seus recursos. A. Banhado P1A; B. Banhado P1B; C. Banhado P1C; D. Banhado P2.

3.2 Coleta de Dados

As coletas ocorreram entre 01 e 08 de agosto de 2016. Em cada um dos banhados foram registradas as coordenadas geográficas e variáveis físico-químicas (altitude, perímetro, área, profundidade, temperatura do ar, temperatura da água, Ph, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e salinidade) com auxílio de um GPS portátil, uma sonda multisensor e uma régua graduada. Diferentes grupos taxonômicos foram amostrados de forma a caracterizar a diversidade de espécies e as redes tróficas locais. Esses grupos consistem de: i. peixes e grandes insetos (rede de mão em forma de D de 60x30cm com abertura de malha de 2mm); ii. macroinvertebrados e zooplâncton (rede de mão em forma de D de 30x15cm com abertura de malha de 150µm); iii. macrófitas aquáticas (coleta manual); iv. perifíton (lavagem das macrófitas coletadas); v. séston (filtragem da água proveniente das poças); vii. espécies vegetais terrestres (coleta manual na interface terra-água e no entorno das poças). O material coletado foi então resfriado e transportado até o Laboratório de Ecologia Isotópica, localizado no Centro de Energia Nuclear na Agricultura, da Universidade de São Paulo, onde foi triado, identificado até o menor nível taxonômico possível e quantificado. Além disso, foram amostrados 34 indivíduos de *A. minuano* (17 machos e 17 fêmeas) e 57 *C. fulgens* (25 fêmeas, 26 machos e 6 juvenis), esse material foi utilizado nas análises isotópicas.

3.3 Forma de Análise de dados

As amostras coletadas foram secas em estufa a 50°C até atingir massa constante e fragmentadas ao menor tamanho possível. O material resultante foi pesado (0,8 – 1,0 mg) e teve suas razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) determinadas no Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo (USP). O cálculo das razões isotópicas foi realizado por meio da seguinte equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ou } \delta^{15}\text{N} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000$$

onde R é a razão molar $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta (δ) por mil (‰) (ver Fry, 2006). Os padrões usados para $\delta^{13}\text{C}$ e

$\delta^{15}\text{N}$ foram o Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das medidas isotópicas foi estimado por meio de medidas repetidas de um padrão interno (sugarcane).

Os nichos isotópicos das espécies foram determinados e comparados por meio da distribuição dos dados no espaço bidimensional $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$ (NEWSOME et al., 2007). Os indivíduos foram representados por pontos nesse espaço bidimensional, que em conjunto formam uma nuvem da qual é possível determinar as relações tróficas.

A normalidade e homocedasticidade dos dados foram analisadas previamente. O teste *t*-Student foi aplicado para verificar possíveis diferenças do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em relação às duas espécies estudadas e em relação ao sexo dentro delas. A análise de variância foi utilizada para testar possíveis diferenças entre os banhados, e a análise de regressão linear foi utilizada para testar a relação entre o $\delta^{13}\text{C}$ e o comprimento, e o $\delta^{15}\text{N}$ e o comprimento dos peixes. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2013).

4. Resultados

Os banhados P1A e P1B apresentaram áreas intermediárias e equivalentes, o banhado P1C teve a menor área, com apenas um terço das duas primeiras, enquanto o banhado P2 foi o maior, apresentando uma área 140% maior do que as áreas de P1A e P1B e quase oito vezes a área de P1C. As profundidades variaram pouco entre os quatro banhados, com P1B sendo o mais profundo (TABELA 1).

TABELA 1. Área e profundidade dos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.

Banhados	Coordenadas	Área	Profundidade
P1A	31°18'14,39"S e 51°05'16,13"O	1384.5 m ²	37 cm
P1B	31°18'15,81"S e 51°05'15,83"O	1378.5 m ²	46 cm
P1C	31°18'16,45"S e 51°05'17,46"O	405 m ²	35 cm
P2	31°17'41,61"S e 51°07'01,20"O	3306.8 m ²	37 cm

As análises físico-químicas revelaram apenas pequenas diferenças entre os banhados (TABELA 2). A maior diferença de temperatura ocorreu entre os banhados

P1B e P2, com o primeiro apresentando uma temperatura 4°C maior do que o segundo, enquanto os outros dois pontos apresentaram valores intermediários. As medidas de pH indicaram que todos os banhados apresentavam águas ácidas, variando muito pouco entre os pontos. O potencial de oxiredução (ORP) apresentou valores mais reduzidos em P1A e mais elevados em P2. Condutividade, Sólidos Dissolvidos Totais e Salinidade foram sempre mais elevados em P2, ainda assim todas essas medidas apresentaram valores bastante reduzidos nos quatro banhados. A turbidez da água foi mais pronunciada nos pontos P1A e P2, intermediária no ponto P1C e mais reduzida em P1B. Os pontos P1A, P1B e P1C apresentaram valores equivalentes de Oxigênio Dissolvido e Porcentagem de Oxigênio Dissolvido, P2, por outro lado, apresentou valores de 15 a 20 % menores do que os outros pontos.

