



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Ariane Furtado de Lima

**Aspectos da ecologia de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876)
(Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho costeiro: Reprodução,
dinâmica populacional e movimento**

Rio de Janeiro

2018

Ariane Furtado de Lima

Aspectos da ecologia de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho costeiro: Reprodução, dinâmica populacional e movimento

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora : Prof.^a Dra Rosana Mazzoni

Coorientadora: Prof.^a Dra Dayse Aparecida da Silva

Rio de Janeiro

2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

L732

Lima, Ariane Furtado de

Aspectos da ecologia de *Mimagoniates micropelis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho costeiro: reprodução, dinâmica populacional e movimento/ Ariane Furtado de Lima. - 2018.

94 f. : il.

Orientadora: Rosana Mazzoni

Coorientadora: Dayse Aparecida da Silva.

Tese (Doutorado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Peixe – Mata Atlântica - Teses 2. Peixe de água doce - Teses. I. Rocha, Carlos Frederico Duarte da. II. Winck, Gisele. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 597

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte

Assinatura

Data

Ariane Furtado de Lima

**Aspectos da ecologia de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876)
(Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho costeiro: Reprodução,
dinâmica populacional e movimento**

Tese apresentada, como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor, ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da
Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 20 de fevereiro de 2018.

Orientadores:

Prof.^a Dra Rosana Mazzoni
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra Dayse Aparecida da Silva
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Erica Maria Pellegrini Caramaschi
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Prof.^a Dra. Luisa Resende Manna
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Maja Kajin
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Anderson Vilasboa de Vasconcellos
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2018

DEDICATÓRIA

Ao meu amado e precioso pai Eli Lima (*in memoriam*) que foi meu exemplo de fé, que sempre acreditou em mim mesmo não entendendo o que exatamente eu estava fazendo no doutorado ☺. Te amo meu pai.

“...quer vivamos, quer morramos, pertencemos ao Senhor” (Romanos 14:8).

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Prof. Dra. *Rosana Mazzoni*, o meu profundo agradecimento pela oportunidade e apoio para que eu chegasse até aqui. A seriedade e o empenho que coloca em seu trabalho, serão sempre uma referência em minha vida profissional. Em particular, estou grata por ter me estimulado o interesse em torno das questões das espécies de riachos, pela postura crítica que muito favoreceu a minha evolução. Um sincero e verdadeiro obrigado.

À minha co-orientadora, Prof. Dra. *Dayse Aparecida da Silva*, pela valiosa contribuição para meu conhecimento na área molecular. O seu contínuo suporte, interesse, amizade e acompanhamento foram sem dúvida fundamentais para a conclusão desta tese.

Aos meus professores da PPGEE, Tim Moulton, Maja kajim, Maria Alice e Bruno Rosado que foram importantes no meu aprendizado na área da ecologia. À professora Karina Morelli pelo acompanhamento e amizade durante o meu estágio de docência. Muito Obrigada!

Às secretárias do PPGEE Verusca e Soninha sempre solícitas e dispostas a nos ajudar. Muito obrigada meninas, vocês são especiais!

A todos aqueles cuja colaboração foi imprescindível nos muitos dias de trabalho de campo que foram necessários para os recolhimentos de dados discutidos nesta tese. Aos membros do laboratório com quem estive ao longo do tempo e me abençoaram com sua companhia, além de me ajudarem em diversas situações.

A minha gratidão ao pessoal do labecopeixes: Piatã Marques, Paula Mazzoni, Thainá Gulias, Bruno Gorini, Andressa Maximiano, e em especial aos meus grandes amigos, companheiros conselheiros: Luisa Manna e Rafael Azevedo. Muito Obrigada pela amizade e força durante este tempo.

A minha gratidão ao pessoal do laboratório de análises de DNA: Saulo, César, Silvia, Laís, Carol, Januzzi, Yasmim, Vanusca, Leonor, Holly e minha querida amiga Ximena. Muito Obrigada por toda ajuda e suporte nas minhas constantes dúvidas em relação à área molecular. Um agradecimento especial ao meu querido e amigo *Marcelo* pelo apoio e orações nesta reta final. À minha rede familiar, como não poderia deixar de ser. Não apenas pelo apoio prestado durante todo este período, mas pelo ambiente de convívio e incentivo ao crescimento individual que me têm proporcionado ao longo dos anos. A minha querida mãe Nuceli “Celi” por tanto amor, amizade, companheirismo e orações. Às minhas irmãs, sobrinhos e cunhados por tanto apoio e pela união em nossa família. Em particular, a minha irmã Neuzeli e meu cunhado Julio, por terem incentivado e investido na minha vida acadêmica ao longo desses longos anos. Sem vocês nada disto seria possível. *Amo vocês!*

*Cuida do passarinho e também da flor
Eles esperam pelo teu amor
Faz do teu lar um ninho e do mundo, um chão
Onde se plante paz e comunhão*

*Para que brote e cresça a mais viva semente,
Para que a gente tenha o que colher,
Para que o pão que venha a ser por nós assado
Seja sinal traçado de viver.*

*Faz tua nova casa na varanda do velho chão,
Convida o teu irmão pra vir morar contigo,
Planta paredes novas, feitas para servir de lar e abrigo*

*Faz um café gostoso, põe a mesa no teu jardim,
Deixa que assim as plantas tenham paz contigo,
Convida o universo, faz a vida ganhar maior sentido.*

*Cuida da tua morada, cuida do pequeno mundo,
Deixa teu irmão bem perto, livre, livre...*

João Alexandre

RESUMO

LIMA, Ariane Furtado de. *Aspectos da ecologia de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho costeiro: Reprodução, dinâmica populacional e movimento*. 2018. 98f. Tese (Doutorado em em Ecologia e Evolução - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018).

Os impactos que os riachos da Mata Atlântica vêm sofrendo, a perda de biodiversidade e o elevado número de espécies endêmicas neste bioma Brasileiro são fatores que reforçam a importância de estudar a biologia das espécies de peixes desse ambiente. Neste trabalho, apresentamos questões importantes sobre a biologia e estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis*. Especificamente, avaliamos: i) taxa de crescimento e flutuação das densidades (taxa de retorno) através de uma ampla escala temporal; ii) estratégias reprodutivas e história de vida; e iii) distribuição espacial e estrutura genética da população usando o DNA mitocondrial (DNAm). Nossos resultados revelam que as flutuações no tamanho populacional não retornam ao ponto de equilíbrio, e valores negativos da taxa de retorno sugerem um declínio da população. Este cenário, provavelmente está ocorrendo devido às atividades humanas que tem se intensificado ao longo dos anos no rio Ubatiba. Nossas observações de biologia reprodutiva da espécie mostraram que as mesmas não apresentam um padrão sazonal como registrado em outras bacias, e conseqüentemente, há reprodução ao longo de todo o ciclo anual. Esta estratégia reprodutiva pode assegurar a sobrevivência da prole e permanência local da espécie. Constatamos também que machos e fêmeas diferem em relação às táticas reprodutivas. Fêmeas parecem investir mais em reprodução do que os machos, o que está relacionado ao tamanho de primeira maturação e altos valores de IGS (>5). A fecundidade encontrada foi baixa (100-400 ovos/g). Padrões espaciais de segregação de tamanho também foram registrados. Verificamos que os adultos foram consistentemente maiores nas localidades mais próximas à cabeceira, enquanto que os menores predominaram nas localidades mais baixas, próximas à foz do rio Ubatiba. Este cenário indica que os indivíduos iniciam seu ciclo de vida nas áreas mais baixas do rio e à medida que crescem migram em direção as áreas de cabeceira em função de sua adaptabilidade ecológica em relação à deriva de ovos e larvas. O contato histórico entre seus indivíduos ao longo do rio Ubatiba, seja por migrações ativas ou passivas (deriva de ovos e larvas) é apoiado pelos resultados moleculares da região COI e D-loop. O compartilhamento dos haplótipos em todas as localidades, desde áreas de cabeceira à foz do rio Ubatiba, somado à homogeneidade genética revelada pelo Índice de Fixação alélica (Φ_{st}) da AMOVA demonstram a existência de fluxo gênico e que trata-se de uma população de característica genética estrutural única. A diversidade nucleotídica e haplotípica encontrada foi baixa.

Palavras-chaves: Estrutura Genética Populacional. Riachos da Mata Atlântica. Peixes de Riachos. Migração Ontogenética. Distribuição espacial.

ABSTRACT

LIMA, Ariane Furtado de. *Aspects of the ecology of *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) in a coastal stream: Reproduction, population dynamics and movement.* 2018. 98f. Tese (Doutorado em em Ecologia e Evolução - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018).

The impacts that Rainforest streams have been suffering, biodiversity loss and high number of endemic species on this Brazilian biome are factors that reinforces the importance of studying the biology of fish species from this environment. In this work we present important issues about the biology and population structure of *Mimagoniates microlepis*. Specifically, we evaluated: i) rates of growth and densities fluctuation (return rate) through high temporal scale; ii) reproductive strategies and life history; and iii) spatial distribution and genetic structure of the population using mitochondrial DNA (mtDNA). Our results revealed that fluctuations in population size do not return to the equilibrium point and negative values of return rate, suggesting a decline of population. This scenario is probably occurring due human activities that have intensified over the years in Ubatiba river. Our observations of reproductive biology of the species showed that the species do not present a seasonal pattern as registered in other basins, and consequently, reproduce throughout the annual cycle. These reproductive strategies may ensure the survival of the offspring and local permanence of the species. We also found that males and females differed in relation to reproductive tactics. Females appear to invest more in reproduction than males, which is related to early maturation and high IGS values (> 5). Patterns of spatial segregation of size were also recorded. We verified that adults were consistently larger in upstream sites near the fountain?, while the small ones predominated in downstream sites near the river mouth?. This scenario indicates that individuals begin their life cycle in the lower reaches of the river and as they grow migrate towards bedside areas due to their ecological adaptability in relation to egg and larvae drift. The historical contact between its individuals along the Ubatiba river, whether by active or passive migrations (eggs and larvae drift) is supported by the molecular results of the COI and D-loop region. The sharing of haplotypes in all localities, from bedside areas to the mouth of the Ubatiba River, added to the genetic homogeneity revealed by the AMOVA Allelic Fixation Index (Φ_{st}), shows the existence of gene flow and that it is a characteristic of only one structural genetics population. The nucleotide and haplotypic diversity found was low.

Keywords: Population genetic structure. Rainforest streams. Fish stream. Ontogenetic Migration. Spatial distribution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Exemplar de <i>Mimagoniates microlepis</i> de aproximadamente 3,0 cm de comprimento padrão capturada no rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	16
Figura 2 –	Localização geográfica do sistema fluvial da bacia do Rio Ubatiba na região costeira do Brasil. Os pontos indicados no mapa representam as localidades amostradas durante o período estudado.....	17
Figura 3 –	Variação temporal do tamanho amostral da população de <i>Mimagoniates microlepis</i> entre os anos 1994 e 2009 no rio Ubatiba, Maricá- RJ.....	24
Figura 4 –	Relação entre taxa de crescimento populacional (pgr, ano^{-1}) e tamanho da amostra populacional de <i>Mimagoniates microlepis</i> representado por $Log_e(N/K)$ (a); reta dos valores de pgr ajustados pela equação polinomial (b); curva da regressão quadrática de pgr versus $Log_e(N/K)$ com indicação da reta que a tangencia no ponto (0,0) (c).....	25
Figura 5 –	Declínio do tamanho populacional de <i>Mimagoniates microlepis</i> entre os anos 1994 e 2009 no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	26
Figura 6 –	Diagrama ombrotérmico de Gausson com valores totais diários de pluviosidade e temperatura média para os anos de 2006 a 2016 e durante o período de coleta entre os anos de 2015 e 2016.....	36
Figura 7 –	Relações lineares entre peso-comprimento ($Wt \times Cp$) para fêmeas (a) e machos (b) de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	41
Figura 8 –	Distribuição da frequência do comprimento padrão (Cp) dos indivíduos adultos de fêmeas e machos de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá, RJ. A linha pontilhada indica o ponto médio da classe de comprimento padrão (Cp) do tamanho da primeira maturação (L50).....	42
Figura 9 –	Variação temporal da proporção sexual de fêmeas e machos de <i>Mimagoniates microlepis</i> do rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	43
Figura 10 –	Variação temporal da frequência dos estágios gonadais e valor médio do Índice Gonado Somático (IGS) de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	44
Figura 11 –	Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) de <i>Mimagoniates microlepis</i> em períodos de seca e chuva no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	45
Figura 12 –	Relações lineares entre fecundidade relativa (FR) e peso total do peixe (Wt , a), peso da gônada (Wg , b) e comprimento padrão (Cp , c) de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	46

Figura 13 –	Distribuição do tamanho de ovócitos de <i>Mimagoniates microlepis</i> em diferentes estágios de maturação no rio Ubatiba, Maricá RJ.....	47
Figura 14 –	Média do comprimento padrão médio (Cp, cm) de <i>Mimagoniates microlepis</i> ao longo de diferentes localidades amostrais do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	68
Figura 15 –	Frequência relativa das diferentes classes de comprimento padrão (Cp, cm) de <i>Mimagoniates microlepis</i> ao longo do rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	69
Figura 16 –	Tamanho médio (Cp) de <i>Mimagoniates microlepis</i> em relação a distância da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ	70
Figura 17 –	Frequência relativa de jovens e adultos de <i>Mimagoniates microlepis</i> em diferentes distâncias da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	71
Figura 18 –	Rede de haplótipos adaptado do Network 5 do gene COI para amostras de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	72
Figura 19 –	Rede de haplótipos adaptado do Network 5 do gene D-loop para amostras de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	74
Figura 20 –	Sequências repetidas (<i>Repeats</i>) em tandem da região controle de amostras de <i>Mimagoniates microlepis</i> coletadas em diferentes localidades amostrais do Rio Ubatiba, Maricá – RJ.....	76
Figura 21 –	Frequência da distribuição dos tamanhos dos <i>repeats</i> derivadas das análises de 67 amostras sequenciadas pelo D-loop para a espécie de <i>Mimagoniates microlepis</i> amostrada em diferentes localidades do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Principais características das nove localidades amostrais ao longo da bacia do rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	19
Tabela 2 –	Distribuição do tamanho em classes de comprimento padrão de fêmeas e machos de <i>Mimagoniates microlepis</i> ao longo do rio Ubatiba, Maricá-RJ	40
Tabela 3 –	Valores do Índice Gonado Somatico (IGS) de fêmeas e machos de <i>Mimagoniates microlepis</i> em diferentes estádios de maturação gonadal no rio Ubatiba, Maricá- RJ	44
Tabela 4 –	Sequências dos <i>Primers</i> utilizados nas reações de PCR e sequenciamento das diferentes regiões do DNA mitocondrial de <i>Mimagoniates microlepis</i> no rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	65
Tabela 5 –	Valor médio dos tamanhos de <i>Mimagoniates microlepis</i> (Cp; cm) e comparação das médias de Cp pelo teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para cada localidade amostral do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	68
Tabela 6 –	Regressão Linear Múltipla entre os tamanhos (Cp) de <i>Mimagoniates microlepis</i> e canópiã (%), pluviosidade e distância da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	70
Tabela 7 –	Diversidade molecular do gene COI para <i>Mimagoniates microlepis</i> em diferentes trechos do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	73
Tabela 8 –	Variacão genética da região COI para amostras de <i>Mimagoniates microlepis</i> dos trechos de cabeceira, médio e foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	73
Tabela 9 –	Diversidade molecular do gene D-loop para <i>Mimagoniates microlepis</i> em diferentes trechos do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	75
Tabela 10 –	Variacão genética da região controle para amostras de <i>Mimagoniates microlepis</i> dos trechos de cabeceira, médio e foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	75

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1	DINÂMICA POPULACIONAL DE <i>MIMAGONIATES MICROLEPIS</i> (Steindachner, 1876) (OSTEICHTHYES, GLANDULOCAUDINAE), FLUTUAÇÕES DA SÉRIE TEMPORAL E A TAXA DE RETORNO: DECLÍNIO POPULACIONAL ALARMANTE.....	20
1.1	Introdução.....	20
1.2	Material e métodos.....	21
1.2.1	<u>Coleta dos dados.....</u>	21
1.2.2	<u>Análise dos dados.....</u>	22
1.3	Resultados.....	23
1.3.1	<u>Crescimento e flutuações no tamanho populacional.....</u>	23
1.3.2	<u>Taxa de retorno.....</u>	24
1.4	Discussão.....	26
1.5	Referências.....	29
2	ASPECTOS DA HISTÓRIA DE VIDA DE <i>MIMAGONIATES MICROLEPIS</i> (Steindachner, 1876), UMA ESPÉCIE ENDÊMICA DE RIACHOS COSTEIROS DA MATA ATLÂNTICA.....	34
2.1	Introdução.....	34
2.2	Material e métodos.....	36
2.2.1	<u>Precipitação local.....</u>	36
2.2.2	<u>Coleta de dados.....</u>	37
2.2.3	<u>Tipo de desova e fecundidade.....</u>	37
2.2.4	<u>Estrutura em comprimento e peso.....</u>	38
2.2.5	<u>Tamanho de primeira maturação.....</u>	38
2.2.6	<u>Proporção sexual.....</u>	39
2.2.7	<u>Período reprodutivo.....</u>	39
2.3	Resultados.....	40
2.3.1	<u>Estrutura em comprimento e peso.....</u>	40
2.3.2	<u>Tamanho de primeira maturação.....</u>	42
2.3.3	<u>Proporção sexual.....</u>	42
2.3.4	<u>Período reprodutivo.....</u>	43

2.3.5	<u>Fecundidade</u>	45
2.3.6	<u>Tipo de desova</u>	46
2.4	Discussão	48
2.4.1	Estrutura populacional.....	48
2.4.2	Biologia reprodutiva.....	51
2.5	Referências	53
3	PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E ESTIMATIVA DA VARIABILIDADE GENÉTICA DE <i>MIMAGONIATES MICROLEPIS</i> EM UMA MICROBACIA COSTEIRA DO RIO DE JANEIRO...	59
3.1	Introdução	59
3.2	Material e métodos	62
3.2.1	<u>Coleta de dados</u>	62
3.2.2	<u>Análise dos dados</u>	63
3.2.2.1	Estrutura do tamanho populacional.....	63
3.2.2.2.1	Extração do DNA.....	64
3.2.2.2.2	PCR e sequenciamento.....	65
3.2.2.2.3	Amplificação e sequenciamento do gene COI.....	65
3.2.2.2.4	Amplificação e sequenciamento da região controle D-loop.....	66
3.2.2.2.5	Análise das sequências.....	67
3.3	Resultados	67
3.3.1	<u>Distribuição do tamanho populacional</u>	67
3.3.2	<u>Influência de variáveis físicas e ambientais na estruturação da população</u>	70
3.3.3	<u>Distribuição de: jovens e adultos</u>	71
3.3.4	<u>Caracterização genética da população (DNAmt)</u>	72
3.3.4.1	Região citocromo C oxidase 1 (COI).....	72
3.3.4.2	Região Controle (D-loop).....	74
3.4	Discussão	77
3.4.1	<u>Estrutura do tamanho populacional</u>	77
3.4.2	<u>Estrutura genética populacional</u>	79
3.5	Conclusões	83
3.6	Referências	84
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	93

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é um dos mais ricos biomas da região Neotropical, principalmente devido à variedade de habitats distribuídos nos diferentes tipos vegetacionais que originalmente cobriam uma ampla faixa do litoral brasileiro (ABILHOA et al., 2011). Esse ecossistema florestal foi intensamente devastado desde o período colonial em razão de sua localização. Hoje apenas 7% da mata original encontra-se preservada (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009), sendo que, a maior parte destas áreas estão concentradas nas regiões sul e sudeste do país. A grande diversidade de espécies, e o elevado endemismo associado ao grau de ameaça à biodiversidade deste bioma, os colocou hoje como um dos hotspots mais importantes do mundo (MYERS et al., 2000). Os riachos estão entre os componentes mais ameaçados da Mata Atlântica, a maioria dos quais são sistemas costeiros pequenos, altamente isolados, que abrigam numerosas espécies de peixes endêmicos (ABILHOA et al., 2011; TERRA et al., 2016). As principais fontes de ameaça à diversidade de espécies de peixes nesses sistemas são as perdas da vegetação ripária, despejos de efluentes químicos e orgânicos, introdução de espécies exóticas, construção de barragens (ABILHOA et al., 2011) e explorações de areia. Estas alterações provocam profundas mudanças na disponibilidade e qualidade dos habitats (TERESA; CASATTI, 2012; TERRA et al., 2016), refletindo no estresse fisiológico das espécies, mudanças na alimentação normal, mortalidade de ovos e larvas (RABENI; SMALE, 1995; CASATTI, 2005) e redução do fluxo gênico entre as populações (PIORSKI et al., 2008; PAMPONET et al., 2008).

Apesar do quadro crítico em que se encontram, os riachos da Mata Atlântica possuem uma diversidade de peixes estimada em 269 espécies pertencentes a 89 gêneros e 21 famílias (ABILHOA et al., 2011). A maioria dessas espécies (cerca de 70%) distribuem-se nos mais diferentes tipos de habitats (CASATTI, 2005; CASATTI et al., 2009; MANNA et al., 2014; 2017), sendo por isto submetidas às mais variadas condições ambientais. Assim, as espécies desenvolveram diferentes estratégias que assegurassem sua permanência nesses locais. Essas estratégias geralmente estão associadas às condições favoráveis ao desenvolvimento inicial dos ovos e larvas, destacando-se locais e épocas com maior disponibilidade de abrigo e alimento (NAKATANI et al., 2001). Migração, cuidado com a prole, tamanho de primeira maturação, tipo de desova, fecundidade e épocas reprodutivas, são aspectos dessas estratégias (e.g. MENEZES; CARAMASCHI, 2000; MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; MAZZONI et al.,

2002, 2005). Estas adaptações marcam a biologia dos adultos, e definem não somente o estilo reprodutivo, mas também os limites e padrões de distribuição.

O rio Ubatiba é um típico riacho costeiro da Mata Atlântica. Apresenta, num curto trecho, as características de duas categorias de riachos: de montanha e de planície, pois têm suas nascentes em morros isolados próximo ao litoral, percorrendo inicialmente, trechos de maior declividade e, depois, se estende sinuoso por uma curta área de planície costeira em direção ao mar. Como a maioria dos riachos da Mata Atlântica, o rio Ubatiba vêm sofrendo constantes ameaças levando à fragmentação de seus habitats à proporções cada vez maiores. O crescimento urbano no seu entorno, pontos de extração de areia, despejos de afluentes domésticos, desvio de água para abastecimento urbano e fins industriais (provavelmente para a fabricação de gelo) e a presença de uma barragem de captação de água no seu curso principal são exemplos destas ameaças.

Esse ecossistema amplamente explorado, apresenta uma diversidade de 22 espécies de peixes (MAZZONI et al., 2002; 2006), dentre estas, *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876), popularmente conhecida como “Tetra-azul” ou “Manjubinha” (Figura 1). *Mimagoniates* pertence à ordem Characiformes, família Characidae e subfamília Glandulocaudinae. A subfamília Glandulocaudinae consiste de três gêneros: *Lophiobrycon*, representado por uma única espécie; *Glandulocauda*, com duas espécies e *Mimagoniates*, com sete espécies (Menezes; Weitzman, 2009).

Endêmica de riachos da Mata Atlântica, a distribuição de *Mimagoniates microlepis* estende-se desde a região costeira do sul da Bahia ao nordeste do Rio Grande do Sul, sendo também registrada em áreas do alto Rio Iguaçu e recentemente na bacia do rio Tibagi (WEITZMAN et al., 2005; SANT’ANNA et al., 2006; MENEZES et al., 2008; BRAGA et al., 2012). Sua distribuição geográfica deve-se ao processo de formação da Serra do Mar no Cretáceo Superior, em que houve a separação dos rios das bacias costeiras, daqueles que drenam áreas continentais (RIBEIRO et al., 2011) como a bacia do rios Paraná e Iguaçu. De acordo com Torres e Ribeiro (2009), o cenário genético e filogenético de *M. microlepis* indicam que as populações foram se expandindo para as áreas costeiras do Sul, e que as linhagens do Alto rio Iguaçu poderiam representar as populações mais recentes.

A principal estratégia adotada pelo grupo dos glandulocaudíneos é a inseminação interna, em que machos transferem espermatozoides para o ovitudo das fêmeas, onde são estocados para fecundação posterior (BURNS et al., 1995; MALABARBA; WEITZMAN, 1999; AZEVEDO et al., 2000). De elevado dimorfismo sexual, os machos adultos apresentam uma estrutura glandular na base da nadadeira caudal responsável pela produção de feromônios (WEITZMAN;

MALABARBA, 1998; MALABARBA; WEITZMAN, 1999; MENEZES; WEITZMAN, 2009) aparentemente usada para sinalizar ou estimular as fêmeas durante o acasalamento (NELSON, 1964; BURNS et al., 1995). Os padrões reprodutivos da espécie são moldados às condições do ambiente em que estão inseridos. Realizam curtas migrações (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2012) e ao que tudo indica, estão atreladas aos processos reprodutivos (BRAGA et al., 2013). São espécies seletivas quanto ao uso do habitat e alimentação. São geralmente encontradas em áreas sombreadas pela vegetação ripária (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002) com fundo composto principalmente por folhiço (MANNA et al., 2017), e preferem águas rasas e de baixa velocidade (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002). Apresentam táticas elaboradas na captura de suas presas alimentando-se preferencialmente de insetos terrestres e alóctones (SABINO; CASTRO, 1990; LAMPERT et al., 2003; WOLFF et al., 2013). Sendo assim, os serviços ecológicos oferecidos pela vegetação ripária são extremamente importantes para a manutenção destas espécies, uma vez que estas são as principais fontes de alimento alóctone e de habitats mais estruturados (Casati, 2005).

Devido a sua ampla distribuição geográfica, *M. microlepis* não consta na lista de espécies ameaçadas de extinção. Entretanto, frente a atual situação de degradação e fragmentação em que se encontram os riachos da Mata Atlântica, não se pode descartar os riscos de declínio de suas populações locais. Dentre as espécies de *Mimagoniates*, estão na lista de extinção *M. lateralis* e *M. sylvicola* (ROSA; LIMA, 2008). Até o momento, a extinção foi originalmente reconhecida para *M. pulcher*, antes registrados em áreas do Mato Grosso do Sul, Porto Velho e Rondônia (Menezes; Weitzman, 2009).

Há poucas informações ecológicas disponíveis para a espécie *M. microlepis*. Seus aspectos reprodutivos e estrutura populacional, foram recentemente estudados por Braga et al. (2006; 2007, 2008; 2013) e mais recentemente por Azevedo et al. (2016) e Lampert e Azevedo (2018) em bacias da região sul do país. Outras informações sobre filogeografia e sistemática molecular também estão disponíveis (e.g.: MENEZES; WEITZMAN 2009; TORRES; RIBEIRO, 2009; THOMAZ et al. 2015). Entretanto, estas informações não podem ser consideradas suficientes diante da diversidade de características ambientais que compõe os riachos da Mata Atlântica. Os estudos sobre reprodução e estrutura das populações naturais são importantes para o entendimento dos mecanismos envolvidos na perpetuação ou no declínio de espécies, e também na compreensão do uso que os peixes fazem de uma área, permitindo o planejamento de ações futuras de conservação (BRAGA et al., 2008). Face a isto, o presente estudo visa aprofundar o conhecimento sobre a ecologia e biologia da espécie *M. microlepis* numa micro bacia costeira do estado Rio de Janeiro, o rio Ubatiba. Especificamente,

apresentaremos um conjunto de informações sobre sua história de vida, estrutura e genética e genética populacional com base na análise do mtDNA.

Figura 1–Exemplar de *Mimagoniates microlepis* de aproximadamente 3,0 cm de comprimento padrão capturada no rio Ubatiba, Maricá, RJ



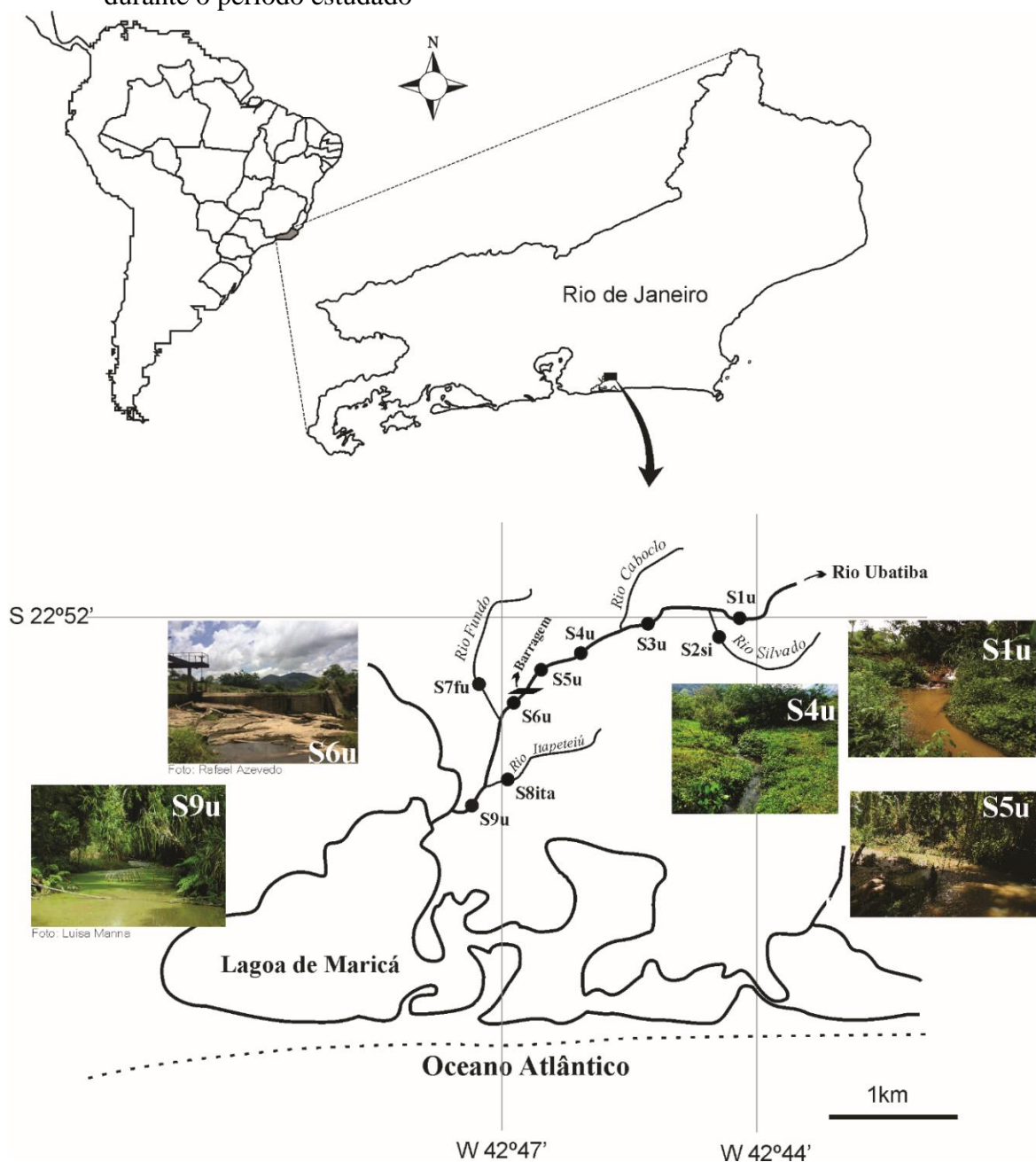
Foto: MAZZONI, R. 2014.

Area de estudo

O sistema fluvial do rio Ubatiba (Figura 2) constitui pequenos riachos de 1ª e 2ª ordem que drenam a região costeira da Serra do Mar no estado do Rio de Janeiro. Apresenta baixa altitude (ca. 500 m a.n.m) e seu canal principal possui uma extensão de aproximadamente 18 km desde a nascente até a sua desembocadura na lagoa estuarina de Maricá. O rio Ubatiba percorre áreas desmatadas para atividades agropecuárias, embora fragmentos de Mata Atlântica secundárias ainda ocorram nas colinas rochosas circundantes. O regime hídrico do riacho é regulado pela precipitação (ca. 1500 mm ano⁻¹), sendo quecheias rápidas e ocasionais são comuns ao longo de todo o ciclo anual, principalmente no verão (Novembro-Janeiro). Estes episódios de chuvas de verão ocorrem em consequência de tempestades tropicais severas (ca. 120mm dia⁻¹) e aumentam a vazão do riacho em até três vezes com retorno ao volume normal do rio em no máximo 24 horas (MAZZONI; LOBÓN-CERVIÀ, 2000). Tais eventos de cheias

repentinias podem ser interpretados como modeladores de diversos aspectos da história de vida das espécies e delineadores das estratégias reprodutivas (MAZZONI et al., 2005). A chuva é amplamente conhecida na literatura como o fator chave na ecologia de peixes de riachos, afetando diretamente a reprodução e a estrutura das populações (e.g. MAZZONI e PETITO, 1999; BRAGA et al., 2008; 2012).

Figura 2 - Localização geográfica do sistema fluvial da bacia do Rio Ubatiba na região costeira do Brasil. Os pontos indicados no mapa representam as localidades amostradas durante o período estudado



Localidades amostradas

Ao todo, nove localidades foram selecionadas para os estudos de *M. microlepis* no rio Ubatiba, sendo seis ao longo do canal principal (S1u, S3u, S5u, S6u e S9u), e três nos afluentes Silvado, Fundo e Itapeteiú (S2si, S7fu e S8ita). A maioria destas localidades possuem um histórico de pesquisa ali realizado. Portanto, parte das investigações deste estudo envolveram dados de abundância (Capítulo 1) e de tamanho de comprimento padrão (Capítulo 3) de uma série temporal de 12 anos (1994 a 2001, 2003 e 2007 a 2009).

Amostragens recentes, entre 2015 e 2016 foram realizadas para os estudos de biologia reprodutiva e molecular. No primeiro caso (Capítulo 2), as amostragens foram feitas em apenas três localidades ao longo do rio Ubatiba: S1u, S3u e S5u.

Já para os estudos de genética, foram feitas amostragens em quase todas as localidades, incluindo uma localidade nova, situada logo abaixo da barragem (S6u) (Figura 2). Vale ressaltar que alguns trechos do rio Ubatiba encontram-se hoje com sua integridade física e biológica bastante comprometidas. Alguns trechos apresentam baixa vazão, e conseqüentemente, com fortes características de eutrofização. Outros, situados mais à foz (próximos à lagoa estuarina de Maricá), onde a influência urbana é maior, e seus canais apresentam vários pontos de despejo de efluentes domésticos, lixos, águas turvas e sem nenhum sinal de ocorrência de espécies de peixes, exceto, aquelas oportunistas e adaptadas a condições extremas, como a espécie *Poecilia reticulata*. Dentre estas áreas, destacam-se: o rio Fundo, Caboclo, Ludgero e áreas do canal principal abaixo de sua confluência do rio Itapeteiú. A seguir é apresentado um conjunto de informações sobre cada localidade (Tabela 1). O percentual de canópi de cada localidade amostral foi estimado através de fotografias digitais do extrato superior da cobertura vegetal e com o auxílio do software Adobe Photoshop CS baseando-se na quantidade pixels ocupados pela vegetação em relação ao total de pixels das imagens. Estes dados de canópi foram os mesmos previamente examinados por Mazzoni e Lobòn-cerviá (2000), Mazzoni e Iglesias-Rios (2002) e Mazzoni et al. (2015). A distância entre as localidades amostrais até a foz do rio foi estimada através de imagem de satélite (Google earth). Com relação a metodologia de coletas, será relatado separadamente em cada capítulo desta tese.

Tabela 1 - Principais características das nove localidades amostrais ao longo da bacia do rio Ubatiba, Maricá-RJ

L	Ord	% CV		Dist (km)	Alt (m)	Coordenadas	
		2000-2009	(2015-2016)			S	W
S1u	1°	-	75	-	81	22°52'15,9"	42°44'14,5"
S2si	1°	80	-	13,5	75	22°52'43,5"	42°44'46,5"
S3u	2°	0	10	13	50	22°51'56,9"	42°44'54,8"
S4u	2°	0	5	10	47	22°51'54,3"	42°45'47,1"
S5u	2°	0	-	9	46	22°51'54,2"	42°46'59,5"
S6u	2°	-	-	-	41	22°52'1,93"	42°46'32,6"
S7fu	1°	100	-	5	40	22°51'55,1"	42°44'53,2"
S8ita	1°	90	-	3	39	22°53'17,0"	42°48'37,8"
S9u	2°	7	-	1,5	25	22°54'21,7"	42°48'48,7"

Legenda: Localidades (L); Ordem do rio (Ord); Cobertura vegetal (CV); Distância da localidade amostral à foz do rio (Dist); Altitude da localidade amostral (Alt).

1 DINÂMICA POPULACIONAL DE *MIMAGONIATES MICROLEPIS* (Steindachner, 1876) (OSTEICHTHYES, GLANDULOCAUDINAE), FLUTUAÇÕES DA SÉRIE TEMPORAL E A TAXA DE RETORNO: DECLÍNIO POPULACIONAL ALARMANTE

1.1 Introdução

Um dos maiores desafios em estudos de ecologia de populações é identificar os padrões e processos que determinam o crescimento populacional e, conseqüentemente, as flutuações dos seus tamanhos populacionais (MYRVOLD e KENNEDY, 2015). Para populações reguladas, os principais fatores envolvidos no crescimento e tamanho de suas populações são aqueles denso-dependentes, como: taxa de natalidade, mortalidade, predação e competição (MURDOCH, 1994; NICHOLSON, 1933,1957; COUSON, et al., 2004; KÖLZSCH et al., 2007). Já em populações não reguladas, os fatores externos (que não dependem da densidade) podem exercer uma força maior (ANDREWARTHA e BIRCH, 1954; COUSON, et al., 2004). Apesar das discussões sobre a atuação conjunta ou isolada desses fatores na dinâmica das populações (BERRYMAN, 2004; LOBÓN-CERVIÁ, 2007; 2011), observa-se que para a maioria das populações existe um nível de equilíbrio na capacidade de suporte (K) em torno do qual elas flutuam e estabilizam.

Como os riachos são sistemas dinâmicos (LOWE-McCONNELL, 1987) as populações de peixes que os habitam estão sujeitas a constantes perturbações, que podem ser de origem antrópica ou natural (BOULTON, et al., 2010; GÖTHE, et al., 2015) e, dependendo da magnitude e frequência destas perturbações, as flutuações populacionais podem ser maiores, o que implica em demoras no retorno ao nível de equilíbrio (MAY, 1974; SIBLY et al., 2005). Em casos mais extremos, pode não haver capacidade das populações de retornarem ao ponto de equilíbrio.

Compreender como as populações de peixes persistem nesses ambientes ao longo do tempo, e como elas respondem aos frequentes distúrbios que as desviam do seu equilíbrio (MAY 1974; SIBLY et al., 2007) é uma forma de gerar conhecimento que auxilia na conservação dessas espécies. A taxa de retorno é uma medida que pode responder sobre estas questões e é definida como o tempo necessário para que as populações retornem ao seu ponto de equilíbrio logo após um distúrbio (SIBLY et al. 2007). Ainda conforme os autores, é uma

métrica que informa acerca da estabilidade populacional e dos mecanismos que afetam sua regulação.

Mimagoniates microlepis (Steindachner, 1876) é uma das espécies de peixes da região neotropical cuja distribuição é restrita a riachos da Mata Atlântica. Diante do alto nível de degradação ambiental que descaracterizam estes riachos, combinados aos requerimentos ecológicos específicos da espécie em relação uso do habitat (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; MANNA et al., 2017), alimentação (SABINO; CASTRO, 1990; LAMPERT et al., 2003; WOLFF et al., 2013) e reprodução (NELSON, 1963; BRAGA et al., 2013), esta espécie tem se tornado vulnerável. Neste sentido, este trabalho visa investigar a dinâmica populacional de *M. microlepis* a partir de dados obtidos durante doze anos. Especificamente objetivamos avaliar as variações no tamanho populacional ao longo dos anos e sua taxa de retorno ao nível de equilíbrio.

1.2 Material e métodos

1.2.1 Coleta dos dados

Foram analisados dados de densidade de *Mimagoniates microlepis* coletados entre os anos de 1994 à 2001, 2003, e 2007 à 2009. Amostragens quantitativas bimestrais e trimestrais foram feitas de acordo com a técnica de pesca elétrica com um gerador de corrente elétrica alternada (900 W, 220 V, 1-2 A). Três passadas (remoções) foram realizadas em cada trecho de 90m (localidades amostrais) em um intervalo de tempo de aproximadamente 30 minutos para manter constante o esforço amostral. Estes trechos tiveram suas extremidades fechadas com rede de fechamento (malha de 0,5 cm) para evitar a fuga e assim, garantir a remoção de todos os peixes. No final das três passadas, os exemplares que antes estavam retidos (fora do campo elétrico) em caixas com laterais de tela, foram liberados vivos no trecho médio em que foram capturados (maiores detalhes em: MAZZONI et al., 2000).. No total, oito localidades foram amostradas no rio Ubatiba, sendo 5 localidades no eixo principal do riacho (S1u, S3u, S4u, S5u, S9u) e uma localidade nos afluentes Silvado (S2si), Fundo (S7fu) e Itapeteiú (S8ita) (Figura 2). As coletas contemplaram tanto meses chuvos quanto de seca.

1.2.2 Análise dos dados

O tamanho da amostra populacional (número de indivíduos capturados) foi usado como o indicativo do tamanho populacional. Para análises das variações do tamanho populacional, inicialmente, calculou-se a taxa de crescimento populacional (*pgr*) através do seguinte modelo:

$$pgr = \text{Log}_e \frac{N_{t+1}}{N_t} \quad (1),$$

onde: N_t representa o tamanho populacional num dado momento e N_{t+1} representa o tamanho populacional em um intervalo de tempo a frente.

O padrão de crescimento da população foi analisado por meio da relação entre o *pgr* e o tamanho amostral da população. Foram consideradas médias anuais de tamanhos populacionais para manter a recomendação do intervalo anual entre as consequentes medidas de N_t (SIBLY et al., 2005). Já a taxa de retorno (Tr) foi estimada como o coeficiente angular da reta que tangencia a regressão quadrática de *pgr versus* $\log_e N_t$ ($y = a + bx + cx^2$) no ponto igual a capacidade de suporte, multiplicada por -1 conforme a metodologia sugerida por SIBLY et al., (2007).

Aquele tamanho, N , onde a população para de crescer ($pgr=0$) é chamado de capacidade de suporte (K). Quando a população está na capacidade de suporte, $N=K$, então o $\log_e(N/K) = 0$. A capacidade de suporte no $pgr = 0$ é calculada através da expressão abaixo. Seu valor deve ser igual a zero.

$$k = \frac{-b - \sqrt{b^2 - 4ac}}{2c} \quad (2)$$

Vale lembrar que a equação (2), não foi usada para estimar o K e sim como uma constatação de que o *pgr versus* o $\log_e(N/K)$ se encontram no ponto (0,0). É exatamente neste ponto que se calculou a taxa de retorno, através do coeficiente angular da reta (equação 3) que tangencia a regressão quadrática de *pgr versus* $\log_e N_t$. Assumimos como K , a média do tamanho amostral da população, pois, entre várias tentativas, a média foi o melhor caminho onde a *pgr versus* o $\log_e(N/K)$ se encontraram no ponto (0,0).

$$Tg (\text{ângulo}) = \frac{\text{Cateto oposto}}{\text{Cateto adjacente}} \quad (3)$$

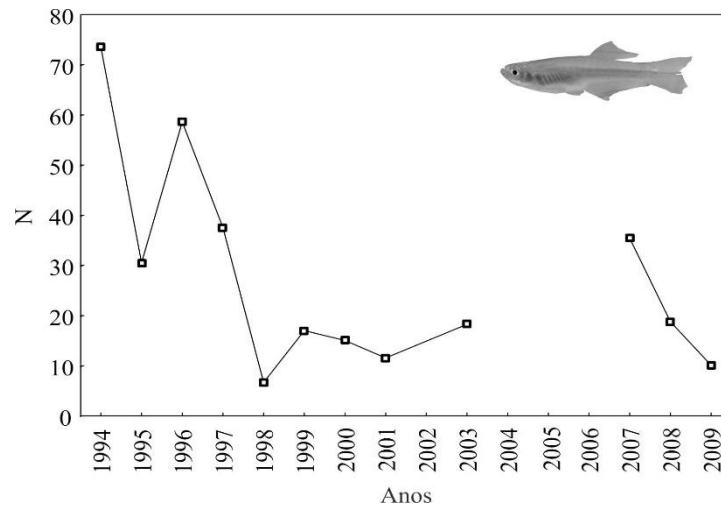
Sibly et al. (2007) apresentam a seguinte classificação para a taxa de retorno (Tr) e o comportamento populacional: $Tr = 1$: a população oscila em torno de K e volta ao equilíbrio numa única unidade de tempo ($\Delta t=1$); $0 < Tr < 1$: depois da perturbação a população volta lentamente ao nível K e depois não há mais oscilações. Denomina-se de subcompensação; $1 < Tr < 2$: o tamanho populacional ultrapassa (“overshoot”) e oscila antes de se estabelecer no nível K ; $2 < Tr < 2,7$: idem ao anterior, porém as oscilações são maiores e $Tr \geq 2,7$: A partir deste ponto denomina-se de caos.

1.3 Resultados

1.3.1 Crescimento e flutuações no tamanho amostral da população

A série temporal de tamanho populacional (Figura 3) apresentou tamanhos populacionais mais elevados nos primeiros quatro anos de estudo, seguidos por uma queda brusca em 1998. Após 1997 não houve retorno ao tamanho que a população apresentou nos quatro primeiros anos de estudo. Em 2007 houve um aumento no tamanho amostral da população, porém o mesmo não alcançou sequer a metade do número de animais registrado em 1994.

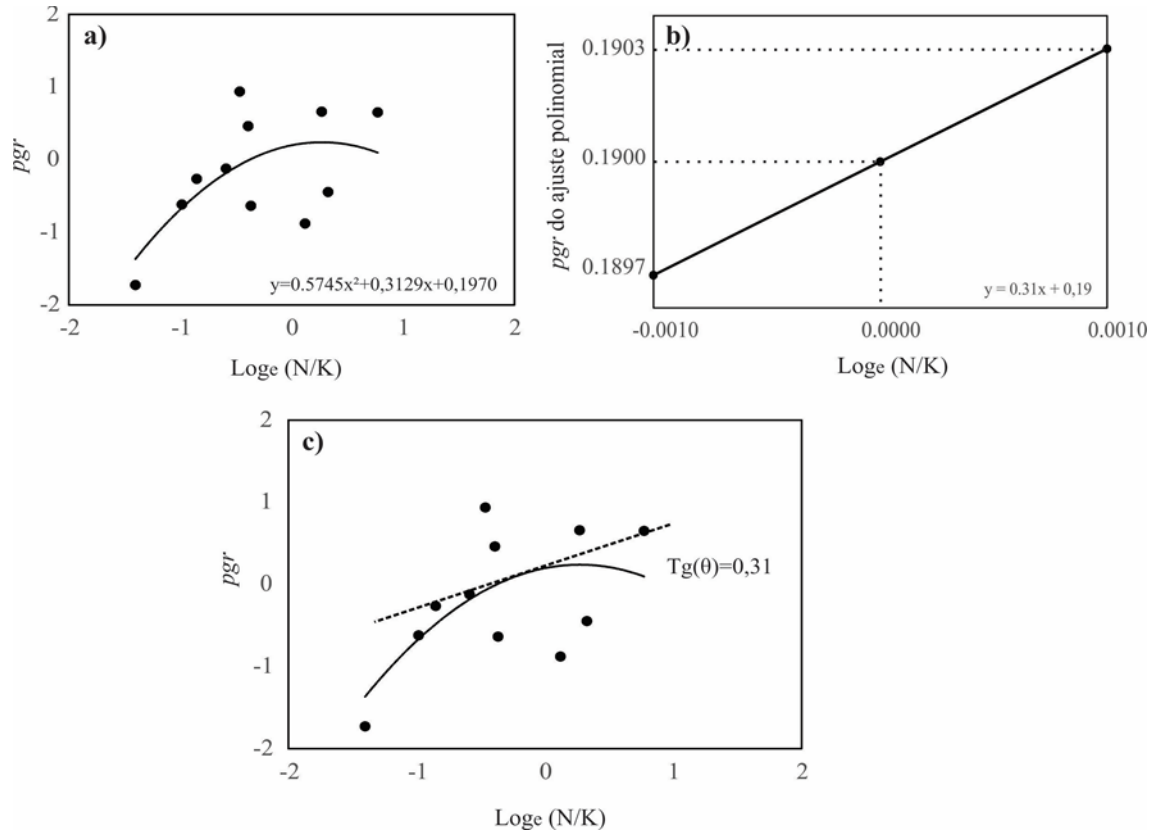
Figura 3 - Variação temporal do tamanho amostral da população de *Mimagoniates microlepis* entre os anos 1994 e 2009 no rio Ubatiba, Maricá- RJ



1.3.2 Taxa de retorno

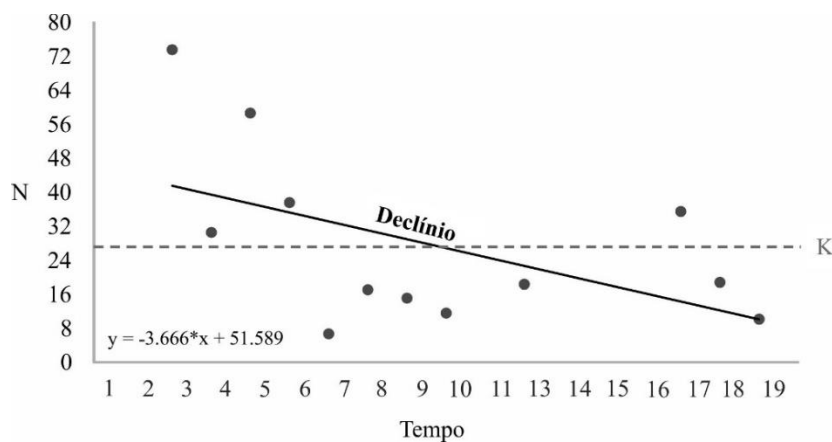
O coeficiente angular da tangente traçada no ponto (0,0) da regressão quadrática de pgr versus $\log_e (N/K)$, calculada conforme a equação 3, apresentou um valor de 0,31, sendo que, multiplicando-se por -1, obtemos a taxa de retorno (Tr) igual a -0,31. A taxa de retorno calculada através da série temporal de *Mimagoniates microlepis* apresenta um valor negativo devido a inclinação positiva da reta, e isto denota um desequilíbrio do tamanho populacional, pois não há retorno ao ponto de equilíbrio, estado este, em que as densidades deveriam oscilar ao redor do valor de K (Figura 5).

Figura 4 - (a) Relação entre taxa de crescimento populacional (pgr, ano^{-1}) e tamanho da amostra populacional de *Mimagoniates microlepis* representado por $\text{Log}_e(N/K)$; (b) reta dos valores de pgr ajustados pela equação polinomial indicada na figura 4a; (c) curva da regressão quadrática de pgr versus $\text{Log}_e(N/K)$ com indicação da reta que a tangencia no ponto (0,0)



Na figura 5 abaixo, o coeficiente angular da equação da reta foi negativo (-3.66), a reta ultrapassa os limites da capacidade de suporte (K), o que corrobora o declínio do tamanho da população exibido pela taxa de retorno.

Figura 5 -Declínio do tamanho populacional de *Mimagoniates microlepis* entre os anos 1994 e 2009 no rio Ubatiba, Maricá-RJ



1.4 Discussão

Para a maioria das populações de peixes as relações entre taxa de crescimento e tamanho populacional são inversamente proporcionais, apresentando curvas côncavas, o que significa que quando o tamanho da população é baixo, a taxa de crescimento é alta, e conforme o tamanho aumenta, a taxa diminui (SIBLY et al., 2005). Segundo estes autores, estas relações têm facilitado o entendimento de como a abundância e dinâmica populacional são controladas, o que na prática teria grandes implicações para fazer previsões sobre como as espécies respondem as variações ambientais. Porém, isto parece ser coerente para populações cujos processos envolvidos na regulação são aqueles que dependem da densidade, o que não é o caso da população de *Mimagoniates microlepis* do rio Ubatiba. A taxa de crescimento é inicialmente negativa, e em seguida cresce lentamente com o aumento do tamanho populacional. Isto denota uma situação de que há outros fatores (externos) interferindo no tamanho e crescimento populacional. O tamanho das populações de *M. microlepis* apresentou flutuações nos anos seguintes ao período de 1994 a 1996, não alcançando o seu tamanho inicial, e então revelando inclinações abaixo da capacidade de suporte.