TABELA 2. Média e Desvio Padrão (DP) das medidas físico-químicas dos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul. Temp.: Temperatura; pH: Potencial Hidrogeniônico; ORP: Potencial de Oxiredução; Cond.: Condutividade Elétrica; Turb.: Turbidez; OD: Oxigênio Dissolvido; % OD: Porcentagem de Oxigênio Dissolvido; TDS: Sólidos Dissolvidos Totais; Sal: Salinidade.

Poças	P1A		P1B		P1C		P2	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Temp. (°C)	17,27	0,01	19,00	0,44	17,40	0,17	14,60	0,01
pH	5,12	0,13	5,16	0,02	5,33	0,12	5,95	0,13
ORP (mV)	263,33	19,86	273,00	5,57	270,33	15,70	279,33	27,61
Cond. (µS/cm)	40,00	10,00	40,00	0,00	40,00	0,00	120,00	20,00
Turb. (NTU)	29,40	11,09	8,23	2,03	17,07	9,21	29,03	4,40
OD (mg/L)	6,08	0,50	6,49	0,09	6,30	0,25	5,20	0,53
% OD	64,40	5,09	71,20	0,72	68,85	2,90	51,60	5,28
TDS	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,08	0,01
Sal.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01

Foram registradas seis espécies de peixes, pertencentes as famílias Characidae (*Astyanax sp. e Cheirodon interruptus*), Poeciliidae (*Phalloceros caudimaculatus*) e

Rivulidae (*Austrolebias minuano*, *Austrolebias wolterstorffi* e *Cynopoecilus fulgens*) (TABELA 3). A maior riqueza de espécies foi encontrada nos pontos P1A e P2 (5 espécies), seguidos por P1C (4) e P1B (2). Quanto as espécies anuais, *C. fulgens* foi a mais comum e ocorreu em todos os pontos, *A. minuano* ocorreu em três dos banhados, e *A. wolterstorffi* foi a mais rara, ocorrendo em apenas um dos banhados.

TABELA 3. Lista de peixes amostrados nos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.

Espécie	P1A	P1B	P1C	P2
<i>Austrolebias minuano</i> *	X	-	X	X
<i>Austrolebias wolterstorffi</i> *	-	-	-	X
<i>Cynopoecilus fulgens</i> *	X	X	X	X
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	X	X	X	X
<i>Astyanax sp.</i>	X	-	X	-
<i>Cheiron interruptus</i>	X	-	-	X

* Peixes anuais (Família Rivulidae)

Os banhados P1B, P1C e P2 apresentaram comunidades de macroinvertebrados com riqueza de espécies semelhantes, todas representadas por 20 grupos taxonômicos, enquanto o banhado P1A apresentou a menor riqueza, com apenas 14 grupos taxonômicos (TABELA 4). Alguns grupos foram comuns a todos os banhados, enquanto outros estiveram restritos a poucos ou apenas um dos banhados. Todos os macroinvertebrados identificados estiveram distribuídos entre os filos Mollusca e Arthropoda. Mollusca foi representado por apenas uma família, Planorbidae, que esteve presente nos pontos P1C e P2. Arthropoda foi representado por seis classes, Arachnida, Branchiopoda, Malacostraca, Maxillopoda, Ostrachoda, Entognatha e Insecta, que apresentaram diferentes distribuições ao longo dos banhados. Excetuando-se Insecta, que foi a classe mais diversa (oito ordens e 18 famílias), cada uma das outras classes foram representadas por apenas uma ordem ou superordem.

Onze grupos estiverem presentes nos quatro banhados, todos os grupos encontrados em P1A também ocorreram em algum outro ponto, quatro famílias ocorreram exclusivamente em P1B, uma em P1C, e uma ordem e uma família ocorreram somente em P2 (TABELA 4).

TABELA 4. Ocorrência e Abundância dos macroinvertebrados amostrados nos banhados P1A, P1B, P1C e P2, localizados no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, estado do Rio Grande do Sul.

GRUPO	P1A	P1B	P1C	P2
MOLLUSCA				
Gastropoda				
Basommatophora				
Planorbidae	-	-	1	951
ARTHROPODA				
Arachnida				
Actinotrichidae	2047	463	259	1249
Aranae	-	43	-	4
Branchiopoda				
Cladocera	104	29	41	11
Malacostraca				
Amphipoda	-	-	-	27
Maxillopoda				
Cyclopoida	435	252	316	3847
Ostrachoda	13	-	-	575
Entognatha				
Collembola	3	349	21	7
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae	164	50	185	105
Leptohyphidae	4	-	6	2
Odonata				
Aeshinidae	-	-	1	-
Coenagrionidae	2	1	6	17
Libellulidae	-	1	8	1
Plecoptera	-	-	1	-
Thysanoptera	-	1	1	-
Hemiptera				
Belostomatidae	-	20	7	3

Corixidae	22	35	29	299
Mesoveliidae	-	5	-	-
Notonectidae	1	-	1	-
Veliidae	-	7	-	-
Coleoptera				
Dytiscidae	-	14	9	5
Elmidae	11	34	1	6
Hydrophilidae	37	51	17	64
Ptilodactylidae	-	-	-	1
Scirtidae	-	30	-	-
Diptera				
Chironomidae	58	61	209	6
Trichoptera				
Hydroptilidae	1	3	5	5
Leptoceridae	-	1	-	-

As análises isotópicas mostraram que as espécies apresentam elevadas amplitudes de nicho trófico e pronunciada sobreposição, ou seja, as espécies não diferem nem quanto ao $\delta^{13}\text{C}$ ($T = -0,64$, $df = 69,13$, $p = 0,52$), nem quanto ao $\delta^{15}\text{N}$ ($T = 1,33$, $df = 75,04$, $p = 0,18$ - FIGURA 3).