Alguns estudos relatam que a dinâmica das populações é resultado da atuação conjunta de fatores denso-dependentes e independentes (fatores ambientais) (COUSON et al., 2004; BOYCE et al., 2006; DAUFRESNE; RENAULT, 2006). Isto também é uma possibilidade para a população em questão. Embora a taxa de crescimento seja principalmente baixa e negativa (Figura 4a), o que pode explicar as variações no tamanho populacional abaixo da capacidade

de suporte, o padrão das flutuações temporais mostra-se irregular, pois a magnitude e frequência dessas flutuações não são semelhantes. Devido a vulnerabilidade dos riachos de Mata Atlântica frente às mudanças ambientais, acreditamos que mesmo que a população de *M. microlepis* apresentasse regulação em seus tamanhos, as flutuações continuariam irregulares, porém, sem a declividade negativa que a faz permanecer abaixo da capacidade de suporte. Muitos estudos têm reportado sobre flutuações irregulares no tamanho populacional de salmonídeos de riachos e sua estrita relação com mudanças ambientais nesses ambientes, principalmente nível e descarga d'água (e.g.: SOLOMON; PATERSON, 1980; CATTANÉO; LAMOUREUX, 2011; LOBÓN-CERVIÁ; RINCON, 2004). E isto não deve ser diferente para a população de *M. microlepis* no rio Ubatiba, que tem seu regime hídrico muito susceptível à precipitação local, marcados por chuvas repentinas severas em vários períodos do ano (MAZZONI; LOBÓN-CERVIÁ, 2000). Assim, flutuações irregulares no tamanho populacional de *M. microlepis*, provavelmente deve-se ao efeito combinado de vários fatores externos.

Para Gross et al. (2005), flutuações irregulares no tamanho populacional aumentam as chances de sobrevivência das populações, que em condições desfavoráveis, restringem-se a áreas isoladas, e, a partir dessas áreas ou manchas, sobrevém a recolonização, uma vez que as condições apresentem-se favoráveis novamente. Isto parece ser coerente com a população de *M. Microlepis* do Rio Ubatiba, cuja ocorrência é rara logo após eventos de secas ou chuvas intensas, restringindo-se apenas à áreas isoladas do riacho. No entanto, quando as condições retornam à normalidade do rio, a espécie volta a recolonizar diversas áreas antes ocorridas ao longo do rio (*observação pessoal*). É importante salientar que estas áreas estão cada vez mais fragmentadas e ameaçadas no rio Ubatiba. Além de condições ambientais atípicas que têm ocorrido nos últimos anos (intenso período de seca e grandes enxurradas), diferentes atividades humanas têm persistido e afetado suas características naturais. Por isto, o declínio populacional e a perda permanente de espécies dentro ou não de um pool de espécies regionais é esperada (CHAPIN et al., 2000; CARR et al., 2002; GÖTTE et al., 2015).

O quadro atual da população de *M. microlepis* do rio Ubatiba é crítico, assim como pode estar sendo para toda a ictiofauna que compõe este sistema que sofre intensa exploração humana. A taxa de retorno registrada neste estudo foi negativa, contrariando os limites da variação populacional, caracterizada pela taxa de retorno, apresentados por SIBLY et al. (2007). Esses autores avaliaram populações de 23 de espécies de peixes, as quais, apresentaram taxa de retorno média de $1,04 \text{ ano}^{-1}$. A taxa de retorno registrada neste estudo foi de -0.31 ano^{-1} , o que indica declínio da população em questão. Numa observação mais cautelosa dos dados, onde através da regressão linear entre tamanho populacional e diferentes anos, o valor do coeficiente

angular também se apresentou negativo (cerca de -3), o que corrobora com a taxa de retorno negativa. Assim sendo, fica evidente que a população de *M. microlepis* está sofrendo redução ao longo dos anos, porém, isto não implica em um afastamento permanente da capacidade de suporte do ambiente, que permitiria que a população crescesse novamente desde que os recursos necessários fossem disponibilizados novamente. Uma das explicações possíveis para isto seria que a capacidade de suporte do ambiente não é constante ao longo do tempo. Neste sentido, ela diminui, causando diminuição do tamanho populacional através das forças denso-dependentes.

Sugerimos que este declínio populacional ao longo dos últimos anos, deve-se não somente pelas mudanças nas condições climáticas que têm alterado o regime de chuvas local, mas principalmente pela intensificação de atividades humanas, resultado do crescimento de condomínios habitacionais na região. Conseqüentemente, têm-se aumentado os pontos de extração de areia e despejo de efluentes domésticos. O despejo desses efluentes na água, além de aumentar a turbidez, desencadeia uma série de processos de decomposição da matéria orgânica, com proliferação de microorganismos, depleção do oxigênio (MAY; HORNER, 2000) e aumento da condutividade elétrica. Os impactos dessas atividades sobre a ictiofauna de riachos brasileiros são discutidos em vários estudos (e.g.: OLIVEIRA; BENNEMANN, 2004; CUNICO et al., 2006; FERREIRA; CASATTI, 2006; ALEXANDRE et al., 2009) que de modo geral, têm relatado homogeneizações das comunidades de peixes, devido à perda de espécies nativas (mais especialistas) e o domínio daquelas adaptadas às condições ambientais mais extremas, como por exemplo a espécie *Poecilia reticulata*.

A *M. microlepis* é uma espécie que apresenta requerimentos ecológicos específicos. Sua ocorrência está fortemente associada à áreas de canópia e de vegetação ripária (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; OTTO, 2006). São seletivas quanto ao uso de habitats (MANNA et al., 2017) e alimentação (alimentam-se preferencialmente de insetos alóctones) (SABINO; CASTRO, 1990; LAMPERT et al., 2003; WOLFF et al., 2013). Sendo assim, a manutenção de certas áreas, onde ainda há a presença de vegetação ripária, é primordial para a manutenção da espécie neste ambiente. A vegetação ripária limita a erosão das margens, aumenta a complexidade estrutural e diversidade de habitats devido ao aporte de galhos e folhas (MAY; HORNER, 2000), constituindo assim, fonte principal de alimento e abrigo para a espécie.

Por fim, os resultados aqui apresentados são inovadores para riachos neotropicais, se considerada sua longa escala temporal de 12 anos. Há indicativos de que medidas concretas de preservação da área de estudo são necessárias, sob risco da extinção local de *M. microlepis*, bem como das demais espécies de peixes. Assim fica reforçada a importância e urgente necessidade de se ter uma perspectiva de gestão dos sistemas de riachos da Mata Atlântica. A

manutenção e ampliação dos remanescentes florestais bem como a recuperação das áreas degradadas são os pré-requisitos para a recuperação e estabilidade das populações de peixes e do ecossistema em sua totalidade. Assim sendo, estudos sobre a dinâmica das populações de peixes nestes ambientes, especificamente sobre os padrões de suas flutuações ou a maneira pela qual as espécies persistem ao longo dos anos é plenamente justificável antes que eventos de extinção passem despercebidos (HILDERBRAND, 2003; LOBÓN-CERVIÁ, 2007).

1.5 Referências

ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: Ecological Patterns and Conservation. In: GRILLO, O. (Ed.). Changing diversity in changing environment, InTech, Rijeka, pp 259-282, 2011.

ALEXANDRE, C.V.; ESTEVES, K.E.; MELO, M.A.M.M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba river basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 641, n. 1, p. 97-114, march 2009.

ANDREWARTHA, H.G.; BIRCH, L.C. The distribution and abundance of animals. University Chicago Press, Chicago, Illinois, pp 782, 1954.

BERRYMAN, A. Limiting factors and population regulation. *Oikos*, v. 105, n. 3., p. 667-670, June 2004.

BOULTON, A.J.; DATRY, T.; KASAHARA, T.; MUTZ, M.; STANFORD, J.A. Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, n. 1., p. 26-40, March 2010.

BOYCE, M.S.; HARIDAS, C.V.; LEE, C.T. Demography in an increasingly variable world. *TRENDS in Ecology and Evolution*, v. 21, n. 3, p.141-148, January 2006.

BRAGA, M.R.; MENEZES, M.S.; ARANHA, J.M.R. Táticas reprodutivas de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) no rio Colônia Pereira, Paranaguá, Paraná. *Revista Estudos de Biologia*, v. 28, n. 65, p. 15-22, out./dez. 2006.

BRAGA, M.R., VITULE, J.R.S.; ARANHA, J.M.R. Estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho de Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, Curitiba, v. 36, n. 1-2, p.67-81, October 2007.

BRAGA, R.M.; ARANHA, J.M.R.; VITULE, J.R. Reproduction period of *Mimagoniates microlepis*, from an Atlantic Forest stream in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 51, n. 2, p. 345-351, 2008.

BRAGA, R.R.; BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S. Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: Implications for stream fish conservation in the Neotropics. *Environmental Biology of Fishes*, v. 96, n. 1, p. 21-31, January 2013.

CARR, M.H.; ANDERSON, T.W.; HIXON, M. A. Biodiversity, population regulation, and the stability of coral-reef fish communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 99, n. 17., p. 11241-11245, August 2002.

CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology, São Carlos*, v. 64, n. 4, p. 757-765, 2004.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 623, n. 1, p. 173-189, May 2009.

CATTANÉO, F.; LAMOUREUX, N. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 59, n. 1, p. 12-22, Abril 2011.

CHAPIN, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S. SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DIAZ, S. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, v. 405, p. 234-242, May 2000.

COULSON, T.; GUINNESS, F. PEMBERTON, J. CLUTTON-BROCK, T. The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. *Ecology*, 85, n. 2., p. 411-422, February 2004.

CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, December 2006.

DAUFRESNE, M.; RENAULT, O. Population fluctuations, regulation and limitation in stream living brown trout. *Oikos*, v. 3, n. 3, 459-468, June 2006.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 3, p. 1-25, June 2006.

FERREIRA, F.C.; PETRERE, M. The fish zonation of the itanhaém river basin in the atlantic forest of southeast brazil. *Hydrobiologia*, v. 636, n. 1, p. 11-34, September 2009.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Brycon opalinus* (Pisces, Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, v. 28, v. 2, p. 135-141, April/June 2006.

GÖTHE, E.; WIBERG-LARSEN, P.; KRISTENSEN, E.; Baattrup-Pedersen A.; Sandin, L.; Friberg, N. Impacts of habitat degradation and stream spatial location on biodiversity in a

disturbed riverine landscape. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 6, p. 1423-1441, January 2015.

GROSS, T.; EBENHÖH, W.; FEUDEL, U. Long food chains are in general chaotic. *Oikos*, v. 109, n. 1, p. 135-144, February 2005.

KÖLZSCH, A.; SAETHER, S.A.; GUSTAFSSON, H.; FISKE, P.; HÖGLUND, J.; KÅLÅS J.A. Population fluctuations and regulation in great snipe. *Ecology*, v. 76, n. 4, p. 740-749, August 2007.

HILDERBRAND, R.H. The roles of carrying capacity, immigration, and population synchrony on persistence of stream-resident cutthroat trout. *Conservation*, v. 110, n. 2, p. 257-266, Abril 2003.

LAMPERT, V.R.; AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B. Hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* STEINDACHNER, 1876 (Characidae: Glandulocaudinae) do canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS*, v. 16, n. 1, p. 3-16. 2003.

LANGANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 3, n. 2, p. 305-311, Apr./June 2005.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; RINCON, P.A. Environmental determinants of recruitment and their influence on the population dynamics of stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Oikos, Madri*, v. 105, n. 3, p. 641-646, May 2004.

LOBÓN-CERVIÁ, J. Numerical changes in stream-resident brown trout (*Salmo trutta*): uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 64, n. 10, p. 1429-1447, April 2007.

LOBÓN-CERVIÁ, J. Why Fishing Does Not Magnify Temporal Fluctuations in the Population Abundance of Stream-Living Salmonids. *Reviews in Fisheries Science*, v. 19, n. 3, p. 246-256, June 2011.

LOWE-MCCONNELL, R.H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press, pp 382, 1987.

MANNA, L.R.; REZENDE, C.F.; MAZZONI, R. Effect of body size on microhabitat preferences in stream-dwelling fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 33, n. 2, p. 193-202, April 2017.

MAY, C.M.; R.R. HORNER. The cumulative impacts of watershed urbanization on stream-riparian ecosystems. In: WIGINGTON, P.J. E BESCHTA, R.L. (Eds.), *Proceedings of the international conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds*. American Water Resources Association, Portland, pp 281-286, 2000.

MAY, R.M. Biological Populations with Nonoverlapping Generations: Stable Points, Stable Cycles, and Chaos. *Science*, v. 186, n. 4164, p. 645-647, November 1974.

- MAY, C.W.; HORNER, R.R. The Cumulative impacts of watershed urbanization on stream-riparian ecosystems. International Conference on Riparian Ecology and Management in Multi-Land Use Watersheds, pp 281-286, 1999.
- MAZZONI, R.; SCHUBART, S.A; IGLESIAS-RIOS, R. Longitudinal segregation of *Astyanax jajeiroensis* in Rio Ubatiba: A Neotropical stream of south-east Brazil. Ecology of Freshwater Fish, v. 13: n. 3, p. 231-234, September 2004.
- MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. Brazilian journal of biology, São Carlos, v. 62, n. 3, p. 171-178, September 2002.
- MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E.P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. Revista Brasileira de Biologia, v. 60, n. 2, p. 205-216, May 2000.
- MAZZONI, R.; LOBON-CERVIA, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage : the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. Ecography, v. 23, n. 5, p. 588-602, October 2000.
- MENEZES, N.A.; RIBEIRO, A.C.; WEITZMAN, S.; TORRES, R.A. Biogeography of Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae) revisited: phylogenetic patterns, historical geology and genetic connectivity. Zootaxa, v. 1726, p. 33-48, March 2008.
- MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H. Systematics of the neotropical fish subfamily glandulocaudinae (teleostei: Characiformes: Characidae). Neotropical Ichthyology, Porto Alegre, v. 7, n. 3, 295-370, September 2009.
- MURDOCH, W.W. Population regulation in theory and practice. Ecology, v. 75, n. 2, p. 271-287, March 1994.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, v. 403, p. 853-858, February 2000.
- MYRVOLD, K.M.; KENNEDY, B.P. Local habitat conditions explain the variation in the strength of self-thinning in a stream salmonid. Ecology and Evolution, v. 5, n. 16, p. 3231-3242, August 2015.
- NICHOLSON, A.J. The balance of animals populations. Journal of Animal Ecology, v. 2, n. 135, p. 132-178, September 1935.
- NICHOLSON, A.J. The self-adjustment of population to change. Cold Spring Harbor Symposia Quantitative Biology, n. 22:153-173, January 1957.
- OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no Sul do Brasil. Biota Neotropica, v. 5, n. 1, p. 1-13, 2004.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J., HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, June 2009.

SIBLY, R.M. On the Regulation of Populations of Mammals, Birds, Fish, and Insects. *Science* 309, n. 5734, 607-609, July 2005.

SIBLY, R.M.; BARKER, D.; HONE, J.; PAGEL, M. On the stability of populations of mammals, birds, fish and insects. *Ecology Letters*, v. 10, n. 10, p. 970–976, October 2007.

SOLOMON, D.J.; PATERSON, D. Influence of natural and regulated streamflow on survival of brown trout (*Salmo trutta*-L) in a Chalk stream. *Environmental Biology of Fishes*, v. 5, n. 4, p. 379-382, February, 1980.

WEITZMAN, S.H.; MENEZES, N.A. As espécies de *Glandulocauda* e *Mimagoniates*, peixes Glandulocaudíneos do Brasil, Paraguai e nordeste do Uruguai. *Habitat*, v. 1, n. 1, p. 1-8, 1994.

WOLFF, L.L.; CARNIATTO, N.; HAHN, N.S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 11, n. 2, p. 375-386, May 2013.

2 ASPECTOS DA HISTÓRIA DE VIDA DE *MIMAGONIATES MICROLEPIS* (Steindachner, 1876) (OSTEICHTHYES, GLANDULOCAUDINAE), UMA ESPÉCIE ENDÊMICA DE RIACHOS COSTEIROS DA MATA ATLÂNTICA

2.1 Introdução

A história de vida das espécies inclui parâmetros essenciais associados à sobrevivência de sua prole, resultado de uma combinação de adaptações por pressões seletivas que refletem no comportamento (WINEMILLER, 1989; 1992; 2005) e estratégias reprodutivas (WOOTTON, 1990). A estratégia reprodutiva empregada por uma espécie é reflexo de sua história evolutiva e da interação com determinado ambiente (LOWE-McCONNELL, 1987; SUZUKI et al., 2000). Populações de uma mesma espécie que vivem espacialmente separadas, podem apresentar diferenças em suas estratégias reprodutivas como resultado de respostas adaptativas que refletem diferentes táticas, tais como: diferenças no tamanho de primeira maturação; proporção sexual; área e período de desova; fecundidade, tipo de desova e de desenvolvimento ovocitário (WOOTTON, 1992). Por fim, o sucesso de tais estratégias se reflete na habilidade de cada indivíduo se fazer representado geneticamente nas gerações seguintes (WINEMILLER; ROSE, 1992).

A diversidade de estratégias associada à grande riqueza de espécies são duas principais características da ictiofauna da região neotropical (WINEMILLER, 1989). Tal diversidade está representada em diferentes ambientes aquáticos e corpos hídricos, principalmente em pequenos rios ou riachos que reúnem 50% dessa diversidade (VIANA et al., 2013) e é composta por espécies de pequeno porte (WEITZMAN; VARI, 1988, REIS et al., 2003; ABILHOA et al., 2011; VIANA et al., 2013). O rio Ubatiba é um típico riacho costeiro da região neotropical, situado em um importante *hotspot* de biodiversidade do planeta, a Mata Atlântica, e abriga um total de 22 espécies de peixes (MAZZONI et al., 2002). Aspectos da história de vida das espécies do rio Ubatiba foram bastante estudadas (e.g. MENEZES; CARAMASCHI, 1994; ARANHA; CARAMASCHI, 1999; MAZZONI; PETITO 1999; MAZZONI; LOBÓN-CERVIÀ, 2000; MAZZONI et al., 2002; 2006; MAZZONI; SILVA, 2006), no entanto, ainda existem espécies cuja história de vida não é conhecida neste sistema fluvial.

Mimagoniates microlepis, o tetra-azul, é uma das espécies que compõem a ictiofauna do rio Ubatiba e para o qual ainda não se conhece os aspectos da história de vida neste ambiente. Todos os membros dos Glandulocaudinae, a qual pertencem as espécies de *Mimagoniates*

praticam a inseminação, embora não haja evidências de fertilização interna para a maioria do grupo (BURNS et al., 1995; CASTRO et al., 2003; MENEZES; WEITZMAN, 2009). Os machos adultos da espécie apresentam considerável dimorfismo sexual (AZEVEDO et al., 2000) e uma grande variedade de características sexuais secundárias que para Weitzman e Malabarba (1998) e Malabarba e Weitzman (1999) estão associadas ao complexo comportamento de corte. Acredita-se que a característica inseminadora dessas espécies tem como vantagem a separação temporal dos eventos inseminação e desova, o que viria permitir que a ovoposição ocorra em condições ambientais favoráveis à sobrevivência da prole (BURNS et al., 1995).

Com relação ao período reprodutivo, estudos revelam que a reprodução da espécie pode ocorrer ao longo de todo o ano (LAMPERT; AZEVEDO, 2018), como também em estações específicas do ano (BRAGA et al., 2006; 2008), sincronizado ao regime de chuvas (BRAGA et al., 2008). Além disto, a estrutura populacional estudada revela padrões de segregação longitudinal de tamanho ao longo dos rios, indicando que a espécie se utiliza de diferentes porções do rio em diferentes estágios de vida (BRAGA et al., 2007; 2013).

Informações sobre a biologia reprodutiva e estrutura populacional das espécies de Glandulocaudinae continuam inexistentes para a maioria dos riachos que compõem a extensa região costeira do sudeste do Brasil. As poucas informações disponíveis concentram-se em riachos da região Sul do país. Estudos relacionados a história de vida, comportamento e estrutura populacional das espécies inseminadoras são imprescindíveis e ajudam a esclarecer aspectos da complexa e interessante trajetória evolutiva desses peixes com estratégias de vida tão peculiar (MALABARBA; WEITZMAN 1999; AZEVEDO et al., 2016). Assim, a proposta deste estudo foi obter dados referentes a biologia reprodutiva e estrutura populacional da espécie *M. microlepis* amplamente distribuída no rio Ubatiba, uma micro bacia costeira do Rio de Janeiro.

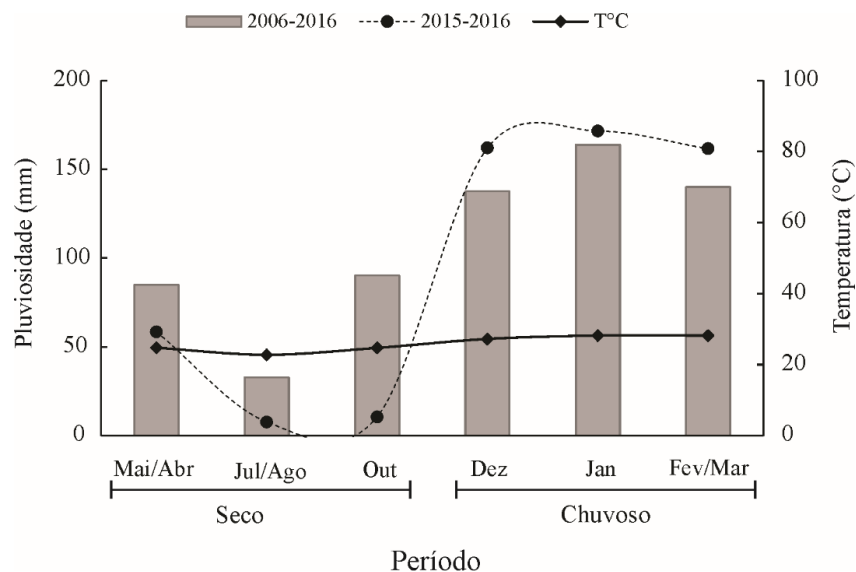
Considerando que os riachos costeiros da Mata Atlântica estão sujeitos a chuvas torrenciais imprevisíveis que frequentemente desestruturam os habitats locais (MAZZONI et al. 2002; LOBÓN-CERVIÀ et al., 2015), hipotetizamos que a reprodução de *M. microlepis* no rio Ubatiba, não apresenta variação sazonal e, assim, reproduz ao longo de todo o ciclo anual. Desta forma, a espécie garante que ao menos um evento reprodutivo ocorra sob condições ambientais favoráveis, permitindo então sua manutenção local.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Precipitação local

As análises de reprodução foram realizadas em seis períodos de coleta: três de seca (abril/maio; julho/agosto; outubro) e três de chuva: dezembro; janeiro e fevereiro/março (Figura 6). Para isto, dados históricos de pluviosidade (2006 a 2016) e durante o período estudado (2015 a 2016) foram obtidos no 6º distrito do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, RJ). Médias mensais da precipitação diária iguais ou superiores a 60 mm alteram o volume normal de água do rio Ubatiba e provocam distúrbios intermediários ou severos neste sistema (MAZZONI et al., 2002). O gráfico ombrotérmico mostra que, historicamente, os meses de dezembro a março apresentam maior índice de chuvas, enquanto para os meses de abril a agosto são marcados por estiagem, sendo abril/maio tipicamente de déficit hídrico (Figura 6). A pluviosidade no ano de estudo acompanhou o padrão histórico com pequenas diferenças na média, exceto para o mês de outubro, que foi atipicamente seco, acima da média mensal histórica.

Figura 6 - Diagrama ombrotérmico de Gaussen com valores totais diários de pluviosidade e temperatura média para os anos de 2006 a 2016 e durante o período de coleta entre os anos de 2015 e 2016



2.2.2 Coletas de dados

Três trechos de aproximadamente 50 m foram amostrados nas localidades S1u, S4u e S5U ao longo do gradiente longitudinal do rio Ubatiba (Figura 1). As coletas foram realizadas entre abril de 2015 e março de 2016, através da técnica da pesca elétrica (Mazzoni et al., 2000) com gerador de mochila (Backpack electrofisher; Smith-Root Technology for Fisheries Conservation). A pesca elétrica foi realizada com apenas uma passada. Em períodos de estiagem, as coletas foram feitas com o auxílio de redes de arrasto (malha de 0,5cm) nas áreas de poças. Aproximadamente 15 exemplares foram escolhidos aleatoriamente, por localidade e período amostral, totalizando 568 espécimes analisados.

Os peixes amostrados foram acondicionados em gelo para transporte, processados em laboratório, e obtidos os seguintes dados: i) comprimento padrão (Cp, cm); ii) peso total (Wt, gr); iii) sexo; iv) peso gonadal (Wg, gr) e v) estágio de maturação gonadal que corresponde a diferentes graus de desenvolvimento dos ovários e testículos e foram baseados em uma escala macroscópica de desenvolvimento gonadal que levou em consideração: irrigação vascular; coloração e ocupação relativa da gônada na cavidade abdominal; cor e tamanho dos ovócitos, para as fêmeas e liberação de esperma, para os machos. A partir desse critério foram reconhecidos os seguintes estádios: imaturo, maturação I, maturação II, maduro, desovado/esgotado, recuperação e recuperado. Os pesos dos peixes e das gônadas foram obtidos com o auxílio de uma balança analítica com precisão de três casas decimais (0,001 g).

Os ovários em diferentes estádios de maturação, foram fixados em solução Gilson (BAGENAL, 1978) por duas semanas e diariamente, agitados até a completa dissociação dos ovócitos. Posteriormente, os ovócitos foram lavados até a completa remoção das membranas ovarianas, em seguida, foram armazenados em álcool 70° GL para posterior medição e contagem.

2.2.3 Tipo de desova e fecundidade

A fecundidade foi determinada após a contagem de todos os ovócitos vitelogênicos dos 45 ovários maduros. A fecundidade relativa foi calculada por unidade de comprimento (Cp, cm), peso gonadal (Wg, g) e peso corporal (Wt, g). O tipo de desova foi avaliado conforme a

distribuição dos diâmetros dos ovócitos em diferentes estádios de maturação. Para isto, os ovócitos já dissociados dos ovários, foram processados em um ovocitômetro que consiste de telas com malhas de diferentes diâmetros (0,1 a 0,9 cm), dispostas em ordem crescente de malha, para a separação dos ovócitos de diferentes tamanhos. Os ovócitos retidos em cada tela foram contados com auxílio de um microscópio estereoscópio (50x). A distribuição de frequência percentual das diferentes classes de diâmetro dos ovócitos foi computada, para cada estádio gonadal, a partir da média do número de ovócitos de cada classe de diâmetro de cada estádio.