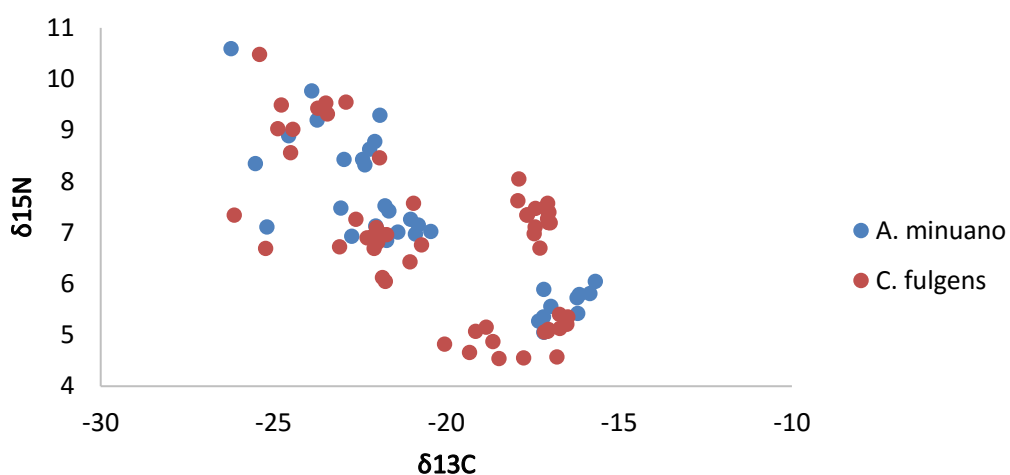


FIGURA 3. As espécies apresentaram elevada amplitude de nicho trófico, bem como pronunciada sobreposição.

Também não foram observadas variações intraespecíficas de nicho trófico, ou seja, machos e fêmeas não diferiram nas razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nem para *A. minuano* ($\delta^{13}\text{C}$: $T = -0,18$, $df = 29,07$, $p = 0,86$; $\delta^{15}\text{N}$: $T = 0,33$, $df = 31,39$, $p = 0,75$; FIGURA 4), nem para *C. fulgens* ($\delta^{13}\text{C}$: $T = -0,93$, $df = 49$, $p = 0,36$; $\delta^{15}\text{N}$: $T = -0,50$, $df = 48,31$, $p = 0,62$; FIGURA 5).

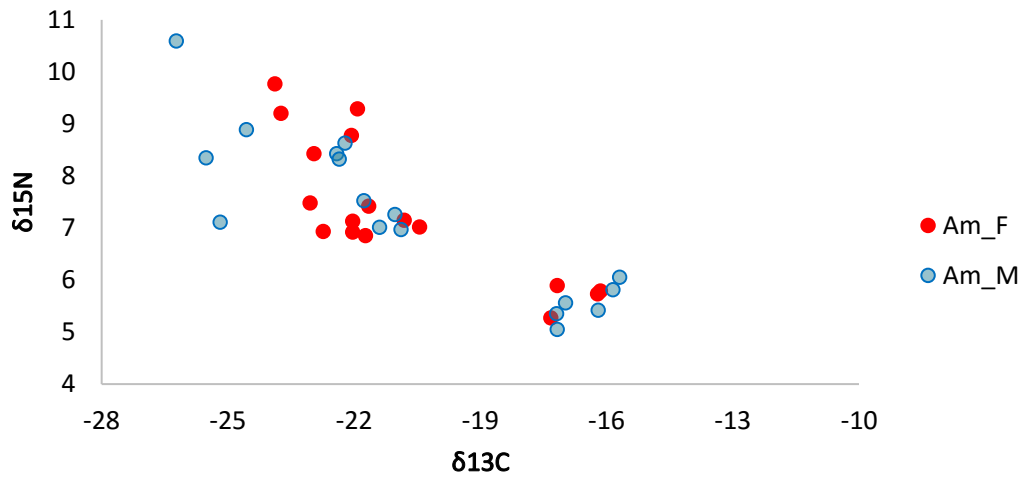


FIGURA 4. Variações intraespecíficas (M= Macho e F= fêmea) de nicho trófico em *Austrolebias minuano* (Am).

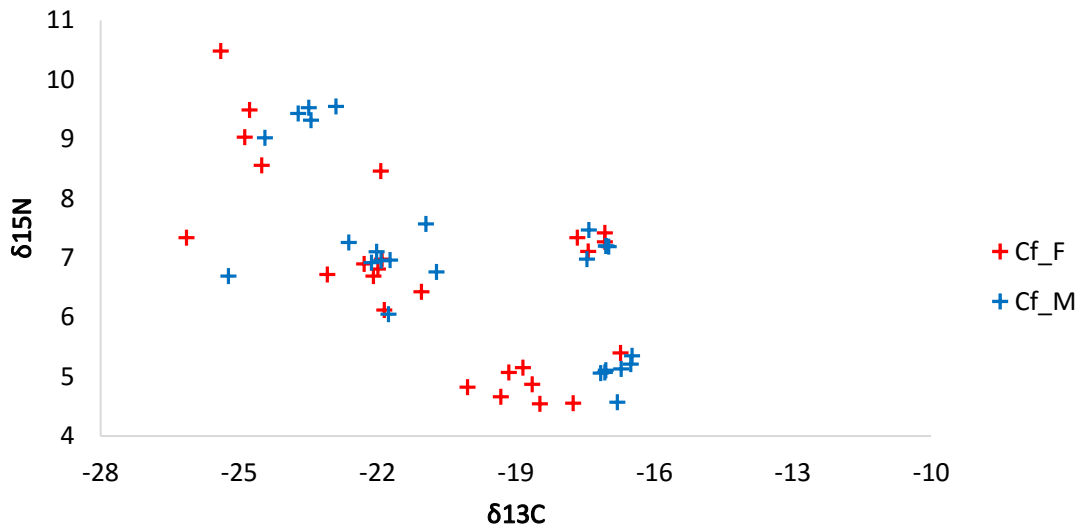


FIGURA 5. Variações intraespecíficas (M= Macho e F= fêmea) de nicho trófico em *C. fulgens* (Cf).

O comprimento corpóreo não teve influência sobre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($R = 0,01$, $p = 0,37$) dos peixes, mas teve efeito sobre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($R = 0,14$, $p < 0,01$; FIGURA 6).

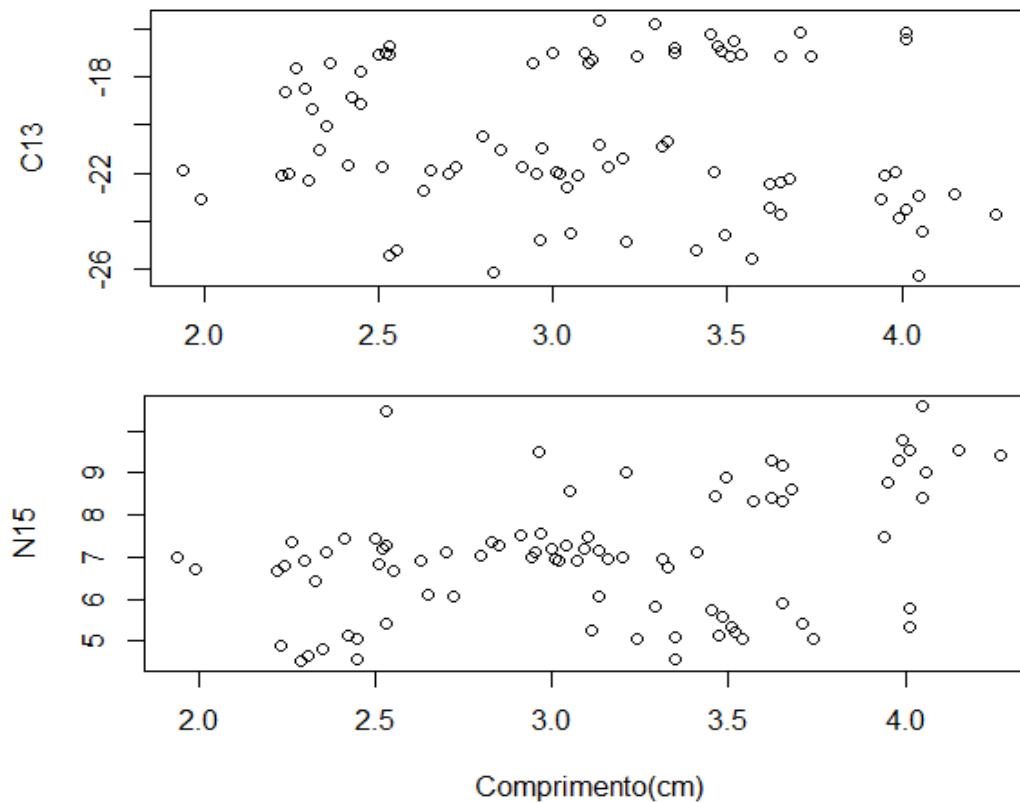


FIGURA 6. Relação entre $\delta^{13}\text{C}$ e o comprimento dos peixes anuais, e entre $\delta^{15}\text{N}$ e o comprimento corpóreo dos peixes anuais.

Por outro lado, foram encontradas diferenças consistentes de nicho entre os banhados amostrados, independente da espécie ($\delta^{13}\text{C}$: $F = 186,9$, $df = 81$, $p < 0,01$; $\delta^{15}\text{N}$: $F = 185,51$, $df = 81$, $p < 0,01$; FIGURA 7).