2.2.4 Estrutura em comprimento e peso

A estrutura da população foi avaliada para machos e fêmeas separadamente, com base no número de indivíduos distribuídos em classes de comprimento padrão. O teste-t de *Student* foi aplicado para verificar as diferenças de tamanho entre machos e fêmeas e para testar a hipótese de crescimento isométrico (PAULY, 1984; SOKAL; ROHLF, 1987). A relação peso/comprimento (Wt/Cp) foi estabelecida considerando dados logaritimizadas (Ln) de Wt e Cp. A relação entre estas variáveis foi estabelecida pelo método dos mínimos quadrados, sendo expressa através da seguinte equação linear: $\text{LnWt} = a + b \cdot \text{LnCp}$, onde: Wt é o peso corporal total do peixe, Cp o comprimento padrão, *a* é uma constante e *b* o expoente de crescimento ou o fator peso-comprimento.

2.2.5 Tamanho de primeira maturação

O tamanho médio da primeira maturação (L50) e o tamanho em que todos os indivíduos estão aptos a se reproduzirem (L100) foram estimados, para machos e fêmeas separadamente, através da frequência relativa acumulada de tamanhos para diferentes classes de tamanho (intervalos de 0,5 cm) conforme a metodologia proposta por Vazzoler (1996).

2.2.6 Proporção sexual

A proporção sexual foi expressa como a razão do número total de machos e o número total de fêmeas (VAZZOLER, 1996). A variação temporal da proporção sexual foi analisada entre os períodos coletados. Os desvios da proporção sexual 1:1 e a proporção sexual temporal (períodos 1, 2, 3, 4, 5 e 6) foram testados pelo χ^2 ($p < 0,05$) (ZARR, 1999).

2.2.7 Período reprodutivo

O período reprodutivo foi baseado na distribuição temporal da frequência dos estádios de maturação, bem como, a variação temporal do Índice Gonado Somático (IGS). Para isso, os estádios de maturação foram agrupados como segue: Jovens - indivíduos com tamanho inferior ao da 1ª maturação e com gônadas imaturas; Não Reprodutivos - indivíduos com tamanho superior ao da 1ª maturação e nos estádios maturação I, maturação II, recuperação e recuperado; Reprodutivos - indivíduos com tamanho superior ao da 1ª maturação e nos estádios maduro, desovado/esgotado. O Índice Gonado Somático (IGS) foi determinado de acordo com a proposta de Wootton et al. (1978), com base no modelo a seguir: $IGS = Wg/Wt * 100$. A análise de variância (ANOVA *One-Way*) foi aplicada para testar as diferenças dos valores médios do IGS nos diferentes momentos amostrais ($p < 0,05$).

Para analisar a intensidade da atividade reprodutiva para os diferentes períodos estudados, aplicamos o Índice de Atividade Reprodutiva (IAR - SUZUKI e AGOSTINHO, 1997), de acordo com o modelo a seguir:

$$IAR = \frac{\text{Ln } N_i \left(\frac{n_i}{\sum n_i} + \frac{n_i}{N_i} \right) * \left(\frac{IGS_i}{IGS_e} \right)}{\text{Ln } N_m \left(\frac{n_m}{\sum n_i} + 1 \right)} * 100$$

Onde: N_i = Número total de fêmeas na unidade amostral i (período); n_i = Número de fêmeas em reprodução na unidade amostral i ; N_m = Número total de fêmeas na maior unidade amostral i ; n_m = Número de fêmeas em reprodução nas unidades amostrais com maior valor de n ; levando

em consideração todo o conjunto das unidades amostrais; IGS_i = Média do IGS dos indivíduos em reprodução na unidade amostral com maior i ; IGS_e = Maior valor individual de IGS, considerando todas as unidades amostrais.

A atividade reprodutiva foi classificada em nula (quando $IAR \leq 2$), incipiente (quando $2 < IAR \leq 5$), moderada ($5 < IAR \leq 10$), intensa (quando $10 < IAR \leq 20$) e muito intensa (quando $IAR > 20$) (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997).

2.3

2.3 Resultados

2.3.1 Estrutura em comprimento e peso

Um total de 462 espécimes foram analisados, dentre estes 176 fêmeas, 207 machos e 79 jovens. A estrutura de tamanho da população de *Mimagoniates microlepis* indicou que as fêmeas e machos alcançaram comprimento padrão (Cp) máximo de 3,6 cm e 4,6 cm, respectivamente, indicando que as fêmeas foram menores que os machos.

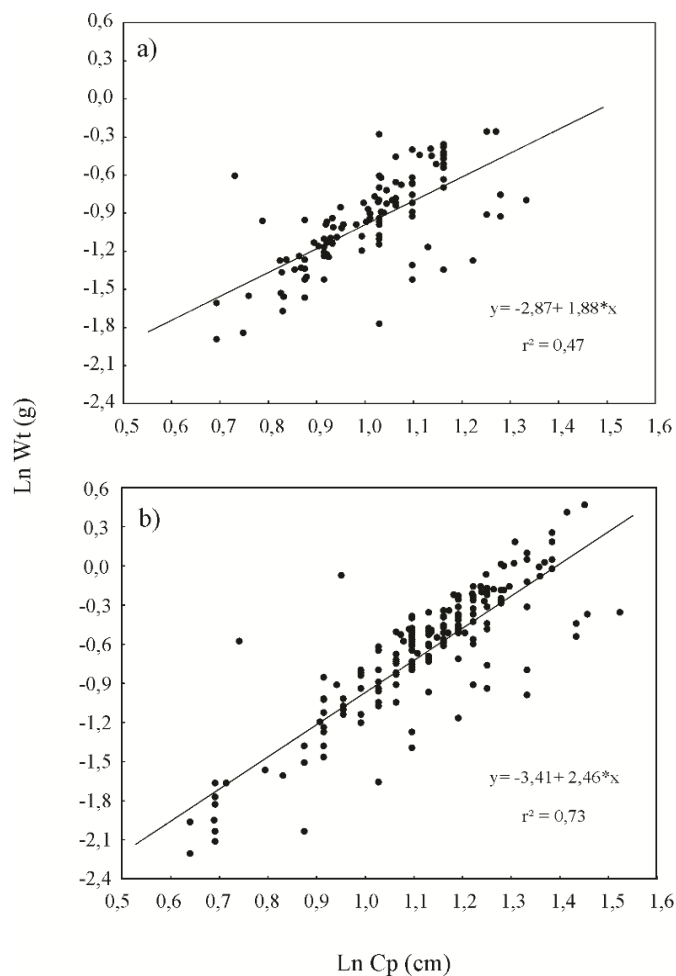
A variação do tamanho observada em diferentes classes de comprimento padrão foi significativa ($\chi^2_{\text{calc}} = 80,40$; $p < 0,05$; $GL = 7$) para fêmeas e machos. As fêmeas predominaram nas classes menores (2,0-2,5 e 2,5-3,0 cm), enquanto os machos predominaram nas classes maiores (2,5-3,0 e 3,0-3,5cm) (Tabela 2).

Tabela 2 - Distribuição do tamanho em classes de comprimento padrão de fêmeas e machos de *Mimagoniates microlepis* ao longo do rio Ubatiba, Maricá-RJ

		1,0 -1,5	1,5 -2,0	2,0 -2,5	2,5 -3,0	3,0 -3,5	3,5 -4,0	4,0 -4,5	4,5 -5,0
Fêmeas	n	1	5	59	108	37	7	0	0
	%	50,0	38,5	69,4	56,5	24,8	15,6	0,0	0,0
Machos	n	1	8	26	83	112	38	10	3
	%	50,0	61,5	30,6	43,5	75,2	84,4	100,0	100,0

O valor de Cp diferiu significativamente entre os sexos ($t= 9,02$; $p<0,05$; $GL= 334$). Sendo assim, foi possível estabelecer duas equações diferentes que explicam esta relação: $Wt = -2,87 + 1,88Cp$; $r^2=0,47$; $p<0,01$ para fêmeas (Figura 7a) e $Wt = -3,41 + 2,46Cp$; $r^2=0,77$; $p<0,01$ para machos (Figura 7b).

Figura 7 - Relações lineares entre peso-comprimento ($Wt \times Cp$) para fêmeas (a) e machos (b) de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá-RJ

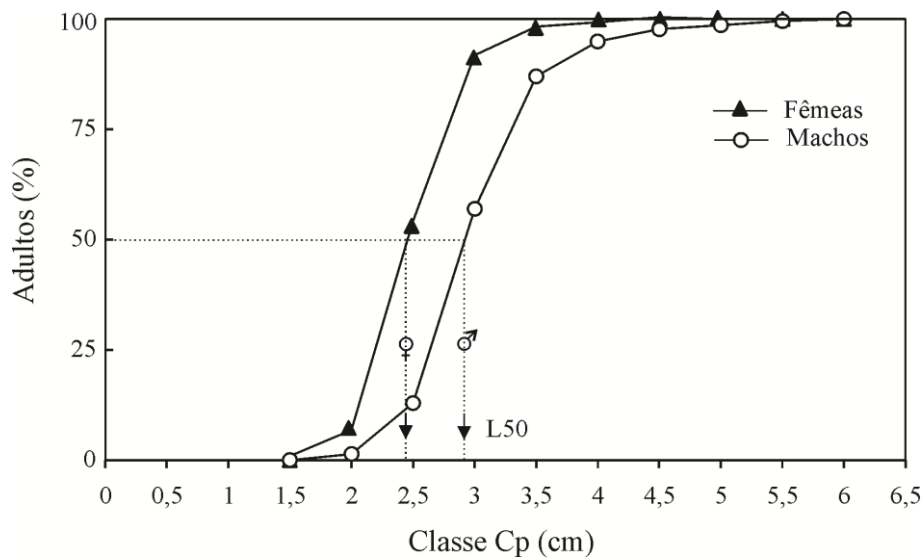


Os coeficientes de alometria das relações $Wt \times Cp$ de fêmeas e machos ($b = 1,88$ e $b = 2,46$, respectivamente) (Figura 7 a e b) foram significativamente diferentes de 3 ($t= 5,89$; $p<0,05$; $GL= 109$ e $t= 4,90$; $p<0,05$; $GL= 187$ para fêmeas e machos, respectivamente), indicando que o crescimento é alométrico negativo, ou seja, o incremento em peso é menor que o correspondente do comprimento ($b<3$).

2.3.2 Tamanho de primeira maturação

O tamanho de primeira maturação (L50) diferiu entre os sexos, sendo 2,4 cm para fêmeas e 2,9 cm para os machos (Figura 8).

Figura 8 - Distribuição da frequência do comprimento padrão (Cp) dos indivíduos adultos de fêmeas e machos de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá, RJ. A linha pontilhada indica o ponto médio da classe de comprimento padrão (Cp) do tamanho da primeira maturação (L50)



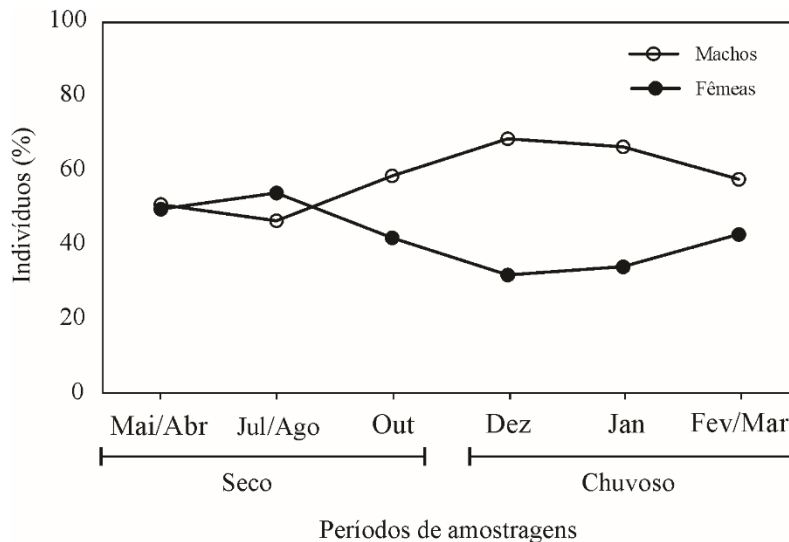
2.3.3 Proporção sexual

A proporção sexual para o período total não apresentou diferenças significativas do esperado 1:1 ($\chi^2_{\text{calc}} = 0,7$; GL= 1; $p > 0,05$), logo, a proporção sexual da espécie foi de 1:1 (macho:fêmea).

A análise da variação temporal da proporção sexual evidenciou que ocorrem diferenças significativas em dois períodos chuvosos do ano referentes aos meses de dezembro e janeiro, que apresentam declínio na frequência percentual das fêmeas (Figura 9). Logo, a proporção

sexual nestes períodos foi de 1:0,50 (machos: fêmeas) ($\chi^2_{\text{calc}} = 10,2$; GL= 1; $p < 0,05$ e $\chi^2_{\text{calc}} = 13,4$; GL= 1; $p < 0,05$, respectivamente).

Figura 9 - Variação temporal da proporção sexual de fêmeas e machos de *Mimagoniates microlepis* do rio Ubatiba, Maricá-RJ

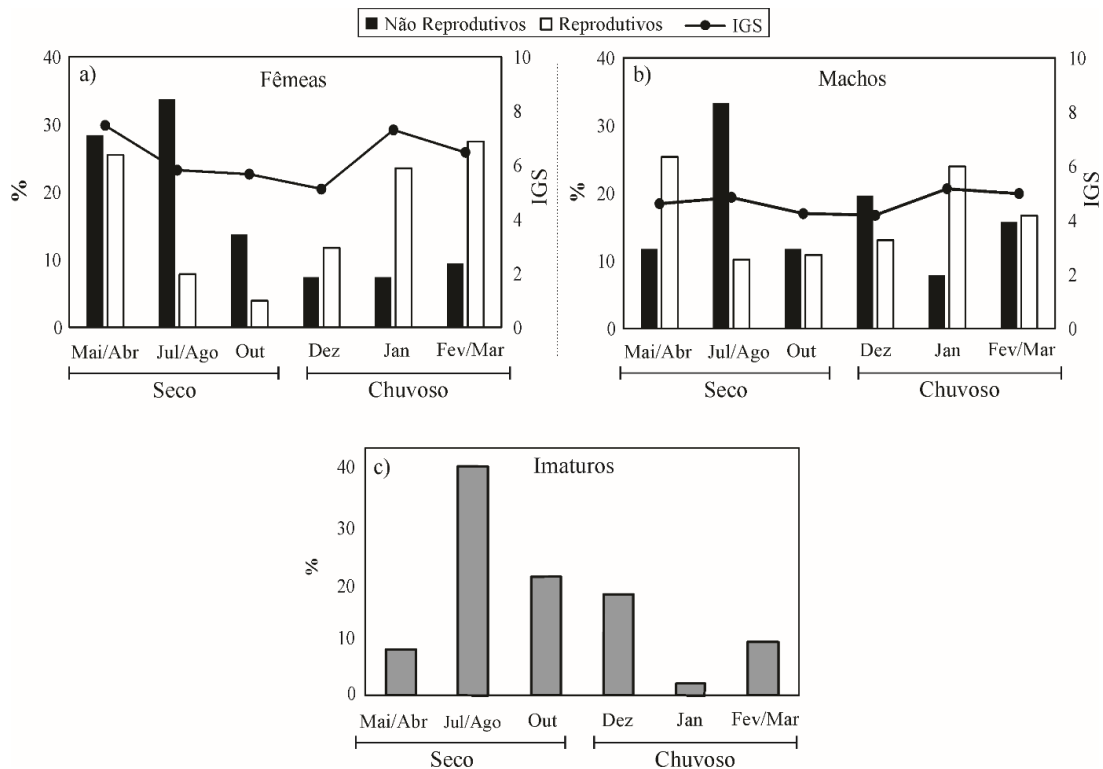


2.3.4 Período reprodutivo

A variação temporal dos estágios de maturação gonadal mostrou que os indivíduos reprodutivos ($C_p > L_{50}$) ocorrem durante todo o ciclo anual, com pequeno declínio na seca (julho a outubro). Isto é corroborado com o valor médio do IGS, indicando indivíduos reprodutivos ao longo de todo o ano (IGS > 6,5 e IGS > 4 para fêmeas e machos, respectivamente) (Figura 10a e b). Os valores de IGS testados pela análise de variância (ANOVA) não apresentaram diferenças significativas tanto para os indivíduos machos ($F = 0,45$; $p > 0,05$; GL= 5) como para as fêmeas ($F = 1,25$; $p > 0,05$; GL= 5).

Indivíduos imaturos ($C_p < L_{50}$) apresentaram alta frequência no período seco, de julho a outubro e no período chuvoso em dezembro. O declínio na frequência dos indivíduos imaturos (indivíduos jovens: $C_p < L_{50}$), corresponde aos períodos com maior frequência de indivíduos reprodutivos (Figura 10c).

Figura 10 - Variação temporal da frequência dos estágios gonadais e valor médio do Índice Gonado Sômatico (IGS) de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá-RJ



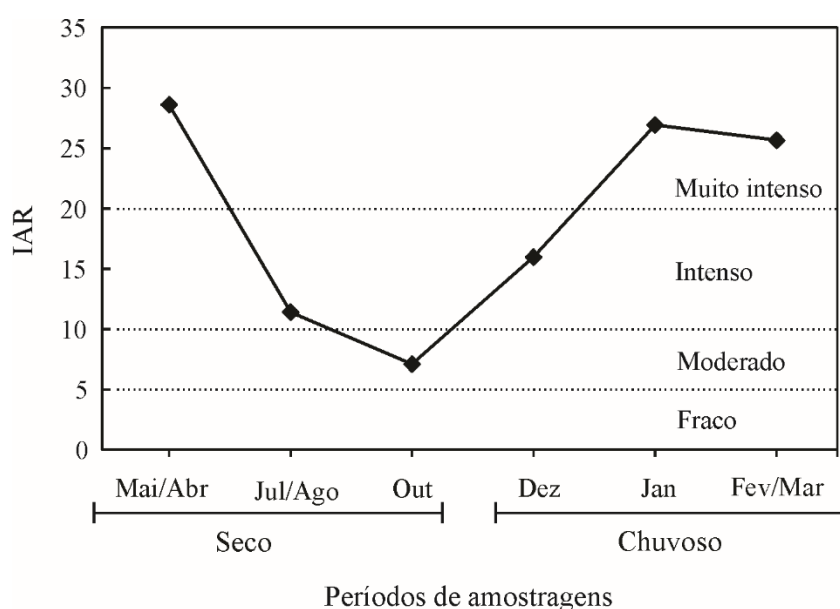
Valores médios e máximos de IGS em diferentes estágios de maturação foram maiores entre as fêmeas de *Mimagoniates microlepis* (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores do Índice Gonado Somatico (IGS) de fêmeas e machos de *Mimagoniates microlepis* em diferentes estádios de maturação gonadal no rio Ubatiba, Maricá-RJ

FÊMEAS			
Estágio	Média	Desvio Padrão	Máximo
Imaturo	0,50	0,17	0,84
Maturação I	2,57	1,58	5,39
Maturação II	6,17	2,23	11,52
Maduro	8,49	4,00	18,04
Desovado	5,18	3,45	8,00
Recuperação	5,92	1,91	7,88
Recuperado	8,04	3,89	14,50
Esgotado	2,21	3,45	3,29
MACHOS			
Estágio	Média	Desvio Padrão	Máximo
Imaturo	0,63	0,22	0,1
Maturação	2,79	1,33	4,78
Maduro	5,02	2,39	15,38
Recuperação	3,44	1,72	3,61
Recuperado	5,00	2,81	9,00
Esgotado	2,25	1,33	5,17

Os valores do Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) registrados foram maiores em todos os meses de chuva referentes aos meses de dezembro a março, variando de intenso (IAR=16) a muito intenso (IAR=26-29). Na seca, nos meses de julho a outubro os valores de IAR declinaram, variando de intenso a moderado (IAR= 11 e 7, respectivamente) (Figura 11). Os maiores valores encontrados de IAR e também do IGS, correspondem aos meses chuvosos no período de coleta: abril a maio e janeiro a março (ver gráfico de pluviosidade na Figura 6).

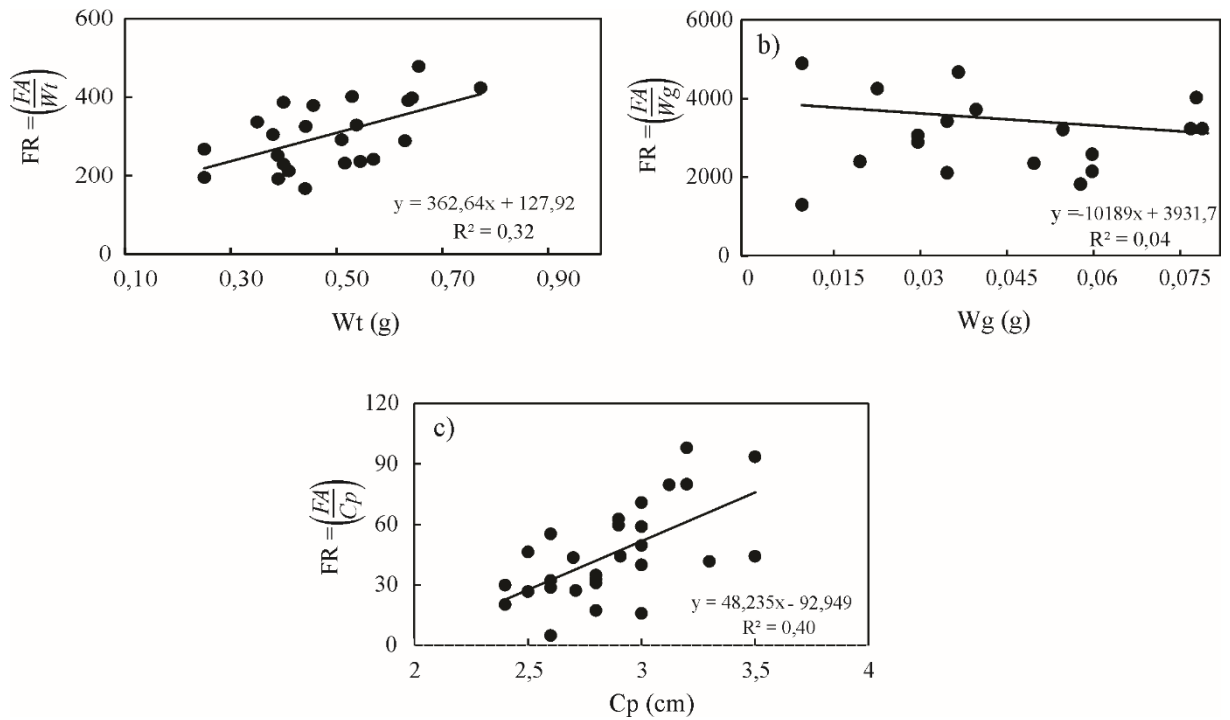
Figura 11 - Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) de *Mimagoniates microlepis* em períodos de seca e chuva no rio Ubatiba, Maricá-RJ



2.3.5 Fecundidade

A Fecundidade absoluta (número total de ovócitos vitelogênicos) variou de 50 a 328 ovócitos para as fêmeas maduras de 2,4 a 3,5 cm (Cp), respectivamente. A média de ovócitos por peixe foi de $142 \pm 8,8$. A fecundidade relativa calculada apresentou relações lineares significativas com o comprimento padrão (Cp) e peso corporal (Wt) ($p < 0,05$) (Figura 12). A fecundidade relativa variou de 114 para 479 ovos por grama de peixe, com um valor médio de $300 \pm 9,43$ ovos/gr.

Figura 12 - Relações lineares entre fecundidade relativa e peso total do peixe (Wt, a), peso da gônada (Wg, b) e comprimento padrão (Cp, c) de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá, RJ

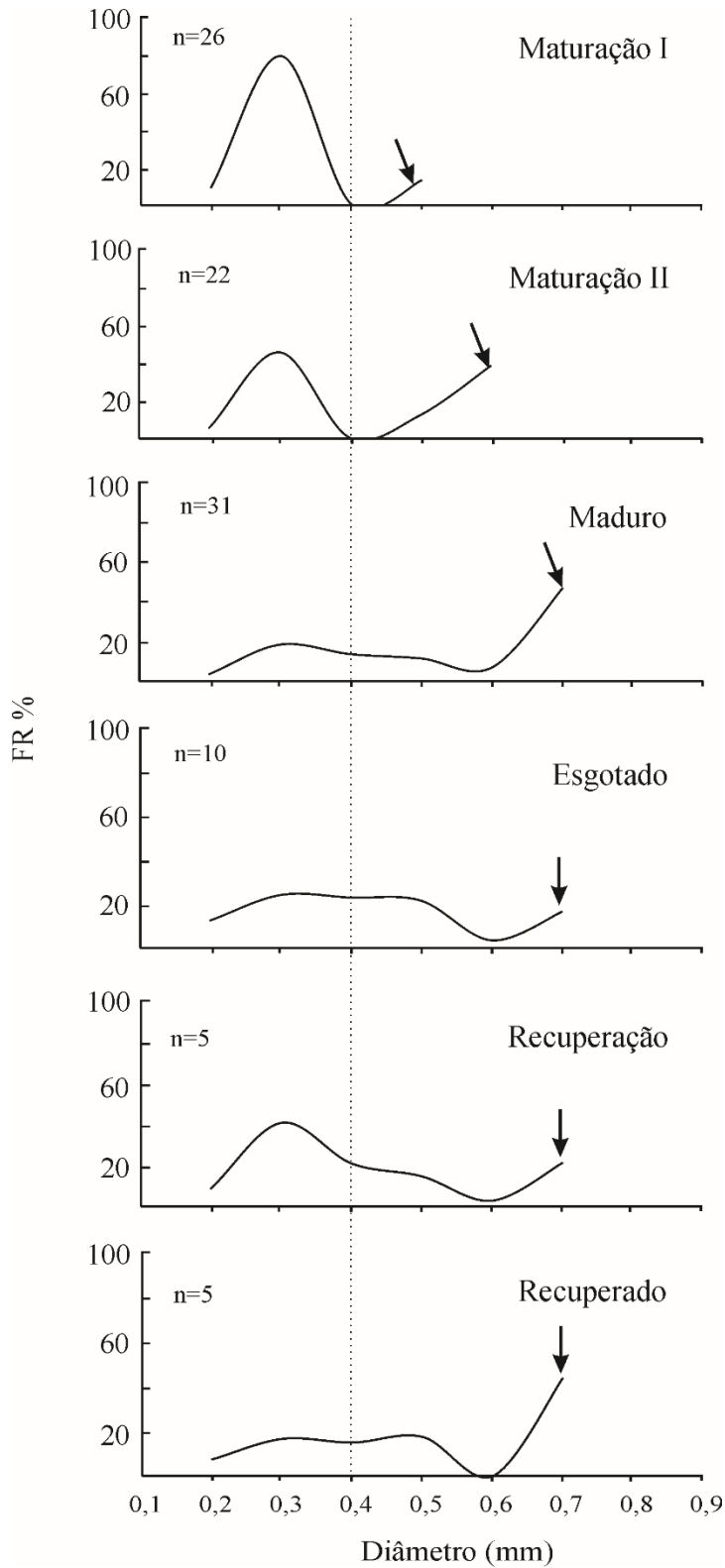


Legenda: Fecundidade absoluta (FA) e Fecundidade Relativa (FR)

2.3.6 Tipo de desova

A distribuição do diâmetro dos ovócitos apresenta um padrão de distribuição unimodal, o que caracteriza, desova total da espécie (Figura 13). O estágio de maturação I apresenta uma moda de ovócitos com diâmetro de 0,3 mm. A evolução desta moda foi observada em ovários de maturação II e maduros, 0,6 e 0,7 mm, respectivamente.