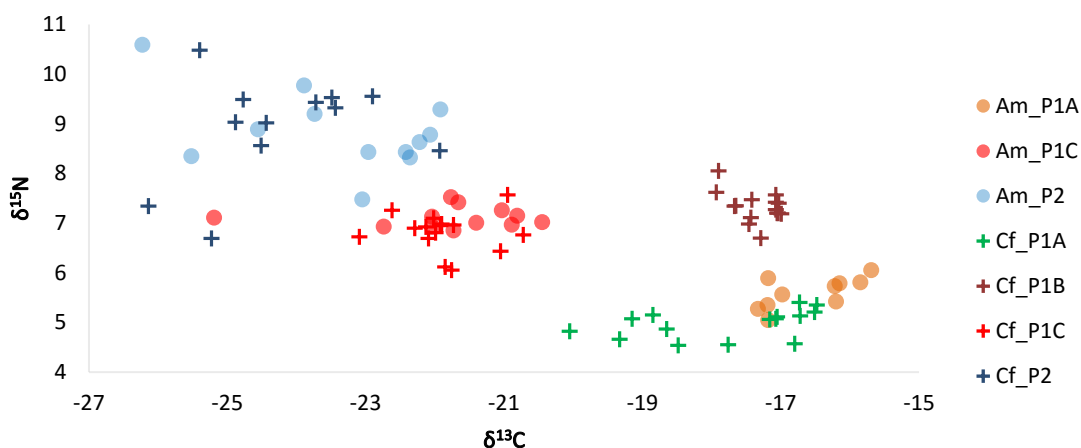


FIGURA 7. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de *A. minuano* (Am) e *C. fulgens* (Cf) entre os banhados amostrados (P1A, P1B, P1C e P2)

5. Discussão e Conclusões

As variações físico-químicas encontradas entre os banhados foram reduzidas, e na sua maioria mais pronunciadas no banhado P2 quando comparadas aos outros banhados. Isso se deve, muito provavelmente, a maior distância entre o banhado P2 e os outros pontos. Os pontos P1A, P1B e P1C encontram-se muito próximos, com distâncias que variam entre 5 e 10 metros, enquanto P2 encontra-se à 3 quilômetros de distância desses pontos. Assim, condições locais variáveis, mesmo que numa microescala, podem ser responsáveis pelas pequenas diferenças físico-químicas observadas entre os banhados.

A diversidade de peixes nos banhados amostrados foi equivalente as encontradas por LANÉS et al. (2016). Os autores estudaram sete banhados na mesma área do presente estudo, e encontraram de 5 a 12 espécies de peixes não anuais coocorrendo com os peixes anuais em cada um dos pontos. Dentre as espécies de não anuais, *Phalloceros caudimaculatus*, *Cheirodon interruptus* e *Astyanax sp.* foram as mais comuns. Essas mesmas três espécies foram identificadas no banhados amostrados no presente estudo. Os autores destacam ainda, que em razão da grande diversidade de peixes não anuais coocorrendo com os anuais, estudos futuros deveriam abordar a influência das interações tróficas entre essas diferentes espécies sobre as comunidades.

No que se refere à comunidade de macroinvertebrados, segundo KLEEREKOPER (1990), as variáveis físico-químicas são fatores chave no desenvolvimento de muitas dessas espécies. Em áreas úmidas, fatores como o tamanho

da área (Stenert e Maltchik, 2007), o hidroperíodo (Tarr et al., 2005), a química da água (Batzer et al., 2004), a profundidade e temperatura da água (Hall et al., 2004) e o substrato (Weatherhead e James, 2001), podem ser determinantes das comunidades de macroinvertebrados. No presente estudo, entretanto, a riqueza de macroinvertebrados foi semelhante em três dos quatro banhados amostrados, sugerindo que as diferenças de área e variáveis físico-químicas observadas não influenciaram as comunidades. Por outro lado, as pequenas diferenças nas composições dessas comunidades podem indicar que determinados grupos podem ter respondido diferentemente a essas variações.

LEWIS e MAGNUSON (2000) e METZELING et al. (2006) encontraram uma forte relação entre moluscos e condutividade elétrica em estudos conduzidos no Wisconsin (EUA) e em Victória (Austrália), respectivamente. Essa relação, entretanto, não foi observada nos banhados amostrados. A família Planorbidae, única representante do filo Mollusca, ocorreu nos pontos P2 e P1C, e embora o ponto P2 tenha apresentado uma condutividade três vezes maior que os outros pontos, P1C apresentou condutividade semelhante a eles, sugerindo que indivíduos dessa família não estão sendo limitados pelo limite inferior de condutividade registrado nesses banhados. Diante desse padrão, a variação de condutividade entre os banhados parece não estar relacionada às diferenças de composição de macroinvertebrados observadas, já que nem mesmo grupos sensíveis a condutividade, como os moluscos da família Planorbidae, responderam a essas variações.

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis ambientais que mais influenciam os macroinvertebrados, determinando a distribuição de vários grupos (Sagova-Mareckova et al., 2002; Davanso e Henry, 2006; Fulan e Henry, 2009; Braun et al., 2014). Embora valores de oxigênio dissolvido registrados nos banhados tenham sido de 20 a 50% menores do que os encontrados em outros estudos conduzidos na região (veja Crippa et al., 2013; Moraes et al., 2014), mesmo grupos mais sensíveis a esse parâmetro, como Elmidae e algumas famílias de Odonata, estiveram presentes nos quatro banhados. Portanto, o oxigênio dissolvido também não foi um fator determinante na composição das comunidades de macroinvertebrados desses banhados.

De forma geral, os banhados amostrados apresentaram uma diversidade de macroinvertebrados equivalente a outros estudos conduzidos na região. STENERT e MALTCHIK (2007) amostraram 72 banhados no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e encontraram comunidades de macroinvertebrados com riquezas variando entre 5 e 36 famílias. Em outro estudo STENERT et al. (2008) amostraram 13 banhados em dois

períodos do ano (janeiro/verão e julho/inverno), e registraram de 20 a 40 famílias em cada um desses banhados. Embora a riqueza amostrada no presente estudo tenha variado entre 14 e 20 grupos (ordens/famílias), apenas quatro banhados foram amostrados, em apenas um período do ano. Assim, um aumento no número de banhados amostrados e nos períodos de amostragem, poderiam aumentar consideravelmente esses valores de riqueza.

O fato das medidas físico-químicas não terem se relacionado à riqueza e composição das comunidades de macroinvertebrados reforça a hipótese de que outros processos como interações tróficas, possam estar interferindo nessas comunidades. Dentre os grupos taxonômicos aqui registrados, muitos já foram confirmados como fontes de recursos alimentares para peixes Rivulidae (ver Keppler et al., 2013), sugerindo que os efeitos predatórios desses peixes podem ser um desses processos. Entretanto, a coocorrência de outras espécies de peixes não anuais com os Rivulidae nesses banhados também levanta a questão de quais dessas espécies exercem os efeitos mais pronunciados sobre as comunidades desses ambientes temporários.

A ausência de variação interespecífica e intraespecífica de nicho trófico sugere que as diferenças morfológicas observadas tanto entre espécies como entre machos e fêmeas devem estar mais relacionadas a fatores como reprodução e seleção de habitat do que ao comportamento alimentar. Além disso, esses resultados reforçam a ideia de que os rivulídeos são predadores generalistas/oportunistas, e que devido a sua grande abundância nos banhados, podem estar exercendo forte papel estruturante nas comunidades desses ambientes.

Apesar da ausência de variações interespecíficas ou intraespecíficas de nicho trófico em *A. minuano* e *C. fulgens*, observou-se que os ambientes temporários apresentam uma grande diversidade de recursos alimentares para os rivulídeos, assim como já demonstrado por STENERT e MALTCHIK (2007) e STENERT et al. (2008). Em conjunto, esses resultados têm importantes implicações do ponto de vista da conservação das espécies de Rivulidade, pois ainda que os banhados nos quais as espécies ocorrem sejam próximos e apresentem pequenas variações físico-químicas, os mesmos são compostos por comunidades de macroinvertebrados diversas entre si. Em virtude dos macroinvertebrados serem os principais recursos utilizados pelo rivulídeos, podemos afirmar que cada banhado é único, e que o conjunto de banhados compostos por diferentes comunidades representam um ambiente heterogêneo que garante

variabilidade ecológica entre populações na escala da paisagem e, portanto, a persistência das espécies de peixes anuais na natureza.

6. Considerações Finais

Em função de um problema logístico/técnico no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA-USP (quebra do espectrofotômetro de massa no decorrer do presente projeto), os recursos alimentares dos peixes anuais e os peixes não anuais ainda não tiveram seus valores isotópicos determinados. Entretanto, recentemente o equipamento foi concertado, e o material citado está em vias de ser analisado. Com esses resultados em mãos seremos capazes de atingir os outros dois objetivos propostos inicialmente, ou seja, descrever as redes tróficas dos banhados nos quais ocorrem os peixes rivulídeos, e determinar o nível trófico desses peixes. Esses resultados, tomados em conjunto com os resultados aqui apresentados, tem grande potencial de originar uma publicação em revista científica da área, além de fornecer informações adicionais para o manejo e a conservação dos peixes rivulídeos.

7. Recomendações para o manejo

Com os dados apresentados no presente relatório, podemos reafirmar que a diversidade encontrada nesses banhados faz desses habitats temporários um importante recurso para que uma infinidade de espécies possam se estabelecer e se desenvolver, fazendo das zonas úmidas temporárias um hotspot de biodiversidade (Lake, 2003; Tavernini, 2008). Além disso, reiteramos a necessidade de estudos que permitam uma melhor compreensão do funcionamento desses ecossistemas e que apontem processos ecológicos chave para a sua manutenção e recuperação.

8. Agradecimentos

Agradecemos ao CNPq, ao ICMBio-CEPTA e ao PAN Rivulídeos pelo apoio financeiro e institucional que vem proporcionando ao desenvolvimento do presente projeto.

Ao Laboratório de Síntese e Biodiversidade, ao professor Tadeu de Siqueira Barros, e à UNESP/Rio Claro pela estrutura e respaldo ao projeto.