Figura 13 - Distribuição do tamanho de ovócitos de *Mimagoniates microlepis* em diferentes estágios de maturação no rio Ubatiba, Maricá RJ



Legenda: A moda de 0,2 a 0,4 mm representa as células estoque

2.4 Discussão

Segundo Wootton (1990), a estratégia reprodutiva das espécies de peixes é um complexo de atributos reprodutivos resultado do emprego de diferentes táticas em resposta as mudanças do ambiente. À priori, sugerimos que o conjunto de características que delinea a estratégia reprodutiva de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba é resposta de adaptações às restrições ambientais que prevalecem nesses ambientes.

2.4.1 Estrutura populacional

A partir da relação W_t versus C_p , é possível avaliar o tipo de crescimento relativo da espécie. O coeficiente angular (b) oriundo desta relação, apresenta valores que variam de 2,5 a 4, sendo que, assume-se um valor hipotético de 3 para um “peixe ótimo”, que mantém a mesma forma corporal durante o desenvolvimento ontogenético. Valores acima ou abaixo de 3, indicam que ao longo do crescimento, os indivíduos se tornam mais arredondados ($b > 3$) ou mais longilíneos ($b < 3$) (LE-CREN, 1951). O crescimento de ambos os sexos de *M. microlepis*, apresentou alometria negativa, ou seja, o ganho em peso é menor que o crescimento. Estes resultados corroboram os encontrados por Braga et al. (2007; 2013) para a mesma espécie em um rio costeiro da bacia de Paranaguá, o rio Ribeirão. Em contrapartida, para um rio de planalto (rio Piraquara), os autores constataram diferenças no perfil de crescimento entre os sexos da espécie de *M. microlepis*, onde machos apresentaram crescimento isométrico e fêmeas, alométrico positivo. É provável que estas diferenças na trajetória do crescimento da espécie sejam reflexos da disponibilidade de seus recursos alimentares dentre outras condições ambientais que caracterizam estes diferentes ambientes de riachos. No rio Ubatiba, sugerimos que o maior investimento em crescimento de *M. microlepis* seja uma adaptação para facilitar sua manobrabilidade na captura de suas presas preferidas. Isto é apoiado pelas observações de Castro e Sabino (1990), em que observaram táticas elaboradas na detecção e captura de suas presas (insetos alóctones), como nados sinuosos e rápidas arremetidas, além da boa habilidade em catar itens arrastados pela correnteza. Por fim, as evidências que temos é que a forma da relação $W_t \times C_p$ e seu respectivo valor de b , não é constante para uma dada espécie como mencionado por Barbieri e Barbieri (1983), mas podem refletir o efeito de diferentes fatores

como por exemplo: condição ambiental, preferência alimentar, estado nutricional, fase de desenvolvimento além de diferenças sexuais no crescimento (FROESE, 2006, KARACHLE; STERGIU, 2012).

Diferenças sexuais no tamanho do corpo e nas relações corporais entre peso e comprimento, são formas mais frequentes de detectar o dimorfismo sexual entre os peixes (NIKOLSKY, 1963). Neste estudo, foi constatado dimorfismo sexual para *M. microlepis*: os machos em geral, são maiores que as fêmeas. Este resultado confere com outros trabalhos sobre a espécie em outras bacias hidrográficas (BRAGA et al., 2006; 2007; 2008 e 2012). No entanto, o dimorfismo sexual só é perceptível quando os machos apresentam tamanhos próximos ao de sua primeira maturação ($\approx 2,9$ cm), os quais possuem uma estrutura glandular na base da nadadeira caudal. De um modo geral, os machos adultos das espécies de Glandulocaudinae a qual pertence *M. microlepis*, apresentam considerável dimorfismo sexual e uma grande variedade de características sexuais secundárias (WEITZMAN; MALABARBA 1998; MALABARBA; WEITZMAN, 1999) associadas ao complexo comportamento de corte da espécie (NELSON, 1964; BURNS et al., 1995). Presume-se que durante os processos de corte, esta estrutura glandular hipertrofiada na base da nadadeira caudal funciona como um tipo de bomba de feromônios usada para atrair as fêmeas (WEITZMAN; BURNS, 1995; WEITZMAN; MENEZES, 1998; CASTRO et al., 2003) e assim, garantir o sucesso da inseminação (NELSON, 1964).

A característica inseminadora das espécies de Glandulocaudinae, incluindo *Mimagoniates* é confirmada pela presença de células espermáticas em ovários das fêmeas (BURNS et al. 1995; AZEVEDO et al., 2000). Segundo Azevedo et al. (2000) os processos de corte e inseminação se iniciam antes mesmo dos ovários estarem maduros. Entretanto, o momento exato da fertilização, se ocorre interna ou externamente, antes ou durante a ovulação, não é bem esclarecido para a maioria das espécies do grupo, incluindo *M. microlepis*.

Para Burns et al. (1995) uma das vantagens da inseminação é permitir a separação temporal dos eventos de transferência de espermatozoides e o momento da desova, sugerindo que a ovoposição aconteça em condições ambientais favoráveis à sobrevivência da prole. Se isto for verdade para *M. microlepis*, pode explicar a variação temporal de sua proporção sexual no rio Ubatiba, onde observamos uma diminuição significativa na proporção das fêmeas durante o período chuvoso. Considerando que a postura dos ovos acontece em substratos específicos (face abaxial das folhas) (NELSON, 1964; FUKAKUSA, 2011), sugerimos que no auge do processo reprodutivo (durante as chuvas) as fêmeas estão mais dispersas em contato com estes locais e então, menos sujeitas à captura. Já Braga et al. (2006), sugerem que a

competição dos machos de *M. microlepis* para o acesso às fêmeas no período reprodutivo, os tornam mais conspícuos e vulneráveis à captura, alterando assim, a proporção a seu favor. Além do emprego diferenciado das táticas reprodutivas entre os sexos, outros mecanismos podem estar relacionados a alterações na proporção sexual, tais como, erros de amostragens que podem fazer que um sexo pareça mais abundante que o outro, diferenças sexuais na mortalidade (ARENDRT et al., 2014), que podem resultar no predomínio do sexo de maior sobrevivência, ou crescimento diferenciado entre machos e fêmeas que levam à variações na proporção sexual em diferentes fases de desenvolvimento da espécie (LIU et al., 2013; FRYXELL et al., 2015).

Neste estudo, as fêmeas de *M. microlepis* foram ausentes nas maiores classes de tamanho. O maior esforço reprodutivo das fêmeas (Figura 10a) somado ao tamanho de primeira maturação que antecede aos machos (cerca de 2,4 cm para fêmeas e 2,9 para os machos) podem ser a razão para esta diferença na estrutura de tamanho. Diferenças na estrutura de tamanho também foi evidenciada para outros characídeos do rio Ubatiba, como o *Characidium* sp. e *Astyanax janeiroensis*, porém, as fêmeas foram maiores que os machos reflexo de sua maturação mais tardia (Mazzoni et al., 2002; 2004). Uma análise comparativa com outras populações de *M. microlepis*, mostrou o mesmo padrão: fêmeas maturando antecipadamente aos machos (BRAGA et al., 2008; 2013). Porém, os tamanhos de primeira maturação foram superiores aos encontrados no presente estudo, provavelmente, devido as maiores classes de Cp registrados para estas populações (5 e 7 cm para machos e fêmeas, respectivamente). Para Stearns e Crandall (1984), a chegada à maturidade sexual corresponde a uma condição demográfica particular, em que a taxa de crescimento reduzida é reflexo do aumento da mortalidade dos adultos. Em tal condição, os indivíduos tendem a maturar mais cedo para aumentar as chances de sobrevivência dos jovens frente a mudanças nas condições do ambiente. Entretanto, o caráter adaptativo da maturação precoce pode ter um custo adicional em relação à fecundidade, que de modo geral é proporcional ao tamanho do peixe (NIKOLSKY, 1963). A chegada à maturidade sexual da *M. microlepis* num tamanho precoce, poderia ser explicada como uma adaptação para lidar com adversidades ambientais e então, garantir a sua sobrevivência.

2.4.2 Biologia reprodutiva

As fecundidades absolutas e relativas encontradas neste estudo para *M. microlepis* variaram de 50 a 328 ovócitos/fêmea e 114 a 479 ovócitos/g (unidades de peso corporal do peixe), respectivamente. Estes resultados estão próximos ao que foi encontrado para *M. microlepis* e sua congênere *M. rheocharis* cuja fecundidade relativa variou de 170-470 ovócitos/g de peso corporal) em riachos da localidade de Maquiné e Tramandaí no Rio Grande do Sul (AZEVEDO et al., 2016; LAMPERT; AZEVEDO, 2018;). A fecundidade de *M. microlepis* é relativamente baixa comparada a outros characideos, como por exemplo *Characidium* sp., 1.342 a 5.535 ovócitos/fêmea (MAZZONI et al., 2002), *Astyanax janeiroensis*, 3169 a 18714 ovócitos/fêmea (MAZZONI et al., 2005), *Hyphessobrycon anisitsi*, *H. bifasciatus* e *H. eques*, 150 a 2040 ovócitos/fêmea. Baixas fecundidades parecem ser comuns entre as espécies dos Glandulocaudinaes, sendo atribuídas à existência de inseminação, que garantiria a fecundação da maioria dos ovócitos, mesmo apesar de sua baixa produção (AZEVEDO et al., 2000; LAMPERT; AZEVEDO, 2018).

A fecundidade relativa variou significativamente com o comprimento e peso corporal de *M. microlepis*, indicando que fêmeas maiores tendem a produzir mais ovos por unidade de comprimento e de massa corporal. Este mesmo padrão foi constatado para outras espécies de Characidae do rio Ubatiba como o *Astyanax janeiroensis*, *Characidium* sp., *A. hastatus* e *Geophagus brasiliensis* (MAZZONI; PETITO, 1999; MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; MAZZONI et al., 2002; 2005). Enquanto que nas fêmeas o maior tamanho e peso corporal refletem na maior produção de ovos, nos machos, está relacionado com a competição reprodutiva com outros machos, ou seja, na seleção de fêmeas (NIKOLSKY, 1963; ENDLER, 1983; MORITA et al., 1999). Além do tamanho corporal, estudos mostram que a fecundidade pode variar em relação à quantidade de chuvas, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água e disponibilidade de alimento (KOSLOW et al., 1995; LIU et al., 2013). A atuação conjunta desses fatores, em condições ambientais adequadas reduzem a incidência de atresia que é reabsorção dos ovócitos não viabilizados para a fertilização (FONTELES-FILHO (1989), contribuindo assim, com o processo reprodutivo das espécies.

A atividade reprodutiva de *M. microlepis* no rio Ubatiba foi observada ao longo de todo o ano. Este padrão é semelhante ao encontrado para outras espécies do rio Ubatiba (ex., MENEZES e CARAMASCHI, 2000; MAZZONI e IGLESIAS-RIOS, 2002; MAZZONI e PETITO, 1999). Braga et al. (2006), os quais verificaram que o período reprodutivo de *M.*

microlepis do rio Colônia Pereira, no Paraná, ocorre durante a primavera e o verão, sincronizado com o regime de chuva na região. Em outros riachos da bacia de Paranaguá e do alto rio Iguaçu, também no Paraná, a reprodução de *M. microlepis* foi restrita às estações de inverno e primavera (BRAGA et al., 2008; 2013). Em riachos de bacias do Rio Grande do Sul, o período reprodutivo da espécie foi semelhante à deste estudo, apresentado altos valores de IGS durante todo o ano (LAMPERT; AZEVEDO, 2018). Os resultados aqui apresentados corroboram a hipótese de que a reprodução de *M. microlepis* não apresenta variação sazonal, mas ocorre ao longo de todo o ciclo anual. Dessa forma assegura que ao menos um evento reprodutivo ocorra sob condições favoráveis à sobrevivência de sua prole, dado a alta estocasticidade do rio Ubatiba. Esse investimento contínuo na reprodução, além de permitir que a espécie “drible” as condições locais, nos faz presumir também que seja resposta de adaptação evolutiva (além da característica inseminadora), que compense a baixa produção de ovócitos constatado para a espécie.

Embora o IAR tenha revelado alta atividade reprodutiva em todos os períodos estudados (corroborando com o IGS), nota-se valores um pouco mais altos nos meses chuvosos (Figura 11), mostrando que a reprodução também acompanha o regime de chuvas local. As chuvas são apontadas na literatura como gatilhos que dão início aos processos de desova de muitas espécies de peixes, uma resposta adaptativa afim de promover o carreamento de seus ovos e larvas para áreas de desenvolvimento (ENDLER, 1983; LOWE-McCONNELL, 1987; CUNICO et al., 2002; NASCIMENTO; NAKATANI, 2005, LIMA et al., 2013). Por isto, é comum encontrar peixes em fases bem iniciais de desenvolvimento (ovos e larvas) em meses chuvosos (SILVA et al., 2011; LIMA et al., 2013). No meses de seca, estas formas larvais provavelmente já terão se desenvolvido e o que predomina, são os estágios jovens. Por isto, constatamos uma maior frequência percentual de jovens nos meses de seca.

A distribuição de ovócitos aqui analisada, revela uma estratégia de desova total das fêmeas de *M. microlepis* do rio Ubatiba. Nota-se um desenvolvimento ovocitário sincrônico em dois grupos, sendo o primeiro grupo o de estoque reserva com diâmetros menores que 0,4mm, e o segundo grupo (quando ocorre a vitelogênese) que evolui a partir desse estoque até a fase madura (0,7 a 0,8mm). Este mesmo padrão corrobora ao que foi encontrado para a espécie em outras bacias (LAMPERT; AZEVEDO 2018). A princípio, como não há restrições sazonais isto parece ser contraditório, mas, é possível que uma única fêmea desove mais de uma vez num curto intervalo de tempo. De acordo com Mazzoni et al. (2002), a maioria das espécies estudadas no rio Ubatiba, apresenta estratégia de desova total sugerindo que recrutamento e

desenvolvimento oocitário dessas espécies é rápido e contínuo. Esta suposição é também apoiada por Lampert e Azevedo (2018) para as espécies de *Mimagoniates*.

Em síntese, nossa observação corrobora a hipótese deste estudo de que a reprodução da espécie não obedece um padrão sazonal como registrado em outras bacias, mas, ocorre ao longo de todo o ciclo anual. Constatamos também que machos e fêmeas diferem no emprego de suas táticas reprodutivas. As fêmeas parecem investir mais na reprodução que os machos, e, isto é refletido em tamanho precoce de primeira maturação e altos valores de IGS (>5). Diferenças sexuais no tamanho de primeira maturação parecem ser determinantes na estrutura de tamanho da população. Comparado a outros Characideos, a fecundidade foi baixa. Por outro lado, foi consistente ao que foi registrado para a espécie em outras bacias hidrográficas. O tipo de desova foi total. Como não há padrões de sazonalidade na reprodução, é possível que haja mais de um ciclo de maturação gonadal dentro de um ano (LAMPERT; AZEVEDO 2018).

2.5 Referências

ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: Ecological Patterns and Conservation. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Eds.) Changing Diversity in Changing Environment. Rijeka, Intech, pp. 259-282, 2011.

ARANHA, J. M.; CARAMASCHI, E.P. Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 16, n. 1., p.637-651, 1999.

ARENDRT, J.D.; REZNICK, D.N.; LÓPEZ-SEPULCRE A. Replicated origin of female-biased adult sex ratio in introduced populations of the Trinidadian Guppy (*Poecilia reticulata*) Evolution v. 68, n. 8, p. 2343-2356, June 2014.

AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B.; MALABARBA, L.R. Reproductive strategies in two inseminating species of Glandulocaudini, *Mimagoniates microlepis* and *Mimagoniates rheocharis* (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). Journal of Fish Biology, v. 89, n. 1, p. 431-444, January 2016.

AZEVEDO, M.A.; MALABARBA, L.R.; FIALHO, C.B. Reproductive biology of the inseminated Glandulocaudinae *Diapoma speculiferum* Cope (Acinopterygii: Characidae). Copeia, Rio Grande do Sul, v. 58, n. 4, p. 983-989, 2000.

BAGENAL, T.B. Aspects of fish fecundity. In: BAGENAL, T.B. (ed.). Methods for the assesment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific Publications, IBP, n. 3, 1978.

BAGENAL, T.B.; BRAUM, E. Eggs and early life history. In: W. E. Ricker (ed.), Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific Publications, IBP n. 3, pp. 166-198, 1971.

BARBIERI, G. BARBIERI, M.C. Dinâmica da reprodução de *Gymnotus carapo* na represa do Lobo, Estado de São Paulo Influência de fatores abióticos. (Pisces, Gymnotidae). Tropical Ecology, São Paulo, 24(2), 244-259, 1983.

BRAGA, M.R.; ARANHA, J.M.R.; VITULE, J.R.S. Reproduction period of *Mimagoniatesmicrolepis*, from an Atlantic Forest stream in southern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, v. 51, n. 2, p. 345-351, Mar./Apr. 2008.

BRAGA, M.R.; MENEZES, M.S; ARANHA, J.M.R. Táticas reprodutivas de *Mimagoniates* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) no rio Colônia Pereira, Paranaguá, Paraná. Estudos de Biologia, v. 28, n. 65, p. 15-22, out./dez. 2006.

BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S; ARANHA, J.M.R. Estrutura populacional de *Mimagoniates* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho de Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). Acta Biológica Paranaense, Curitiba, v. 36, n. 1-4, p. 67-81, 2007.

BRAGA, R.R.; BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S. 2012. Population structure and reproduction of *Mimagoniates* with a new hypothesis of ontogenetic migration: Implications for stream fish conservation in the Neotropics. Environmental Biology of Fishes, v. 96, n.1, p. 21-31, May 2013.

BURNS, J.R.; WEITZMAN, S.H.; GRIER, J.H., MENEZES, N. Internal fertilization, testis and sperm morphology in Glandulocaudinae fishes (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae). Journal of Morphology, v. 224, n. 2, p. 131-145, May 1995.

CASTRO, R.M.C.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; MELO, A.L.A. *Lophiobrycon weitzmani*, a new genus and species of glandulocaudine fish (Characiformes: Characidae) from the rio Grande drainage, upper rio Paraná system, southeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, Porto Alegre, v. 1, n. 1, p. 11-19, July/Sept. 2003.

CUNICO, A.M.; GRAÇA, W.J.; VERÍSSIMO, S.; BINI, L.M. Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá, Acta Scientiarum, v. 24, n. 2, p. 383-389, 2002.

ENDLER, J.A. Natural and sexual selection on color patterns in poeciliid fishes. Environmental Biology of Fishes, v. 9, n. 2, p. 173-190, September 1983.

FONTELES-FILHO, A.A. Recursos pesqueiros. Biologia e dinâmica populacional. Fortaleza, Imprensa Oficial do Ceará, pp 296, 1989.

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology, v. 22, n.4, p. 241-253, July 2006.

FRYXELL, D.C.; ARNETT, H.A.; APGAR, T.M.; KINNISON, M.T.; PALKOVACS, E.P. Sex ratio variation shapes the ecological effects of a globally introduced freshwater fish. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 282, p. 1-8, September 2015.

FUKAKUSA, CLAYTON KUNIO. Comportamentos reprodutivos em *Mimagoniates inequalis* (Eigenmann, 1911) (Characidae: Stevardiinae: Glandulocaudini). 25f. Monografia para bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

KARACHLE, P.K.; STERGIOU, K.I. Morphometrics and allometry in fishes. Morphometrics. WAHL, C. (Ed.). School of Biology A.U.Th. In Tech. p.65-86, 2012.

KOSLOW, J.A.; BELL, J.; VIRTUE, P.; SMITH, D.C. Fecundity and its variability in orange roughy: effects of population density, condition, egg size, and senescence. Journal of Fish Biology, v. 47, p. 1063-1080, December 1995.

LAMPERT, V. R.; AZEVEDO, M. A. Non-seasonal reproduction in inseminating species of *Mimagoniates* (Characidae, Characiformes) from southern Brazil, São Paulo, Papéis Avulsos de Zoologia, v. 58, n. e20185802, February 2018.

LAMPERT, V.R.; AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B. Hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* STEINDACHNER, 1876 (Characidae: Glandulocaudinae) do canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha, Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Porto Alegre, v. 16, n. 1, p. 3-16. 2003.

LE-CREN, E.D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and conditions in the perch *Perca fluviatilis*. The Journal of Animal Ecology, v. 20, n. 2, p. 201-219, November 1951.

LIMA, A.F.; MAKRAKIS, M.C.; SARAI, P.S.; AZEVEDO, A.V.; MAKRAKIS, S.; ASSUMPÇÃO, L.; ANDRADE, F.F.; PINHEIRO-DIAS, J.H. Padrões de distribuição e ocorrência espaço-temporal de ovos e larvas de peixes nos rios Pardo e Anhanduí, bacia do alto rio Paraná, Brasil. Revista brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 7-13, Jan./Mar. 2012.

LIU, C.; GAO, X.; WANG, H.; LIU, H.; CAO, W.; DANLEY, P.D. Reproductive characteristics of *Ancherythroculter nigrocauda*, an endemic fish in the upper Yangtze River, China. Fisheries Science, v. 79, n. 5, p. 799-806, August 2013.

LOWE-McCONNELL, R.H. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press, pp 382, 1987.

MALABARBA, L. R.; WEITZMAN S. H. A new genus and new species of South American fishes (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae) with a derived caudal fin, together with comments on internally inseminated cheirodontines. Proceedings of the Biological Society of Washington, v. 112, n. 2, p. 410-432, 1999.

MAZZONI, R. MENDONÇA, R.S.; CARAMASCHI, É.P. Reproductive biology of *Astyanax janiroensis* (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá, RJ, Brazil. Brazilian Journal Biology, São Carlos, v. 65, n. 4, p. 643-649, November 2005.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI E.P.; FENERICH-VERANI. Reproductive Biology of a Characidiinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá-RJ. Brazilian Journal of Biology, São Carlos, v. 62, n. 3, p. 487–494, 2002.

MAZZONI, R.; PETITO, J. Reproductive biology of a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) of the Ubatiba fluvial system, Maricá-RJ. Brazilian Archives of Biology and Technology, 42: 455–461, 1999.

MAZZONI, R; IGLESIAS-RIOS, R. Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. Journal of Fish Biology, 61: 1606-1618, August 2002.

MAZZONI, R; LOBÒN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage : the river Ubatiba in the Serra do Mar, Southeast Brazil. Ecography, v. 23: n.5, p. 588-602, October 2000.

MAZZONI. R.; SILVA, A.P.F. Da. Aspectos da história de vida de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes, Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 228-233, Março 2006.

MENEZES, M.S. De; CARAMASCHI, É.P. Longitudinal distribution of *Hypostomus punctatus* (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 229-233, 2000.

MENEZES, N.A. Estudo de caso: sub-família Glandulocaudine (Teleostei: Characiformes, Characidae). In: Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil. Maringá: Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia, Editora da Universidade Estadual de Maringá. pp 39-41, 1992.

MENEZES, N.A.; RIBEIRO, A.C.; WEITZMAN, S.; TORRES, R.A. Biogeography of Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae) revisited: phylogenetic patterns, historical geology and genetic connectivity. Zootaxa, n. 1726, p. 33-48, October 2008.

MORITA, M.T.; TANAKA, Y.; KODAMA, T.S.; KYOGOKU, Y.; YANAGI, H.; YURA, T. Translational induction of heat shock transcription factor σ^{32} : evidence for a built-in RNA thermosensor. Genes and Development, v. 13, n. 6, p. 655-665, January 1999.

NASCIMENTO, F., NAKATANI, K. Variação temporal e espacial de ovos e de larvas das espécies de interesse para a pesca na sub-bacia do rio Miranda, Pantanal, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. Maringá, Acta Scientiarum, v. 27, n. 3, p. 251-258, July/Sept., 2005.

NELSON, K. Behaviour and morphology in the Glandulocaudinae fishes (Ostariophysi, Characidae). University of California: Publications in Zoology, v. 75, n. 2, p. 59-102, 1964.

NIKOLSKY, G.V. The Ecology of Fishes. Academic Press, London, 352 p. 1963.

PAULY, D. Editorial: Fishbase Section. NAGA, The ICLARMQ, 16(2-3):26, 1993.

PAULY, D. Fish population dynamic in tropical waters: A manual for use with programmable calculators. ICLARM. Living Aquatic Resources Management, Manila. 1984.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS-JUNIOR, C.J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 2003.

SANT'ANNA, J.F.M.; ALMEIDA, M.C.; VICARI, M.R.; SHIBATTA, O.A.; ARTONI, R.F. Levantamento rápido de peixes em uma lagoa marginal do rio Imbituva na bacia do alto rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Ciências Biológicas e da Saúde*, v. 12, n. 1, p. 39-46, February 2006.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. *Introduction to Biostatistics*. 2nd ed. New York, Freeman. 1987.

STEARNS, S.C. Life history tactics: a review of the ideas. *Quarterly Review in Biology*, v. 51, n. 1, p. 3-47, March 1976.

STEARNS, S.C., CRANDALL, R.E. Plasticity for age and size at sexual maturity: a life-history response to unavoidable stress. In: POTTS, G.W.; WOOTTON, R.J. (Eds). *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*. London: Academic Press. 1984.

STUDENT B. The probable error of a mean. *Biometrika*, v. 6, n. 1, p. 1-25, March 1908.

SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. *Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo*. Maringá. Eduem, 163-182, 1997.

SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A.; WINEMILLER, K.O. Relationship between oocyte morphology and reproductive strategy in loriciid catfishes of the Paraná River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 57, n. 3, 791-807, April 2000.

VAZZOLER, A.E.A.M. *Biologia e Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. Maringá: EDUEM, 1996.

VIANA, D.; ZAWADZKI, C.H.; OLIVEIRA, E.F. De; VOGEL, H.F., GRAÇA, W.J. da Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 2, p. 218-226, February 2013.

WEITZMAN, S. H.; MALABARBA, L.R. Perspectives about the phylogeny and classification of the Characidae. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. (Eds). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: Edipucrs. pp. 161-170. 1998.

WINEMILLER, K.O. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 62, n. 4, p. 872-885, April 2005.

WINEMILLER, K.O. Life-history strategies and the effectiveness of sexual selection. *Oikos*, v. 63, n. 2, p. 318-327, 1992.

WINEMILLER, K.O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, v. 81, n. 2, p. 225-241, May 1989.

WINEMILLER, K.O.; ROSE, K.A. Patterns of life-history diversification in North American

fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 49, n. 10, p. 2196–2218, April 1992.

WOOTTON, R.J. *Fish ecology*. New York: Chapman and Hall. 1990.

WOOTTON, R.J., EVANS, G.W., MILLS, L.A. 1978. Annual cycle in female three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus L.*) from an upland and lowland population. *Journal of Fish Biology*, v. 12, n. 4, p. 331-343, April 1978.

ZAR, J.H. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 1999.]

WEITZMAN, S.H.; R.P. VARI, 1988. Miniaturization in South American freshwater fishes; an overview and discussion. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, v. 101, n. 2, p. 444-465, August 1988.

3 PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E ESTIMATIVA DA VARIABILIDADE GENÉTICA DE *MIMAGONIATES MICROLEPIS* EM UMA MICRO BACIA COSTEIRA DO RIO DE JANEIRO

3.1 Introdução

Os padrões de distribuição espacial das espécies de peixes são temas centrais de investigação em ecologia aquática, pois representam os primeiros passos para o entendimento da estrutura de uma população. As várias estruturas que podem ser identificadas em populações de peixes resultam da ação de forças abióticas e bióticas do seu ambiente. Tais forças mudam temporal e espacialmente os ambientes de riachos (LOWE-McCONNELL, 1987), formando um mosaico de habitats que mudam gradualmente no sentido cabeceira à foz (MAZZONI; LOBÓN-CERVIÁ, 2000; CASATTI, 2005; CASATTI et al., 2009). Esta diversidade de ambiente ao longo de um rio influencia nos padrões de distribuição de uma espécie.

Estudos revelam que os peixes podem apresentar uma variedade de preferências alimentares e reprodutivas que os permitem explorar diferentes habitats ao longo do seu ciclo de vida, como por exemplo: habitats de desova; desenvolvimento; recrutamento/alimentação e refúgios contra predadores, cheias ou secas estivais (SCHTICKZELLE; QUINN, 2007; SILVA et al., 2011; POULSEN et al., 2012; MAKRAKIS et al., 2012; LIMA et al., 2013). Estas mudanças no uso dos habitats nas diferentes fases do crescimento são mediadas principalmente por movimentos migratórios ao longo do ecossistema fluvial (SWANBERG, 1997; HOFFMAN; DUNHAM, 2007). Por exemplo, em rios de várzeas os peixes adultos tendem a realizar movimentos de desova em porções superiores do rio seguido por uma dispersão de seus ovos e larvas para áreas de várzea (CAROLSFELD et al., 2003). Uma vez desenvolvidos, os juvenis se deslocam para outras áreas de alimentação recrutando para o estoque de seus parentais (SILVA; STEWART, 2017). Em riachos, movimentos migratórios de suas espécies também têm sido relatados, podendo ser longos, curtos ou às vezes ausentes, rio acima, rio abaixo e variando entre as espécies (MAZZONI et al., 2004; MAZZONI; IGLESIAS-RIOS 2012; AZEVEDO, 2017). Contudo, a capacidade que os peixes têm em se movimentar ou migrar é um fator que se julga importante na estrutura de uma população. Além de permitir a exploração de diferentes habitats de um rio seja para fins reprodutivos ou de crescimento, influência na

estrutura genética de suas populações (FRASER et al., 2004; MORELLI, 2008; PEREIRA et al., 2009; RIBOLI et al., 2017).

Nas últimas décadas, o enfoque dos estudos de estrutura genética intra e inter-populacional de peixes de água doce da região neotropical, tem sido principalmente para espécies migradoras de grande porte distribuídas numa ampla área de drenagem (entre bacias ou em grandes extensões de rios) (*e.g.*: MARTINS et al., 2003; ABREU et al., 2009; MORELLI, 2008; CALCAGNOTTO; DeSALLE, 2009; MATSUMOTO; HILSDORF, 2009; PEREIRA et al., 2009; RIBOLLI et al., 2016; 2017; PAIXÃO et al., 2018). Até o momento, poucos estudos se concentram para espécies de pequeno porte (*e.g.*: SOFIA et al., 2008; PHILIPPSEN et al., 2009; PRIOLI et al., 2002; FERREIRA et al., 2014) e em pequenas escalas geográficas, como áreas de riachos ou pequenos tributários (*e.g.*: REIS et al., 2015; AZEVEDO et al., 2017; AZEVEDO, 2017).

Para estes estudos, regiões do DNA mitocondrial (DNAm_t) foram exploradas em razão das características de herança genética da molécula. O DNAm_t apresenta herança uniparental (na maioria das vezes materna), ausência de íntrons, baixos níveis de recombinação, alta taxa evolutiva na dependência da região analisada, comparado ao DNA nuclear (GARBER et al., 2005; BUENO-SILVA, 2012). Dentre os marcadores moleculares do DNAm_t, os mais estudados são o gene da enzima citocromo c oxidase I (COI) e a região controle, também conhecida por D-loop (PRIOLI et al., 2002; PIE et al., 2009; SANTOS et al., 2010; PRIOLI et al., 2012; REIS et al., 2015; RIBOLLI et al., 2016; 2017; AZEVEDO et al., 2017; PAIXÃO et al., 2018). A região do COI é constituída por um curto segmento de 648 pares de bases, apresenta alto grau de conservação, onde as substituições de aminoácidos são raras dentro das espécies. Por estas razões, as sequências do COI têm sido muito utilizadas como base para um sistema de identificação global de espécies, o DNA *barcoding* proposto por Hebert et al. (2003; 2004).

A região controle (D-loop), é uma região não-codificadora, apresenta aproximadamente 1 kb em vertebrados, controla a replicação e transcrição do DNAm_t e possui alta taxa de substituição nucleotídica (MEYER, 1993). Em peixes, a variação no comprimento da região controle é um fenômeno comum entre os vertebrados (CESARONI et al., 1997). Estas variações se devem a curtas sequências que se repetem na região controle. Acredita-se que o acúmulo e fixação destas unidades repetitivas vêm de processos evolutivos independentes e mais recentes que as mutações nucleotídicas (WANG et al., 2015). Por fim, a região controle (D-loop) é a mais variável do DNAm_t e a mais indicada para estudos populacionais em peixes (LEE et al. 1995). Como por exemplo, regiões do D-loop foram recentemente estudadas por Paixão et al.,

(2018) para uma espécie de Pimelodidae ameaçada de extinção em bacias da região sul do país. Os autores identificaram baixa diversidade e estruturação genética espacial ao longo de dois rios estudados, chegando a associar este padrão com o cenário de fragmentação dos habitats que tem levado a extinção da espécie.

Apesar da relevância das informações aqui expostas, a sua abordagem para espécies de peixes de riachos ainda é inicial e pouco compreendida. Novas pesquisas contemplando dados moleculares associada à outras informações ecológicas das espécies são necessárias, pois podem contribuir com a crescente área de conhecimento acerca das espécies de peixes de riachos da região neotropical, especificamente os da Mata Atlântica. Sendo assim, este trabalho visa investigar a estrutura de tamanho populacional e a variação genética de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) numa micro bacia costeira do estado do rio de Janeiro. Estudos prévios relatam que a espécie apresenta algumas particularidades ecológicas quanto a sua alimentação, alimentando-se basicamente de insetos alóctones (SABINO; CASTRO, 1990; LAMPERT et al., 2003; WOLFF et al., 2013) e uso do habitat, preferindo aqueles de áreas sombreadas pela cobertura vegetal (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002). Com relação a sua reprodução, apresenta inseminação interna (não há indícios de fertilização interna) e características de desova pelágica (BURNS et al., 1995). Estudos sobre sua estrutura populacional mostram padrões de segregação longitudinal de tamanho ao longo de um rio de planalto da bacia do rio Iguaçu (BRAGA et al., 2008; 2013). Os autores chegaram a sugerir que a espécie realiza migrações ontogenéticas para fins reprodutivos. Além disto, Mazzoni; Iglesias-Rios (2012) ao estudarem o movimento de dez espécies do rio Ubatiba por marcação e recaptura, constataram que *M. microlepis* realiza curtas migrações rio acima, chegando a classificá-la no grupo de espécies “migradoras de curta distância”.

Com respaldo nestas informações e considerando que a migração de peixes é determinada principalmente pela reprodução (LOWE-McCONNELL, 1991) hipotetizamos que *M. microlepis* inicia seu ciclo de vida nas áreas mais baixas do rio e a medida que cresce migram em direção as áreas de cabeceira para desovarem e promoverem a deriva de seus ovos e larvas. Diante disto, padrões de segregações espaciais de tamanho são esperados ao longo da bacia, onde os indivíduos menores se concentrarão nas áreas mais próximas à foz e os maiores nas áreas próximas à cabeceira. Tais processos (migração ativa ou passiva) favorecem o movimento de alelos (SANTOS et al., 2007; IERVOLINO et al., 2010), sendo assim, espera-se que haja homogeneidade da distribuição genética da população ao longo do rio Ubatiba.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Coletas de dados

Para as análises de estrutura de tamanho, foram utilizados dados de comprimento padrão (Cp) coletados entre os anos de 1994 a 2001, 2003, e 2007 a 2009. Estas amostragens foram feitas de acordo com a técnica de pesca elétrica com um gerador de corrente elétrica alternada (900 W, 220 V, 1-2 A). Três passadas (remoções) foram realizadas em cada trecho de 90m (localidades amostrais) em um intervalo de tempo de aproximadamente 30 minutos para manter constante o esforço amostral. Estes trechos tiveram suas extremidades fechadas com rede de fechamento (malha de 0,5 cm) para evitar a fuga e assim, garantir a remoção de todos os peixes. No final das três passadas, os exemplares que antes estavam retidos (fora do campo elétrico) em caixas com laterais de tela, foram liberados vivos no trecho médio em que foram capturados (maiores detalhes em: MAZZONI et al., 2000). No total, oito localidades foram amostradas no rio Ubatiba (Figura 2).

Para as análises de biologia molecular, coletas recentes foram realizadas entre os anos de 2015 e 2016 através rede de arrasto (malhagem de 0,5cm). Para cada localidade, 30 exemplares foram amostrados. A musculatura do pedúnculo caudal (fixadas em álcool 70%) foram utilizadas para as extrações de DNA. Parte das amostras foram as mesmas de indivíduos sacrificados para as análises do capítulo 2. Quanto aos exemplares de outras localidades os quais não foram utilizados em outros estudos, apenas uma pequena parte da extremidade da nadadeira caudal foi utilizada para as extrações de DNA e os indivíduos liberados vivos.

Para analisar a influência de outras variáveis na estrutura de tamanho, dados de pluviosidade, distância da localidade amostral até a foz do rio e percentual de canópis foram obtidos. Os dados de pluviosidade diária durante o período estudado (1994- 2009) foram fornecidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017). A distância entre as localidades amostrais até a foz do rio foi estimada através de imagem de satélite (Google earth). O percentual de canópis de cada localidade amostral (referente ao mesmo período em que foram obtidos os dados de Cp) foram estimadas através de fotografias digitais do extrato superior da cobertura vegetal e com o auxílio do software Adobe Photoshop CS baseando-se na quantidade pixels ocupados pela vegetação em relação ao total de pixels das imagens. Maiores informações das características de cada localidade amostral estão apresentadas na Tabela 1.

3.2.2 Análise dos dados

3.2.2.1 Estrutura do tamanho populacional

As análises de estrutura populacional focaram essencialmente sobre a distribuição dos tamanhos ao longo das diferentes localidades amostrais do rio Ubatiba, contemplando áreas baixas (próximas à desembocadura), média e alta da bacia. Como o conjunto de dados de tamanho ao longo da bacia não obedece uma distribuição normal, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (1973) e *pos-hoc* pelo teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para avaliar se a média dos tamanhos variam significativamente ao longo das diferentes localidades. A distribuição dos tamanhos através das localidades também foi avaliada por classes de tamanho. Considerando 0,5 de incremento, os tamanhos foram então classificados em cinco classes de CP: C1: $\leq 2,3$ cm; C2: 2,4-2,9 cm; C3: 3,0-3,9 cm e C4 $\geq 4,0$ cm. O Procedimento de Permutação Multi-resposta (MRPP) foi aplicado para analisar a distribuição destas classes de CP ao longo das localidades amostrais. Devido ao que foi observado nas análises das médias referentes às localidades amostrais, aplicou-se o teste de correlação de Spearman para examinar se há uma tendência do tamanho em relação à distância da localidade amostral em que os indivíduos foram capturados até a desembocadura do rio. O teste de correlação de Spearman apresenta um intervalo entre -1 e 1 em seus resultados, podendo ser interpretado da seguinte forma: Quanto mais próximo a -1, indica que o tamanho do indivíduo diminui ao mesmo nível em que a distância aumenta e caso seja 1 a correlação explica que quanto maior a distância, maior será o tamanho do indivíduo.

Para melhorar a capacidade preditiva das análises, reduzindo erros da variância residual e influência de outras variáveis, foi aplicado a análise de Regressão Linear Múltipla do tamanho através de um conjunto de variáveis, tais como: distância, pluviosidade e canópia. Para isto, pressupostos de distribuição residual pelo teste de Shapiro-wilk (1965) foram testados. Nestas condições, o melhor ajuste de modelo apresentou a variável tamanho como dependente, e, como variáveis independentes: distância, percentual de canópia e pluviosidade.

A estrutura de tamanho também foi avaliada por grupos de jovens e adultos da população. A classificação em grupos jovens ($\leq 2,3$ cm) e adultos ($\geq 2,9$ cm) baseou-se no tamanho de primeira maturação (L50) encontrado para a espécie no rio Ubatiba (*Capítulo 2*), onde o L50 encontrado para as fêmeas foi de 2,4cm e para os machos, 2,9 cm. O teste do qui-quadrado

(PEARSON, 1900) foi aplicado para avaliar se a proporção de jovens e adultos difere entre as localidades, assim como, para avaliar se há associação com as variáveis distância, canópia e pluviosidade. Todas as análises de estrutura de tamanho foram feitas ao nível de significância de 5% e os programas utilizados foram: *Estatística* v.7.0 e *PC-ORD* v. 5.0. 3.2.2.2 Biologia molecular

3.2.2.2.1 Extração do DNA

Os procedimentos de extração do DNA seguiram os passos metodológicos propostos por ALJANABI; MARTINEZ (1997), somados a algumas poucas adaptações aqui desenvolvidas, conforme mencionado a seguir:

Para cerca de 0,05g de tecido ou 0,5cm² de nadadeira emascerados, foi acrescentado 290µL de tampão de extração (30mM Tris-HCL, 10mM EDTA, 1% SDS) e 10µL de proteinase K (10mg/ml). Em seguida, as amostras pernoveram em banho seco a 37°C, sob agitação de 300 rpm para o processo de digestão. Após a digestão, foi adicionado 100µL de NaCl (5M). Os tubos foram invertidos vagarosamente para a mistura do material e centrifugados à 18000 x g por 10 minutos à temperatura ambiente. Em seguida, 300µL do sobrenadante foi transferido para um novo tubo. Para a desidratação da molécula de DNA, adicionou-se 600µL de etanol 100% gelado nas amostras, as quais permaneceram no freezer a -10°C por uma hora. Para a remoção do etanol, as amostras foram centrifugadas por 18000 x g por 10 minutos à temperatura ambiente. Para uma melhor purificação, acrescentou-se 100µL de etanol 70%, e novamente centrifugadas à 18000 x g por 8 minutos em temperatura ambiente para a remoção do etanol 70%. Em seguida, os tubos foram levados para a estufa à 37°C até secarem completamente. O DNA foi ressuspensão à 100µL de água autoclavada. A quantidade e a pureza do DNA genômico foram determinadas por densidade óptica em espectrofotômetro (NanoDrop® 2000-2000c). Após a quantificação, as amostras de DNA submetidas à PCR foram diluídas à 10ng/µL.

3.2.2.2.2 PCR e sequenciamento

Fragmentos de duas regiões do DNA mitocondrial foram estudadas, entre elas: citocromo oxidase 1 (COI) e região controle (D-loop). As amplificações deram-se por meio da técnica de Reação em Cadeia de Polimerase (PCR), usando-se combinação de *primers* específicos (Tabela 4) e seguindo condições específicas (item 2.3.1 e 2.3.2) com algumas adaptações aqui desenvolvidas do que já existe na literatura (ex: PRIOLI et al., 2002 e WARD et al., 2005).

Tabela 4 - Sequências dos *Primers* utilizados nas reações de PCR e sequenciamento das diferentes regiões do DNA mitocondrial de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá, RJ

Nome	Sequência do primer	Posição	Referência
COI			
VF2	5'- TGTAACACGACGGCCAGTCAACCAACCACAAAGAC ATTGGCAC-3' (F)	6448-6474	WARD et al., 2005
Fish R2	5'- CAGGAAACAGCTATGACACTTCAGGGTGACCGAAG AATCAGAA-3' (R)	7152-7127	WARD et al., 2005
D-loop			
H16498	5'-CACCTGAAGTAGGAACCA GATG-3' (F)	16498-16521	MEYER et al., (1990)
L15774M	5'-ACATGAATTGGAGGTATACCAGT-3' (R)	15774-15797	IRWIN et al., (1991) modificado por PRIOLI et al., (2002)

Legenda: F- sentido *Forward* (F) e *reverse*.da sequência (R)

3.2.2.2.3 Amplificação e sequenciamento do gene COI

Para um volume final de 11,6 μL , a reação de amplificação das regiões do COI e 16s consistiu em 2,5 μL de tampão platinum 4x (Tris-HCl 200mM, pH 8,4, KCl 500mM); 0,1 μL de taq DNA polimerase (5U/ μL); 0,5 μL de cada primer F e R à 5mM; 6 μL de água ultra pura e 2 μL de DNA genômico (10 $\eta\text{g}/\mu\text{L}$) nas seguintes condições de ciclagem térmica: um ciclo inicial de desnaturação a 94°C por 2 minutos, seguido de 35 ciclos de desnaturação a 94°C por 30 segundos, hibridização a 52°C por 40 segundos, extensão de 72°C por 1 minuto e extensão final a 72°C por 10 minutos. Os produtos de PCR foram verificados em gel de agarose a 1,5%

e purificados com a enzima ExoSAP-IT (USB Corporation) conforme recomendações do fabricante (obs: este procedimento foi empregado para todos os marcadores utilizados neste estudo).

As reações de sequenciamento foram efetuadas usando o Big Dye Terminator Cycle Sequencing Kit (Applied Biosystems, EUA). Para tal, a reação foi preparada separadamente para cada iniciador (*Forward* e *Reverse*) com volume final de 6 μ L, sendo: 1 μ L de primer (2,5 mM); 0,5 μ L tampão Big Dye 10x; 0,5 μ L de Big Dye, 1,5 μ L de água ultrapura e 2,5 μ L DNA amplificado com a seguinte programação: 25 ciclos de 95°C por 10 segundos; 50°C por 5 segundos e 60°C por 4 minutos. Após as reações de sequenciamento, as amostras foram purificadas em colunas de Sephadex G-25 e em seguida, as sequências foram obtidas por eletroforese capilar em sequenciador ABI 3130 (Applied Biosystems, EUA).

3.2.2.2.4 Amplificação e sequenciamento da região controle D-loop

As reações foram feitas com um volume final de 8,1 μ L contendo os seguintes reagentes: 1,25 μ L de tampão platinum 4x (Tris-HCl 200mM, pH 8,4, KCl 500mM, MgCl₂ 6mM e dNTPs 0,8mM); 0,1 μ L de taq DNA polimerase (5U/ μ L); 0,5 μ L de cada primer F e R à 5mM; 4,5 μ L de água ultra pura e 2 μ L de DNA genômico (10ng/ μ L). O programa de amplificação consistiu de um ciclo inicial de desnaturação a 95°C por 11 minutos, seguido de 40 ciclos a 94°C por 30 segundos, 56°C por 30 segundos e 72°C por 2 minutos e um ciclo final a 72°C por 10 minutos. As reações de sequenciamento para ambas as direções (F e R) foram preparadas com 3 μ L de primer (2,5 mM); 1 μ L tampão Big Dye 10x; 1 μ L de Big Dye, 1 μ L de água ultra pura e 3 μ L DNA amplificado. A programação utilizada foi de um ciclo inicial de 96°C por 2 minutos, 35 ciclos de 95°C por 10 segundos, 50°C por 5 segundos e um ciclo de 60°C por 4 minutos. Após a purificação com Sephadex as foram submetidas ao sequenciamento conforme descrito no item 2.3.1.

3.2.2.2.5 Análise das sequências

As sequências obtidas foram editadas e alinhadas através do algoritmo *Geneious Alignment* (NEEDLEMAN; WUNSCH, 1970; SMITH; WATERMAN, 1981) na versão *trial* do programa Geneious R10 (KEARSE et al., 2012). A diversidade haplotípica (NEI; TAJIMA, 1981) e nucleotídica (NEI, 1987) foram obtidas através do software DNAsp 5.0 (LIBRADO; ROZAS, 2009). Através deste mesmo software de análise também foram criados os arquivos de entrada para os programas Arlequin v. 3.5 (EXCOFFIER; LISCHER, 2010) e Network v. 5.0 (Fluxus Technology Ltd).

A diversidade molecular e a variação genética espacial da população (Análise de Variância Molecular- AMOVA) foram avaliadas a partir do Arlequin 3.5 (SCHNEIDER et al., 2000). Para tais análises, as sequências foram agrupadas conforme em três gradientes do rio: áreas de cabeceira, intermediária e próximas à foz do rio. Assim, as análises envolveram dois níveis hierárquicos: variação genética entre grupos populacionais (Φ_{CT}) (que é a comparação entre amostras de cabeceira, intermediárias e próximas à foz) e dentro da população como um todo (Φ_{ST}), envolvendo todas amostras. O nível de significância considerado foi de 5%.

Para facilitar a visualização do relacionamento genealógico entre as sequências e na compreensão de como estas estão distribuídas geneticamente nas diferentes localidades amostradas ao longo do rio, uma rede de haplótipos foi construída separadamente para os marcadores CO1 e D-loop pelo método Median-Joining (BANDELT et al., 1999) no programa Network v.5.0 (Fluxus Technology Ltd). As zonas das sequências repetidas da região controle foram identificadas através do programa online *Tandem Repeat Finder* v.9 (BENSON, 1999) e sua relação filogenética, analisadas através do programa *Free Statistics Software* v.1.2 (WESSA, 2017).

3.3 Resultados

3.3.1 Distribuição do tamanho populacional

Um total de 1432 exemplares de *Mimagoniates microlepis* foram analisados ao longo das diferentes localidades do rio Ubatiba e seus afluentes. Uma análise geral dos dados revelou

diferenças estatisticamente significativas das médias em questão (Tabela 5). Pode-se notar que as médias das localidades S2si, S3u, S4u e S5u são acima de 3 cm. Em contraste, nota-se que nas localidades S7fu, S8ita e S9u, as médias são abaixo de 3 cm (Figura 14).