Ao Laboratório de Ecologia Isotópica, aos professores Luiz Antonio Martinelli e Plínio Barbosa de Camargo, e ao CENA/USP pela disponibilização do laboratório, e pela realização das análises isotópicas.

À Izabel Correa Boock de Garcia e ao Neliton Ricardo Freitas Lara pela coorientação e apoio na elaboração e no desenvolvimento do projeto.

Ao Dr. Luis Esteban Krause Lanés e ao biólogo Robson Godoy pela coleta e disponibilização do material biológico utilizado no projeto.

À Msc. Edineusa Pereira dos Santos pelo auxílio na identificação dos macroinvertebrados.

9. Referências bibliográficas

- BATZER, D. P.; PALIK, B. J.; BUECH, R. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. **Journal of the North American Benthological Society**, v.23, p.5-68, 2004.
- BEARHOP, S.; ADAMS, C. E.; WALDRON, S.; FULLER, R. A.; MACLEOD, H. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v.73, n.5, p. 1007-1012, 2004.
- BEROIS, N.; GARCÍA, G.; DE SÁ, R.O. **Annual fishes - life history strategy, diversity, and evolution CRC Press, New Jersey, 2016.**
- BRAUN, B.M., SALVARREY, A.V.B., KOTZIAN, C.B., SPIES, M.R., PIRES, M.M. Diversity and distribution of riffle beetle assemblages (Coleoptera, Elmidae) in montane rivers of Southern Brazil. **Biota Neotropica** [S.l.], v. 14, n. 2, 2014.
- BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção**. Portaria n. 198, de 19 de junho de 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/plano-de-acao/2833-plano-de-acao-nacional-para-a-conservacao-dos-rivulideos.html>>. Acesso em: 12 fev. 2017.
- CABANA, G.; J. B. RASMUSSEN. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Proceedings of the National Academy of Science**, [S.l.], v. 93, n. 20, p. 10844–10847, 1996.
- COSTA, W. J. E. M. Revision of the neotropical annual fish genus *Cynopoecilus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). **Copeia**, [S.l.], v. 1995, n. 2, p. 456-465, 1995.
- COSTA, W. J. E. M. **Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação**. Curitiba: Ed. UFPR, 2002.

- COSTA W. J. E. M. **Catalog of aplocheiloid killifishes of the world**. Rio de Janeiro: Reproarte, 2008
- COSTA, W. J. E. M. Historical biogeography of Cynolebiasine annual killifishes inferred from dispersal-vicariance analysis. **Journal of Biogeography**, v.37, p.1995-2004, 2010.
- COTTENIE K.; DE MEESTER L. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. **Ecology**, [S.l.], v. 85, n. 1, p. 114–119, 2004.
- CRAWFORD, K.; MCDONALD, R.A.; BEARSHOP, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mammal Review**, v.38, p.87–107, 2008.
- CRIPPA, L. B.; STENERT, C.; MALTCHIK, L. Does the management of sandbar openings influence the macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands? A case study at Lagoa do Peixe National Park e Ramsar site. **Ocean & Coastal Management**, [S.l.], v.71, p. 26-32, 2013.
- DAVANSO, R. C. S.; HENRY, R. A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 347-357, 2006.
- DeNIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, New York, v. 42, p. 495-506, 1978.
- DeNIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, New York, v. 45, p. 341-351, 1981.
- ERREA, A.; E. DANULAT. Growth of the annual fish, *Cynolebias varius* (Cyprinodontiformes), in the natural habitat compared to laboratory conditions. **Environ. Biol. Fish**, [S.l.], v. 61, p. 261-268, 2001.
- FULAN, J. A.; DAVANSO, R. C. S.; HENRY, R. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos? **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 150-154, abr./jun. 2009 Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1159>
- FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. New York: Springer, 2006.
- HRBEK, T.; LARSON, A. The Evolution of Diapause in the Killifish Family Rivulidae (Atherinomorpha, Cyprinodontiforme): A Molecular Phylogeny and Biogeographic Perspective. **Evolution**, v.53, n.4, p.1200-1216, 1999.
- JACKSON, A. L.; INGER, R. I.; PARNELL, A. C.; BEARSHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595-602, 2011.
- KEPPELER F. W.; LANÉS L. E. K.; ROLON A. S.; STENERT C.; MALTCHIK L. The diet of *Cynopoeilus fulgens* Costa, (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Southern Brazil wetlands. **Italian Journal of Zoology**, [S.l.], v.80, p. 291–302, 2013.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Porto Alegre, DNPA, 2^o ed., p. 329, 1990.

LAKE P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 48, p. 1161–1172, 2003.

LANÉS, L. E. K.; GODOY, R. S.; MALTCHIK, L.; POLACIK, M.; BLAŽEK, R.; VRTÍLEK, M.; REICHARD, M. Seasonal dynamics in community structure, abundance, body size and sex ratio in two species of Neotropical annual fishes. **Journal of Fish Biology**, v.89, n.5, p.2345-2364, 2016.

LANÉS, L. E. K. **Dinâmica e Conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe**. PhD Thesis, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2011.