Figura 14 - Média do comprimento padrão médio (Cp, cm) de *Mimagoniates microlepis* ao longo de diferentes localidades amostrais do rio Ubatiba, Maricá, RJ

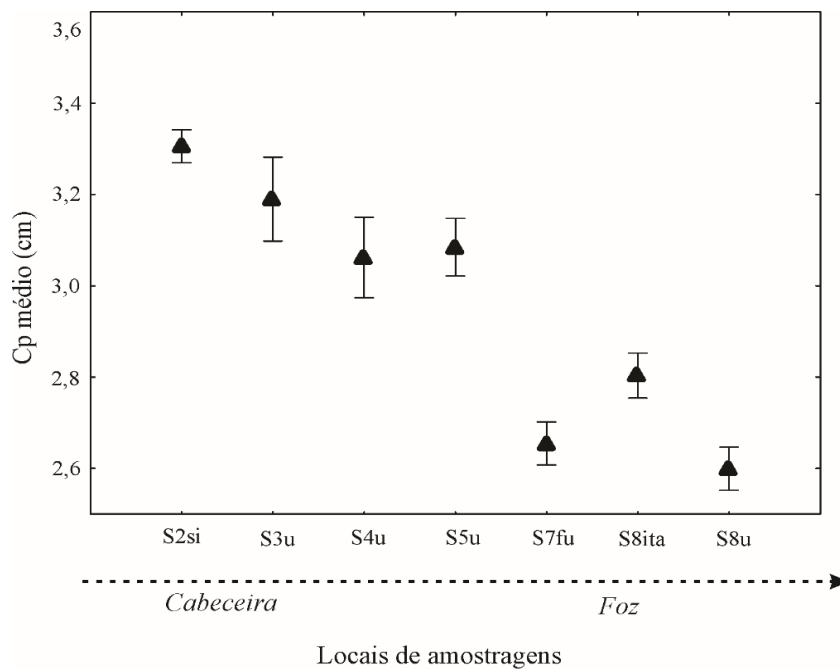


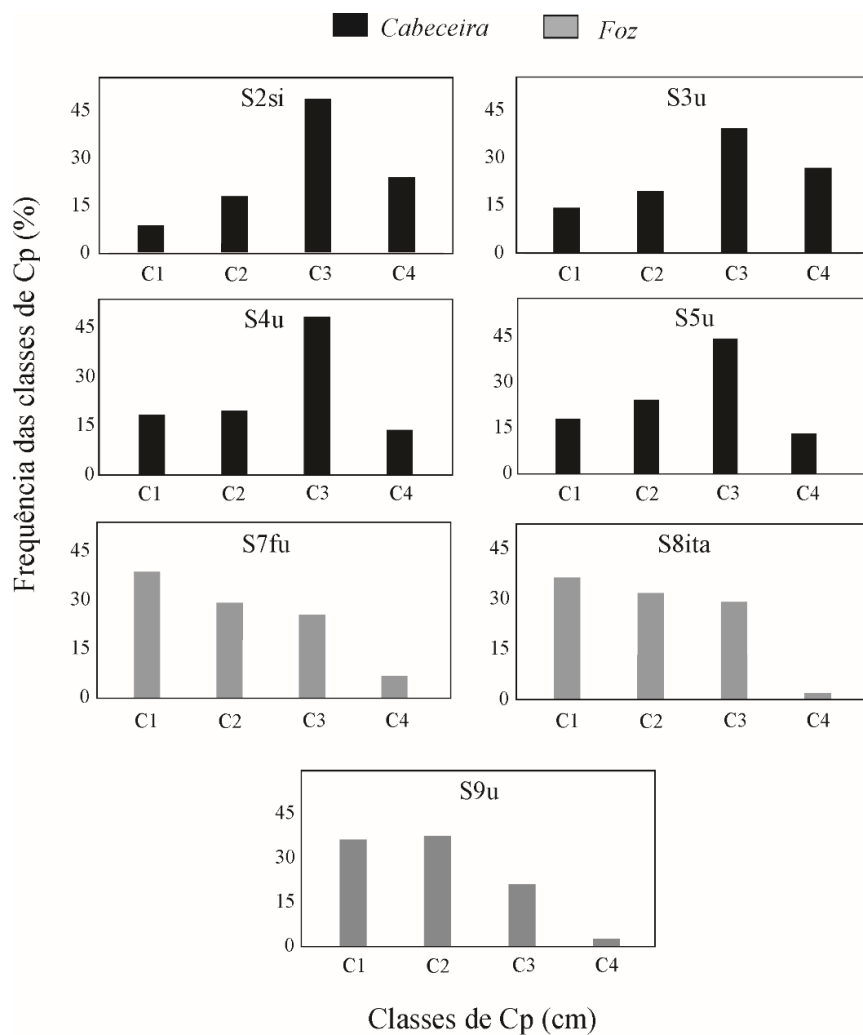
Tabela 5 - Valor médio dos tamanhos de *Mimagoniates microlepis* (Cp; cm) e comparação das médias de Cp pelo teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para cada localidade amostral do rio Ubatiba, Maricá, RJ

Localidades	S2si	S3u	S4u	S5u	S7fu	S8ita	S9u
S2si	3,306						
S3u	3,189	3,189					
S4u	3,063	3,063	3,063				
S5u	3,085*	3,085	3,085	3,085			
S7fu	2,655*	2,655*	2,655*	2,655*	2,655		
S8ita	2,804*	2,804*	2,804*	2,804*	2,804*	2,804	
S9u	2,599*	2,599*	2,599*	2,599*	2,599	2,599*	2,599

*Significativo ao nível de 5%

Por classes de tamanho, a análise não-paramétrica de permutação multiresposta (MRPP) revelou diferenças espaciais significativas na distribuição ($A = 0,088$; $p < 0,001$). Nas localidades à montante, predominam as classes maiores (C3 e C4), enquanto que nas localidades mais próximas à jusante a maior frequência é constatada para as classes menores (C1 e C2) (Figura 15). Através da comparação pareada, foi possível identificar que as localidades que compõem o conjunto amostral à montante (S2si, S3u, S4u e S5u) diferiram de todas as localidades situadas à jusante (S7fu, S8ita e S9u) ($P < 0,05$), corroborando com a distribuição geral das médias apresentadas na Figura 14.

Figura 15 - Frequência relativa das diferentes classes de comprimento padrão (Cp, cm) de *Mimagoniates microlepis* ao longo do rio Ubatiba, Maricá- RJ



Legenda: C1= <2,3 cm; C2 = 2,5-3,0 cm; C3= 3,1-3,9 cm e C4= >4,0 cm

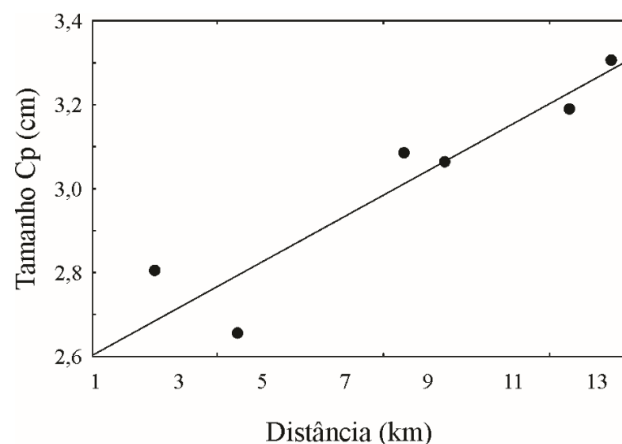
3.3.2 Influência de variáveis físicas e ambientais na estruturação da população

O tamanho de *M. microlepis* apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) com a distância da localidade amostral à foz do rio, percentual de canópia e com a pluviosidade nos meses em que foram capturados. Entretanto, o grau de relacionamento foi mais forte entre tamanho e distância ($r = 0,40$; $p < 0,05$), indicando que quanto mais distante o indivíduo estiver da foz, maior será o seu tamanho (Figura 16). A análise de regressão múltipla confirma isto: os indivíduos encontrados iniciaram com um valor de intercepto de aproximadamente 2,45 cm ea distância foi a variável que mais cresce no tamanho do indivíduo ($\beta = 0,060$; $p < 0,05$) (Tabela 6).

Tabela 6 -Regressão Linear Múltipla entre os tamanhos (Cp) de *Mimagoniates microlepis* e canópia (%), pluviosidade e distância da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ

Variável	Parâmetro (β)	p-valor
Intercepto	2,4487	0,0000
Canópia (%)	-0,0005	0,3598
Distância (km)	0,0602	0,0000
Pluviosidade (mm)	0,0004	0,0170

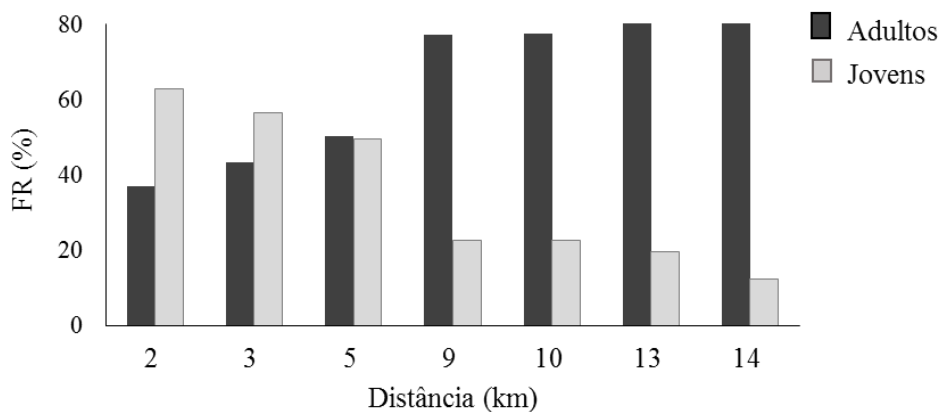
Figura 16 -Tamanho médio (Cp) de *Mimagoniates microlepis* em relação a distância da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ



3.3.3 Distribuição de jovens e adultos

A proporção de jovens e adultos variou significativamente ao longo do rio Ubatiba ($\chi^2=133,77$; $Gl=6$, $p=0,000$). Os indivíduos jovens predominaram nas áreas mais próximas à foz, enquanto os adultos tornam-se mais frequentes à medida que se aproxima das áreas de cabeceiras (áreas mais distantes) (Figura 17).

Figura 17 -Frequência relativa de jovens e adultos de *Mimagoniates microlepis* em diferentes distâncias da localidade amostral à foz do rio Ubatiba, Maricá- RJ



O teste do qui-quadrado revelou que tanto jovens como adultos estão significativamente associados as áreas com canópia ($\chi^2=133,55$; $Gl=4$, $p=0,000$), bem como, com a pluviosidade local ($\chi^2=12,63$; $Gl=4$, $p=0,1322$).

Assim, os resultados revelam segregação espacial de tamanho de *M. microlepis* ao longo do rio Ubatiba, com adultos predominando nas áreas de cabeceiras e jovens nas áreas próximas à foz. Outras variáveis como canópia e pluviosidade também estão associadas com a distribuição dos indivíduos ao longo da bacia.

3.3.4 Caracterização genética da população (DNAMt)

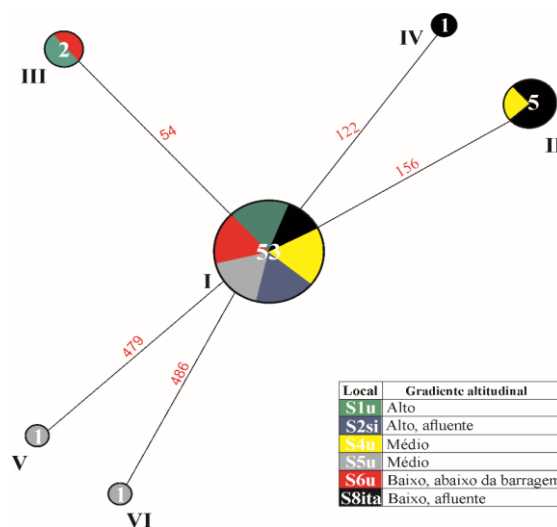
Dos exemplares de *Mimagoniates microlepis* amostrados nas diferentes porções do rio, foram obtidas 63 sequências nucleotídicas correspondente ao gene mitocondrial Citocromo C Oxidase subunidade I (COI) e 70 sequências da Região Controle (D-loop).

3.3.4.1 Região citocromo C oxidase 1 (COI)

O alinhamento final das 63 sequências do COI gerou um fragmento de 555 pb com dez sítios polimórficos de nucleotídeo simples, sendo estes, substituições por transição. As porcentagens de bases nitrogenadas observadas foram 24,60% de adenina, 32,00% de timina, 17,17% guanina e 26,23% citosina.

Um total de seis haplótipos compuseram a rede haplotípica do COI em amostras de todas as localidades estudadas no rio Ubatiba. Observa-se, pela disposição dos haplótipos do COI, que cinco haplótipos derivam por um único passo mutacional do haplótipos ancestral I (padrão conhecido como *starlike*) (Figura 18). Dentre estes cinco haplótipos, três apresentaram-se de forma exclusiva (IV, V e VI), e dois de forma compartilhada (II e III).

Figura 18 -Rede de haplótipos adaptado do Network 5 do gene COI para amostras de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá-RJ



Legenda: Números romanos indicam os haplótipos, os números arábicos indicam dentro do círculo, o número de espécimes para cada haplótipo e as arestas com os números em vermelho representam a posição do nucleotídeo polimórfico

A diversidade haplotípica de *M. microlepis* pelo COI apresenta foi maior em áreas próximas à foz do rio Ubatiba (0,04714) (Tabela 7). A diversidade nucleotídica apresentou baixos valores em todos os trechos do rio.

Tabela 7 - Diversidade molecular do gene COI para *Mimagoniates microlepis* em diferentes trechos do rio Ubatiba, Maricá, RJ

Trecho do rio	Localidades	Nº sequências	hap	H _d	π
Cabeceira	S1u, S2si	20	2	0,1000	0,00018
Médio	S4u, S5u	22	4	0,2597	0,00016
Foz	S6u, S8ita	21	4	0,4714	0,00016

Legenda: Número de haplótipos (hap); diversidade haplotípica (H_d) e diversidade nucleotídica (π)

A análise de Φ_{ST} agrupando as amostras de cabeceiras, do trecho médio e próximos à foz do rio Ubatiba não indicou estruturação genética entre elas ($\Phi_{ST} = 0,03$; $p > 0,05$). A AMOVA apontou uma porcentagem de variação genética no componente intrapopulacional de 96,35 % (Tabela 8), reflexo do fluxo entre indivíduos de todas as localidades do rio.

Tabela 8 - Variação genética da região COI para amostras de *Mimagoniates microlepis* dos trechos de cabeceira, médio e foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ

Tipo de variação	GL	SQ	CV	Variação (%)
Entre grupos populacionais	2	0,536	0,006	3,65
Dentro da população em todo conjunto populacional	60	7,982	0,140	96,35
Total	62	9,492	0,158	
F_{ST} = 0,03	p > 0,05			

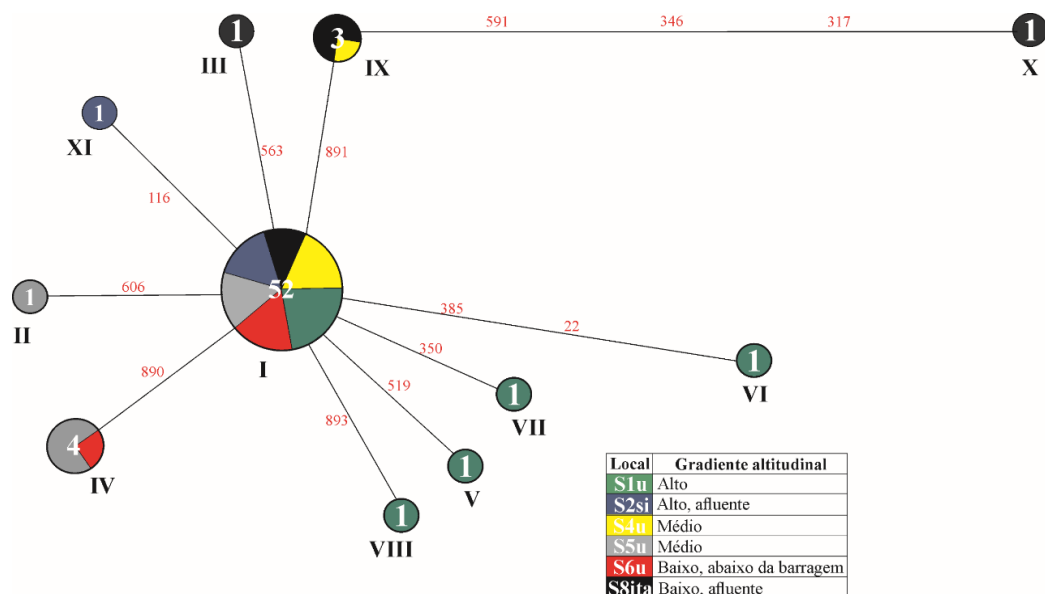
Legenda: GL, Grau de liberdade; SQ, Soma dos quadrados dos desvios; CV, Componentes da variância.

3.3.4.2 Região Controle (D-loop)

O comprimento da região controle variou de 960 a 1333 pb. O tamanho obtido após o alinhamento final das sequências foi de 893 pb desconsiderando as regiões de repetições em tandem (*repeats*), que são sequências curtas que se repetem uma após a outra. Os *repeats* foram observados em todas as amostras sequenciadas do D-loop. O número de sítios variáveis desconsiderando as regiões dos *repeats*, totalizaram em 11 sítios polimórficos de nucleotídeo simples, sendo duas inserções, uma deleção e oito transições. As porcentagens de bases nitrogenadas observadas para o fragmento sequenciado foram 31,05% de adenina, 33,31% de timina, 19,06% guanina e 16,59% citosina.

Foram identificados um total de 17 haplótipos para as 68 sequências do D-loop. A distribuição dos haplótipos apresenta um padrão *Starlike* (semelhante do COI) em que o ancestral I origina a maioria dos haplótipos (I) por um a dois passos mutacionais (Figura 19). O haplótipo X representado pela localidade S8ita (amostra do afluente Itapeteiú), apresentou uma tendência evolutiva diferenciada dos demais, originando-se do haplótipo secundário (IX) por três passos mutacionais.

Figura 19 - Rede de haplótipos adaptado do Network 5 do gene D-loop para amostras de *Mimagoniates microlepis* no rio Ubatiba, Maricá-RJ



Legenda: Números romanos indicam os haplótipos, os números arábicos indicam dentro do círculo, o número de espécimes para cada haplótipo e as arestas com os números em vermelho representam a posição do nucleotídeo polimórfico

Para a região controle, a diversidade haplotípica (H_d) foi relativamente alta para as áreas próximas à foz do rio Ubatiba. Semelhantemente, a diversidade nucleotídica apresentou baixos valores, sendo um pouco maior nas áreas mais baixas do rio (0,0013) (Tabela 9).

Tabela 9 - Diversidade molecular do gene D-loop para *Mimagoniates microlepis* em diferentes trechos do rio Ubatiba, Maricá, RJ

Trecho do rio	Localidades	Nº sequências	hap	H_d	π
Cabeceira	S1u, S2si	20	7	0,5036	0,0001
Médio	S4u, S5u	22	5	0,5281	0,0004
Foz	S6u, S8ita	21	9	0,7238	0,0013

Legenda: Número de haplótipos (hap); diversidade haplotípica (H_d) e diversidade nucleotídica (π)

Para a região do D-loop, os resultados da AMOVA indicaram alta variabilidade genética intrapopulacional (90,1%). O Φ_{ST} encontrado foi de 0,03 ($p > 0,05$) (Tabela 10), equivalente ao que foi encontrado no COI e indicando ausência de estrutura genética entre as amostras dos trechos de cabeceira, médio e foz do rio Ubatiba.

Tabela 10 - Variação genética da região controle para amostras de *Mimagoniates microlepis* dos trechos de cabeceira, médio e foz do rio Ubatiba, Maricá, RJ

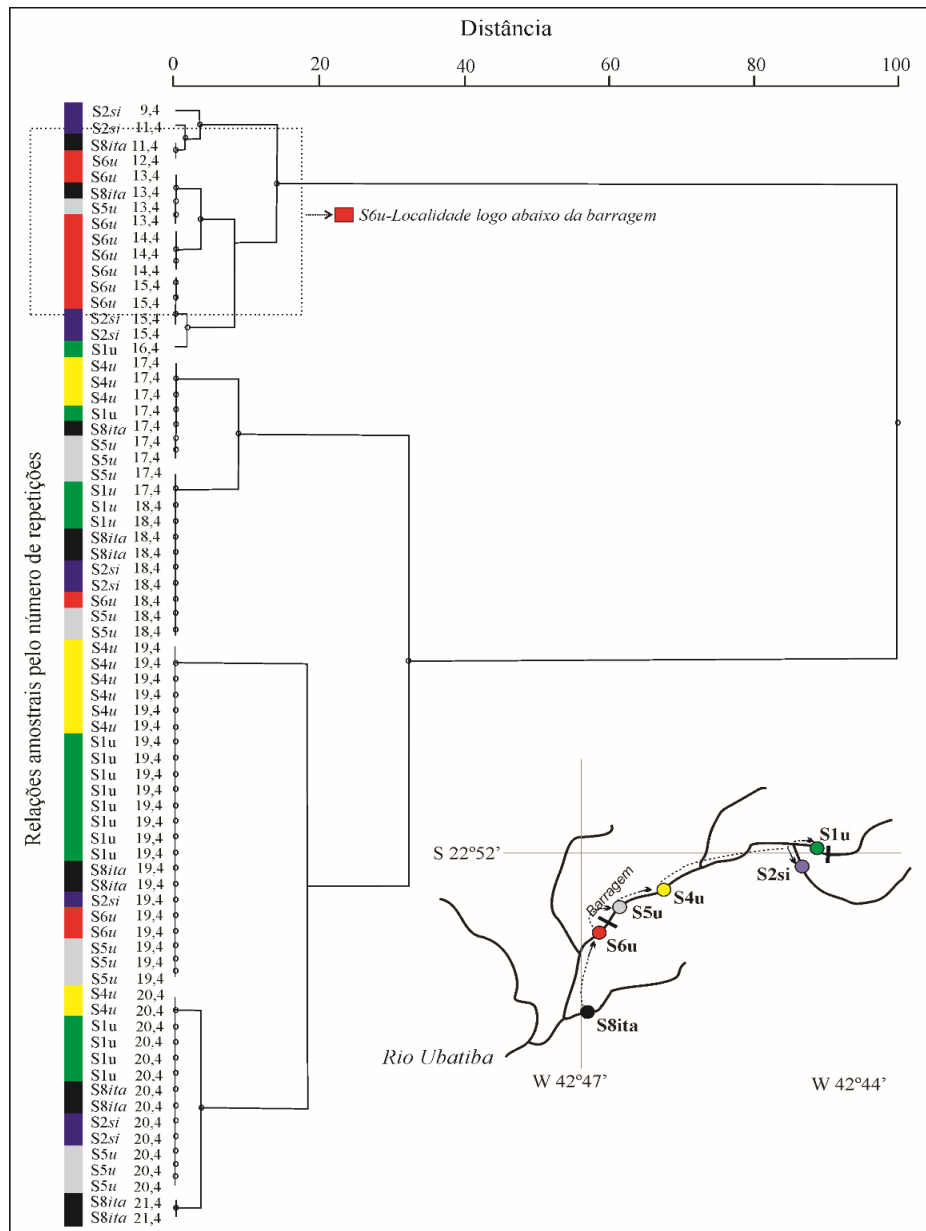
Tipo de variação	GL	SQ	CV	Variação (%)
Entre grupos populacionais	2	1,189	0,017	3,37
Dentro da população em todo conjunto populacional	65	33,355	0,513	96,63
Total	67	35,191	0,531	
FST= 0,03	p>0,05			

* significativo ao nível de 5%

O motivo de repetição que está presente em tandem no D-loop consiste em 35 pb. O arranjo dos *repeats* observado em uma análise de agrupamento, mostra um padrão diferenciado quanto ao número de cópias destas repetições para um conjunto de amostras oriundas de uma localidade logo abaixo da barragem de captação de água (S6u) e próxima a foz. Nesta

localidade, há uma concentração de sequências repetidas em tandem de tamanho menor comparado a outras localidades (Figura 20).

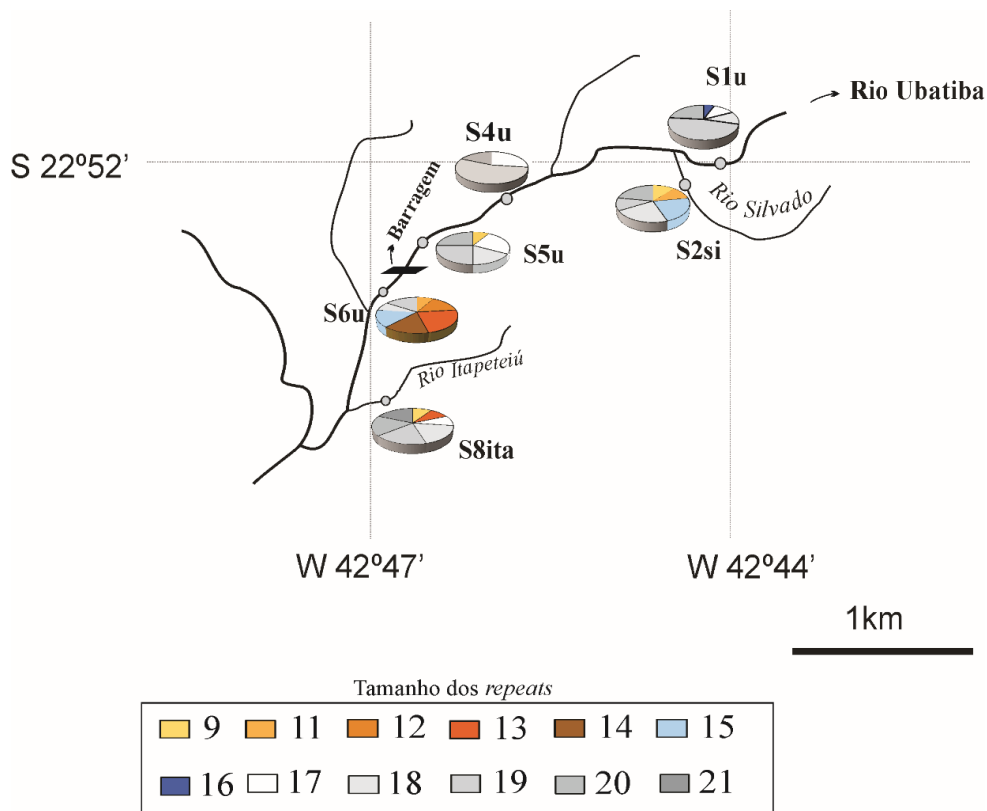
Figura 20 - Sequências repetidas (*Repeats*) em tandem da região controlada amostras de *Mimagoniates microlepis* coletadas em diferentes localidades amostrais do Rio Ubatiba, Maricá - RJ



Semelhante a análise de agrupamento (Figura 21), a distribuição da frequência do número de cópias dos repeats por localidade também revelou um padrão diferenciado para a localidade

S6u, apresentando ampla distribuição das repetições em tandem menores (11,4-15,4) (Figura 22). As localidades S2si e S8ita, ambos afluentes do rio Ubatiba, apresentaram-se bem distribuídos, com diversidade maior no número de *repeats*. As demais localidades predominaram somente nos tamanhos maiores (17,4 a 20,4).

Figura 21 - Frequência da distribuição dos tamanhos dos *repeats* derivadas das análises de 67 amostras sequenciadas pelo D-loop para a espécie de *Mimagoniates microlepis* amostrada em diferentes localidades do rio Ubatiba, Maricá, RJ



3.4 Discussão

3.4.1 Estrutura do tamanho populacional

Os resultados da estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis* revelaram um padrão de segregação espacial de tamanho em diferentes localidades do rio Ubatiba. Indivíduos

maiores distribuíram-se principalmente nas áreas intermediárias e próximas às áreas de cabeceira, enquanto os menores se concentraram nas áreas mais próximas à foz do rio Ubatiba. Estas informações estão alinhadas com estudo de Braga et al. (2013) que avaliaram a estrutura populacional da espécie em outras bacias, sendo que se referiram a este arranjo espacial como migração ontogenética. Mazzoni e Iglesias-rios (2012) ao estudar o movimento de várias espécies do rio Ubatiba, constataram que *Mimagoniates microlepis* está entre os grupos de peixes da bacia que realizam migrações em curtas distâncias. Segundo os autores, 23% dos indivíduos de *M. microlepis* foram recapturados em áreas acima do trecho em que foram marcados. Tendo respaldo nestas informações, sugerimos que este padrão de distribuição de tamanho está fortemente relacionado ao prolongado período de desova da espécie (capítulo 1), que, frequentemente, estimulam os processos migratórios dos adultos *M. microlepis* para alcançar pontos mais altos dos riachos onde realizarão suas desovas. Isto é consistente com o que foi proposto por Mazzoni et al. (2004) para outra espécie migratória do rio Ubatiba, *Astyanax janeiroensis*.