LAUFER G.; ARIM M.; LOUREIRO M.; PIÑERO-GUERRA J. M.; CLAVIJO-BAQUET S.; FAGÚNDEZ C. Diet of four annual killifishes: an intra and interspecific comparison. **Neotrop Ichthyol**, v. 7, n.1, p. 77–86, 2009.

LEWIS, D. B.; MAGNUSSON, J. J. Landscape spatial patterns in freshwater snail assemblages across Northern Highland catchments. **Freshwater Biology**, [S.l.] v. 43, n. 3, p. 409-420, 2000.

LIU, R.K; WALFORD, R.L. Increased growth and life-span with lowered ambient temperature in the annual fish *Cynolebias adloffii*. **Nature**, v.212, p.1277-1278 1966,

LIU, R.K; WALFORD, R.L. Observations on the lifespans several species of annual fishes and of the world's smallest fishes. *Experimental Gerontology*, v.5, n.3., p.241-246, 1969.

LOUREIRO, M.; DE SÁ, R.O. External Morphology of the Chorion of the Annual Fishes *Cynolebias* (Cyprinodontiformes> Rivulidae). **Copeia**, v.4, p.1016-1022, 1996.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **Desvendando Questões Ambientais Com Isótopos Estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144p.

MCCUTCHAN, J. H.; LEWIS, W. M.; KENDALL, C.; MCGRATH, C. C.;. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, [S.l.], v. 102, n. 2, p. 378–390, 2003.

MCPEEK, M. A.. Determination of species composition in the *Enallagma* damselfly assemblages of permanent lakes. **Ecology**, [S.l.], v. 71, n. 1, p. 83–98, 1990.

METZELING, L.; PERRISS, S. D.; DAVID, R.. Can the detection of salinity and habitat simplification using rapid bioassessment of benthic invertebrates be improved through finer taxonomic resolution or alternative indices? **Hydrobiologia**, [S.l.], v. 572, n. 1, p. 235-252. 2006.

MYERS, G. S. Annual fishes. **Aquarium Journal**. [S.l.], v. 23, p. 125–141, 1952.

MORAES A. B.; STENERT C.; ROLON A. S.; MALTCHIK, L. Effects of landscape factors and hydroperiod on aquatic macroinvertebrates with diferente dispersal

- strategies in southern Brazil ponds, **Journal of Freshwater Ecology**, [S.l.] v. 29, n. 3, p. 319-335, 2014.
- PARENTI, L. R. A phylogenetic and biogeographic analysis of cyprinodontiform fishes (Teleostei, Atherinomorpha). **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v.168, p.335-557, 1981.
- PARNELL, A.C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A.L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **PLoS ONE**, n.5, e. 9672, 2010.
- POLACIK, M.; REICHARD M. Diet overlap among three sympatric African annual killifish species (*Nothobranchius* spp.) from Mozambique. **Journal of Fish Biology**, [S.l.], v. 77, n. 3, p. 754–768, 2010.
- R CORE TEAM. R. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2013.
- REIS, R. E.; LUCENA, Z. M.; LUCENA, C. A. S.; MALABARBA, L. R.. Peixes. In: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. (Org). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. PUCRS, 2003, p.632.
- ROSA, R. S.; LIMA, F. C. T. Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M.; PAGLIA, A. P., editor. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção** (Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 9–285.
- SAGOVA-MARECKOVA M.; KVET, J. Impact of oxygen released by the roots of aquatic macrophytes on composition and distribution of benthic macroinvertebrates in a mesocosm experimente. **Archiv Hydrobiologie**, [S.l.], v. 155, n. 4, p. 567-584, 2002.
- SETUBAL, R. B.; BOZELLI, R. L.; ARAÚJO, L. R.; NASCIMENTO, M. O.; PETRY, A. C.; DI DARIO, F.; MARTINS, T.; FELICE, B. C.; KONNO, T. U. P. Uma poça de diversidade. **Revista Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 56, n. 333, p. 34-37, 2016.
- STENERT, C.; BACCA R. C.; MOSTARDEIRO, C. C.; MALTCHICK, L. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, [S.l.], v. 59, p. 540–548, 2008.
- STENERT, C.; MALTCHICK, L. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in Southern Brazil wetlands. **Marine and Freshwater Research**, [S.l.], v. 58, p. 993–1001, 2007. STENERT ET AL., 2008
- TAGLIANI, P. R. A. **Estratégia de Planificação Ambiental para o Sistema Ecológico da Restinga da Lagoa dos Patos – Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. PhD Thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 1999.
- TARR, T. L.; BABER, M. J.; BABBITT, K. J. Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. **Wetlands Ecology and Management**, v.13, p.321–334, 2005.

TAVERNINI, S. Seasonal and inter-annual zooplankton dynamics in temporary pools with different hydroperiods. **Limnologica**, [S.l.], v. 38, n.1 p. 63-75, 2008.

VOLCAN, M. V.; LANÉS, L. E. K.; GONÇALVES, A. C. Threatened fishes of the world: *Austroebias nigrofasciatus* Costa and Cheffe, 2001 (Cyprinodontiformes, Rivulidae). **Environmental Biology of Fishes**, [S.l.], v.86, n.3, p. 443-444, 2009.

WEATHERHEAD, M. A.; JAMES, M. R. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, v.462, p.115–129, 2001.