Diferente do que ocorre em rios continentais, os movimentos ou migrações de peixes de riachos costeiros não se restringe apenas a eventos sazonais de cheias, ao contrário, podem ser vistos durante todo o ano (MAZZONI et al., 2004; MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2012), em resposta ao regime de chuvas local, geralmente marcado por chuvas imprevisíveis. Em resposta a este dinamismo, os processos reprodutivos para a maioria das espécies de riachos acontecem durante todo o ciclo anual (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; MAZZONI et al., 2002; 2005; MORAES et al., 2013) inclusive para *M. microlepis* (capítulo 2). BARROS (2017) ao estudar o movimento do *Rhamdioglanis transfasciatus* em riachos da bacia do rio Paraíba, constatou uma forte relação do movimento com os processos reprodutivos da espécie. Isto reforça a teoria de que a migração é determinada pela reprodução (LOWE-McCONNELL, 1991) mesmo para espécies de riachos como previamente sugerido em outros trabalhos (e.g.: MAZZONI e IGLESIAS-RIOS, 2012; MAZZONI et al., 2004; 2005; REZENDE et al., 2010; BRAGA et al., 2013). Uma vez realizada as desovas nas áreas mais altas dos riachos, a migração passiva de seus ovos e larvas promove o alcance destas formas iniciais em áreas onde completarão o seu desenvolvimento (BIALETZKI et al., 2002; BAUMGARTNER et al. 2004; LIMA et al., 2013). Uma vez desenvolvidos e já com melhoras na performance natatória, provavelmente, passam a explorar outras áreas, ainda que nas proximidades da foz. Isto explicaria a maior concentração de juvenis imaturos nas localidades mais baixas da rio. Entretanto, dentre estas áreas, foram considerados dois afluentes próximos à foz do rio Ubatiba, o Fundo e Itapeteiú. Apesar de Mazzoni e Lobòn-cerviá (2000) não terem encontrado evidências de migrações

laterais para as espécies do rio Ubatiba, não descartamos a hipótese de que estes afluentes possam servir de rotas alternativas para os recrutas (e.g.: ZANIBONI-FILHO; SCHULZ, 2003).

Informações sobre movimento de peixes de riachos costeiros da Mata Atlântica ainda são escassas e, portanto, pouco compreendidas. Até o momento, as informações restringem-se apenas aos trabalhos de Mazzoni e Iglesias-Rios (2012), Barros (2017) e Azevedo (2017) através de marcações e recapturas e Mazzoni et al., 2004, Mazzoni et al., (2005), VITULE et al., (2008), Rezende et al., (2010); Menezes e Caramaschi, (2000) e Braga et al. (2013) baseados em padrões de estrutura populacional sobre distribuição espacial.

Além do movimento, outras variáveis como canópia, pluviosidade e distância da localidade à foz do rio também podem explicar os padrões de distribuição da espécie. A chuva serve como um gatilho que desencadeia os processos de desova (SUZUKI et al., 2004) e consequentemente está atrelada aos processos de migração e reprodução. A preferência tanto de indivíduos jovens e adultos por áreas com canópia foi observado neste estudo e é consistente com o que foi reportado em outros trabalhos (e.g.: MAZZONI e IGLESIAS-RIOS, 2002). A preferência do *M. microlepis* por certo habitat pode variar conforme o tamanho do corpo, e geralmente está associada ao tipo de substrato (folhiço) (MANNA et al., 2017), onde provavelmente encontram disponibilidade de alimento, já que sua dieta é composta basicamente por insetos alóctones (SABINO e CASTRO, 1990; LAMPERT et al., 2003; WOLFF et al., 2013). A canópia ou a vegetação ripária além de atuar na estabilização das margens, é também via de entrada de material vegetal, sendo: fonte de alimento para os invertebrados; conferindo proteção para os peixes, entre outros recursos alóctones como os insetos terrestres (SMITH e KRAFT, 2005; THOMPSON; ROYCE, 2004).

A distância foi a que mais explicou a variação espacial do tamanho. Parece haver um padrão de distribuição onde os indivíduos iniciam seu ciclo de vida nas áreas mais baixas do rio e a medida que crescem se deslocam em direção as áreas de cabeceira. Para Mazzoni et al. (2004), estes padrões podem ser interpretados como uma segregação esperada em função de sua adaptabilidade ecológica em relação a deriva de ovos e larvas.

3.4.2 Estrutura genética populacional

Além dos aspectos físicos e ecológicos, é importante enfatizar que a distribuição das espécies em locais específicos dentro de determinada faixa geográfica, é também reflexo de

condições históricas e biogeográficas, como oportunidades de colonização anteriores que definiram o pool de espécies regionais (JACKSON et al. 2011).

Um padrão de relacionamento *star-like* foi constatado para ambos os marcadores utilizados neste estudo. Alguns autores sugerem que esta tipologia haplotípica são evidências de populações originadas recentemente ou que sofreram gargalo populacional (GARCÍA et al., 2003, FRANKHAM et al., 2004; ALMEIDA et al., 2008). Entretanto, o grande compartilhamento de haplótipos verificadas a partir do haplótipo ancestral, leva-nos a sugerir a existência de fluxo gênico entre os indivíduos de *M. microlepis* nas diferentes localidades do rio Ubatiba. O grande potencial de dispersão de uma espécie somada a sua capacidade de explorar outros habitats favorecem a existência de altos níveis de fluxo gênico, e é justamente por isto que em muitas espécies de peixes migratórios, o sinal de diferenciação genética populacional é fraco e raro de detectar (RIBOLLI et al., 2012; WANG et al., 2013). Mas segundo alguns estudos de peixes de água doce, nem sempre o fluxo gênico em populações migrantes é suficiente para manter populações panmíticas (Pereira et al., 2009), pois podem formar unidades reprodutivas geneticamente diferenciadas (SANCHES; GALETTI, 2007; RIBOLLI et al., 2017).

Neste estudo, a existência do fluxo gênico é apoiada pelos resultados da AMOVA com indivíduos agrupados nas áreas de cabeceira, intermediárias e próximas à foz do rio ($\Phi_{st} = 0,03$; $p > 0,05$), a qual revela baixa variação genética entre estes grupos. Sendo assim, podemos afirmar que a distribuição genética de *M. microlepis* avaliada tanto nas áreas de cabeceira como nas proximidades da foz, é homogênea, o que a caracteriza ser uma população panmítica. Resultados semelhantes foram encontrados por Azevedo (2017) para outra espécie de chacacádeo (*Astyanax janeiroensis*) do rio Ubatiba. Assim como *M. microlepis*, migrações ao longo do rio Ubatiba foram observadas também para a espécie de *A. Janeiroensis*, a qual possui desova pelágica, sem cuidado parental (MAZZONI et al.; 2004; MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2012; AZEVEDO, 2017). Assim sendo, a homogeneidade genética nas populações destas espécies é esperada. Por outro lado, apesar da pequena extensão do rio Ubatiba (18km), não se pode descartar uma possível estruturação genética para outras espécies do rio com estratégias reprodutivas distintas, como foi recentemente encontrado para uma espécie de ciclídeo *Geophagus brasiliensis* (AZEVEDO et al., 2017). Segundo os autores, o fato de serem espécies de hábitos sedentários, territorialistas e sem cuidado parental, a dispersão da espécie ao longo do rio é limitada o que contribuiu com a diferenciação genética significativa entre indivíduos de uma localidade próxima à cabeceira daqueles distribuídos nas localidades mais baixas do rio.

A conectividade para a espécie no rio é suportada pela baixa diferenciação genética, observada em função dos índices de diversidade haplotípica e nucleotídica (mais sensivelmente detectados pelo D-loop), revelando baixa variabilidade genética para a população de *M. microlepis*. Os valores destes índices foram pouco maiores nas localidades próximas à foz do rio Ubatiba, indicando que os indivíduos de todas as localidades se reúnem nestas áreas, possivelmente pelos processos de deriva de ovos e larvas. A diversidade haplotípica (hap) e nucleotídica (π) encontradas na região do D-loop foram de 0,50 (hap) e 0,0001 (π) nas áreas de cabeceira e intermediárias e de 0,72 (hap) e 0,0013 (π) nas áreas próximas à foz do rio. Padrão semelhante foi constatado para uma outra espécie de characídeo *Astyanax xavante* em um curto riacho da bacia do rio Araguari (hap=0,44 a 0,56 e π = 0,0001 a 0,0014) (REIS et al., 2015). Os autores explicam que esta sutil diferença na diversidade genética entre as localidades é provocada por uma barreira natural de aproximadamente 30m, impedindo que os peixes à jusante desta barreira ocupem áreas acima. Em populações de grandes peixes migradores como *Salminus brasiliensis*, *Prochilodus lineatus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Piaractus mesopotamicus* dentre outros migradores em rios da bacia do Paraná, Plata e Uruguai, a diversidade genética é de um modo geral alta, estando suas populações estruturadas geneticamente ou não (e.g.: MARTINS et al., 2003; MORELLI, 2008; ABREU et al., 2009; CALCAGNOTTO; DeSALLE 2009; MATSUMOTO; HILSDORF, 2009; PEREIRA et al., 2009; RIBOLLI et al., 2016; 2017). Mas, vale ressaltar que a dinâmica e biologia dessas espécies são muito diferentes das espécies de peixes de riachos.

Diferente do que foi reportado para *M. microlepis* da bacia do rio Ubatiba, TORRES; RIBEIRO (2009) constataram elevada diversidade genética para amostras da espécie tanto em riachos de cabeceira da bacia do rio Iguaçu como para os de planície na região costeira do sul do país. Ao comparar estas populações, os autores identificaram estoques genéticos evolutivamente distantes, indicando proeminências de novas linhagens em curso para os riachos de cabeceiras do Alto rio Iguaçu. Além disto, constataram diferenciação genética significativa entre as populações de planície, demonstrando que os padrões paleogeográficos da evolução da cadeia montanhosa da Serra do Mar (RIBEIRO et al., 2011) tem desempenhado um papel importante na diversificação das espécies de *M. microlepis* nos riachos costeiros.

De acordo com Reed e Frankham (2003) e Frankham et.al. (2010) uma população com baixa diversidade genética é frequentemente acompanhada de endogamia, fraco sucesso reprodutivo e baixa adaptabilidade, ampliando os riscos de declínio populacional. Se assim for, os estudos de variabilidade genética e estruturação populacional de peixes podem constituir

importantes ferramentas que auxiliem em questões relacionadas a conservação das espécies de riachos que de um modo geral, são altamente ameaçadas.

Outro aspecto a considerar e refletir são as modificações na paisagem natural que o rio Ubatiba vêm sofrendo, a incluir a existência de uma barragem de captação de água numa localidade próxima à sua foz, logo acima da confluência com o rio Itapeteiú (~40 anos). As barragens são apontadas na literatura como o principal fragmentador das populações de peixes, alterando o fluxo gênico entre elas (HEGGENES; RØED, 2006; PIORSKI et al., 2008; PAMPONET et al., 2008). Embora os processos históricos tenham uma influência maior na assinatura genética das populações (DAVIS et al., 2015), não se pode descartar os possíveis impactos que esta barragem possa causar nos processos reprodutivos e migratórios da população de *M. microlepis*.

Por outro lado, também se acredita que a coalescência das águas em épocas de cheias, promove conectividades temporárias (também chamados de sangradouros) entre diferentes trechos do rio ou com os afluentes, o que permitiria o deslocamento e a dispersão dos peixes abaixo da barragem para outras áreas acima (Comunicação pessoal de Mazzoni, R). Pamponet et al. (2008) ao estudar populações de *Astyanax aff. Bimaculatus* de bacias do nordeste brasileiro, constatou diferenças genéticas significativas para populações de um rio da bacia do Nordeste, indicando que os represamentos na bacia constituem barreiras eficientes ao fluxo gênico. Estas questões em ambientes de riachos e as consequências genéticas nas populações de peixes, ainda não são bem compreendidas, o que reforça a necessidade da realização novos estudos de movimentos e de genética populacional com diferentes marcadores moleculares.

Neste estudo, identificamos na análise da região controle do DNA mitocondrial a presença de uma sequência de 35 pb que se repetia, consecutivamente, de nove a vinte e uma vezes, resultando em fragmentos variando de 315 pb a 735 pb, tamanho e estrutura compatível com o marcador genético que apresenta número variável de repetições em tandem, denominado VNTR (*variable number of tandem repeats*). Na amostra estudada foi verificado que o padrão numérico das unidades de repetição foi diferenciado da foz até a cabeceira do rio, se destacando uma localidade próxima à foz, logo abaixo da barragem, onde se percebeu uma maior concentração de tandens menores.

A presença de tandem repeats na região controle do DNA mitocondrial já foi caracterizada no genoma de mais de 150 espécies, inclusive de peixes (LUNT et al., 1998) e a ocorrência de uma unidade de repetição de 35 pares de base se soma a esse achado. A análise dos fragmentos de repetição tem sido encontrada em revistas de alto impacto na tentativa de elucidar diferentes aspectos que vão da avaliação do nível de variação entre linhagens de

diferentes espécies de mamíferos, aves e peixes (MUNDY et al., 1996; CESANE et al., 1997; CESARONI et al., 1997; AGUIRRE et al., 2013; OMOTE et al., 2013; PADHI et al., 2013; WANG et al., 2007; 2015).

Segundo Wang et al. (2015), essa variação do tamanho e do número de unidades de repetição em mitocôndria pode estar associado a um processo evolutivo independente e mais recente que as mutações de nucleotídeo único. Tratando-se de um evento retratado por vários pesquisadores, incluindo publicados em revistas de bom impacto nas áreas de Evolução e Ecologia, percebemos a importância de deixar registrado esse achado obtido no escopo dessa tese e que poderá ser melhor explorado em pesquisas futuras com potencial para dar suporte a questões evolutivas e ecológicas associadas a *Mimagoniates microlepis*.

3.5 Conclusões

- I. Padrões de segregação espacial de tamanho foram constatados para *M. microlepis*. Adultos da espécie foram consistentemente predominantes nas áreas mais altas, próximas à cabeceira, enquanto os jovens, predominaram nas localidades mais próximas à desembocadura. Considerando o que foi reportado por Mazzoni e Iglesias-Rios (2012) de que a espécie realiza migrações no rio Ubatiba mesmo a curtas distâncias, o resultado do presente estudo leva-nos a concordar com a hipótese inicialmente proposta por Braga et al. (2013), de que a espécie de *M. microlepis* realiza migração ontogenética por razões reprodutivas.
- II. Sua habilidade de dispersão ao longo do rio Ubatiba, seja por migrações ativas ou passivas (deriva de ovos e larvas) se reflete num extenso contato histórico entre seus indivíduos, e isto é apoiado pelos resultados moleculares da região COI e D-loop. O alto compartilhamento de haplótipos entre as diferentes localidades, contemplando desde áreas de cabeceira à foz do rio Ubatiba, somado a homogeneidade genética revelada pelo Índice de Fixação alélica (Φ_{st}) da AMOVA demonstram a existência de fluxo gênico ao longo da bacia do rio Ubatiba, tratando-se de uma população de característica estrutural única.
- III. A variação no comprimento do DNAm_t para a *M. microlepis* é resultado da variação simultânea no número de cópias de curtas sequências repetitivas de aproximadamente 35 pb localizadas na região do D-loop. O estudo mais aprofundado da variação de

tamanho destas sequências em tandem podem evidenciar tendências evolutivas da espécie de *M microlepis*.

3.6 Referências

ABREU, M.M.; PEREIRA, L.H.G.; VILA, V.B.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, C. Genetic variability of two populations of *Pseudoplatystoma reticulatum* from the Upper Paraguay River Basin. *Genetics and Molecular Biology*, São Paulo, v. 32, n. 4, p. 868-873. September 2009.

AGOSTINHO, C.S.; AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; ALMEIDA, D.A.; MARQUES, E.E. Selectivity of fish ladders: the first bottleneck in fish movement. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v.5, n. 2, p. 205-213, 2007.

ALJANABI, S.M.; MARTINEZ, I. Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. *Nucleic acids research*, v. 25, n. 22, p. 4692-4693, November 1997.

AZEVEDO, R.S.; A. BITENCOURT; D.A. SILVA; A. AMORIM; R. MAZZONI *et al.* 'Genetic Diversity of *Geophagus Brasiliensis* from the South American Atlantic Rainforest', *Forensic Science International: Genetics Supplement Series*, v. 6, p. e433-e434. September 2017.

AZEVEDO, Rafael Santos. Movimento e estruturação genética de duas espécies de peixes de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Maricá RJ. 2017.92f. Tese de doutorado - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

BARROS, ThiagoFonseca de. Estrutura populacional, estratégia reprodutiva e deslocamento de *Rhamdioglanis transfasciatus* Miranda-Ribeiro, 1908. 85f. bagre endêmico de riachos costeiros da mata Atlântica. 2017. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K.; GOMES, L. C.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P.V. 2004. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environmental Biology of Fish*, v. 71, n. 2, p. 115-125, October 2004.

BENSON, G. Tandem repeats finder: a program to analyze DNA sequences. *Nucleic Acids Research*, v. 27, n. 2, p. 573-580, January 1999.

BIALETZKI, A.; NAKATANI, K.; SANCHES, P.V.; BAUMGARTNER, G. Spatial and temporal distribution of larvae and juveniles of *Hoplias* aff. *malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v.62, n. 2, p. 211-222, May 2002.

- BRAGA, R.R.; BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S. Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: Implications for stream fish conservation in the Neotropics. *Environmental Biology of Fishes*, v. 96, n. 1, p. 21-31, January 2013.
- BUENO-SILVA, M. Genética molecular e sistemática animal: Um breve histórico, contribuições e desafios. *Estudos de Biologia*, v. 34, n. 83, p. 421-157, Jul./dez. 2012.
- BURNS, J.R.; WEITZMAN, S.H.; GRIER, H.J.; MENEZES, N.A. Internal fertilization, testis and sperm morphology in Glandulocaudine fishes (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae). *Journal of Morphology*, v. 224, n. 2, p. 131-145, May 1995.
- CALCAGNOTTO, D.; De SALLE, R. Population genetic structuring in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) across the Paraná-Paraguay basin: evidence from microsatellites. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 4, p. 607-616, 2009.
- CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria, BC: World Fisheries Trust. 2003.
- CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 1, p. 75-83, January 2005.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 623, n. 1, p. 173-189, May 2009.
- CESARONI, D.; VENANZETTI, F.; ALLEGRUCCI, G.; SBORDONI, V. Mitochondrial DNA length variation and heteroplasmy in natural populations of the European sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Molecular Biology and Evolution*, v. 14, n. 5, p. 560-568, May 1997.
- CASANE, D.; DENNEBOUY, N.; ROCHAMBEAU, H. de; MOUNOLOU, J.C.; MONNEROT, M. Nonneutral evolution of tandem repeats in the mitochondrial DNA control region of lagomorphs. *Molecular Biology and Evolution*, v. 14, n. 8, p. 779-89, August 1997.
- DAVIS, D. J.; WIEMAN, A. C.; BERENDZEN, P. B. The influence of historical and contemporary landscape variables on the spatial genetic structure of the rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) in tributaries of the upper Mississippi River. *Conservation Genetics*, v. 16, n. 1, p. 167-179, 2015.
- EXCOFFIER, L.; LISCHER, H.E.L. Arlequin suite v 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources*, v. 10, n. 3, p. 564-567, May 2010.
- FERREIRA, D.G. GALINDO, B.A.; FERREIRA, D.G., FRANTINE-SILVA, W.; ALMEIDA, F.S.; SOFIA, S.H. Genetic structure of a Neotropical sedentary fish revealed by AFLP, microsatellite and mtDNA markers: a case study. *Conservation Genetics*, v. 16, n. 1, p. 151-166, February 2014.
- FRASER, D.J.; DUCHESNE, P. BERNATCHEZ, L. Migratory charr schools exhibit population and kin associations beyond juvenile stages *Molecular Ecology*, v. 14, n. 10, p. 3133-3146, July 2005.

GARBER, A.F.; TRINGALI, M.D.; FRANKS, J.S. Population genetic and phylogeographic structure of wahoo, *Acanthocybium solandri*, from the western central Atlantic and central Pacific Oceans. *Marine Biology*, v. 147, n. 1, p. 205-214, February 2005.

GARCÍA, B.A.; MANFREDI, C.; FICHERA, L.; SEGURA, E.L. Short report: Variation in mitochondrial 12S and 16S ribosomal DNA sequences in natural populations of *Triatomainfestans* (Hemiptera: Reduviidae), *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, v. 68, n. 6, p. 692-694, June 2003.

HEBERT, P.D.; CYWINSKA, A.; BALL, S.L. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1512, p. 313-321, February 2003.

HEBERT, P.D.; PENTON, E.H.; BURNS, J.M.; JANZEN, D.H.; HALLWACHS, W. Ten species in one: DNA barcoding reveals cryptic species in the neotropical skipper butterfly *Astrartes fulgerator*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 41, p. 14812-14817, August 2004.

HEGGENES, J.; RØED, K.H. Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology Freshwater of Fish*, v. 15, n.4, p. 366-375, November 2006.

HOFFMAN, R.; DUNHAM J. Fish movement ecology in high gradient headwater streams: its relevance to fish passage restoration through stream culvert barriers. U.S. Geological Survey, OFR, Washington, D.C., pp 2007-1140, 2007.

IERVOLINO, F.; RESENDE, E.K. de; HILSDORF, A.W.S. The lack of genetic differentiation of pacu (*Piaractus mesopotamicus*) populations in the Upper-Paraguay Basin revealed by the mitochondrial DNA D-loop region: Implications for fishery management. *Fisheries Research*, v. 101, n. 1-2, p. 27-31, January 2010.

IRWIN, D.M.; KOCHER, T.D.; WILSON, A.C. Evolution of cytochrome b of mammals. *Journal of Molecular Evolution*, v. 32, n. 2, p. 128-144, August 1991.

IVANOVA, N.V.; ZEMLAK, T.S.; HANNER, R.H.E.; HEBERT, P.D.N. Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Molecular Ecology Notes*, v. 7, n. 4, p. 544-548, March 2007.

JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.; OLDEN, J.D. What controls who is where in freshwater fish communities- the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170, April 2011.

KEARSE, M.; MOIR, R.; WILSON, A.; STONES-HAVAS, S.; CHEUNG, M.; STURROCK S.; BUXTON, S.; COOPER, A.; MARKOWITZ, S.; DURAN, C.; THIERER, T.; ASHTON, B.; MENTJIES, P.; DRUMMOND, A. Geneious Basic: an integrated and extendable desktop software platform for the organization and analysis of sequence data. *Bioinformatics*, v. 28, n. 12, p. 1647-1649, April 2012.

LAMPERT, V.R.; AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B. Hábito alimentar de *Mimagoniates microlepis* STEINDACHNER, 1876 (Characidae: Glandulocaudinae) do canal de ligação entre as lagoas Emboaba e Emboabinha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS*, v. 16, n. 1, p. 3-16, 2003.

- LEE, W.J.; COROY, J.; HOWELL, W.H.; KOCHER, T.D. Structure and evolution of fish mitochondrial control regions. *Journal of Molecular Evolution*, v. 41, n. 1, p. 54-66, October 1995.
- LIBRADO, P.; ROZAS, J. DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*, v. 25, n. 11, p. 1451-1452, April 2009.
- LIMA, A.F.; MAKRAKIS, M.C.; SARAI, P.S.; AZEVEDO, A.V.; MAKRAKIS, S.; ASSUMPÇÃO, L.; ANDRADE, F.F.; PINHEIRO-DIAS, J.H. Padrões de distribuição e ocorrência espaço-temporal de ovos e larvas de peixes nos rios Pardo e Anhanduí, bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Revista brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 7-13, Março 2012.
- LOWE-McCONNELL, R.H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press, pp 382, 1987.
- LUNT, D.H.; WIPPLE, L.E.; HYMAN, B.C. 1998. Mitochondrial DNA variable number tandem repeats (VNTRs): utility and problems in molecular ecology. *Molecular Ecology*, v. 7: p. 1441-1455, 1998.
- MAKRAKIS, M.C.; MIRANDA, L.E.; MAKRAKIS, S.; FONTES, H.; JÚNIOR, M.; MORLIS, W.G.; DIAS, J.H.P.; GARCIA, J.O. Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly regulated river basin. *Journal of Fish Biology*, v. 81, n. 2., p. 866-881, June 2012.
- MANNA, L.R.; REZENDE, C.F.; MAZZONI, R. Effect of body size on microhabitat preferences in stream-dwelling fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 33, n. 2, p. 193-202, March 2017.
- MARTINS, C.; WASKO, A.P.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F. Mitochondrial DNA variation in wild populations of *Leporinus elongatus* from the Paraná River basin, São Paulo, v. 38, n. 1, p. 33-38, 2003.
- MATSUMOTO, C.K.; HILSDORF, A.W.S. Microsatellite variation and population genetic structure of a neotropical endangered Bryconinae species *Brycon insignis* Steindachner, 1877: implications for its conservation and sustainable management. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 7, n. 3, p. 395-402, September 2009.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E.P.; FENERICH-VERANI, N. Reproductive biology of a Characidiinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá-RJ. *Brazilian journal of biology*, São Carlos, v. 62, n.3, p. 487-494, August 2002.
- MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, v. 61, n. 6, p. 1606-1618, December 2002.
- MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, v. 23, n. 5, p. 588-602, October 2000.
- MAZZONI, R.; MENDONÇA, R.S.; CARAMASCHI, É.P. Reproductive biology of *Astyanax janaeiroensis* (OSTEICHTHYES, CHARACIDAE) from the Ubatiba river, Maricá, RJ, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, v. 65, n. 4, p. 643-649, November 2005.

- MAZZONI, R.; RIOS, R.I. Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 60, n. 4, p. 1837-1846, December 2012.
- MAZZONI, R.; SCHUBART, S.A.; IGLESIAS-RIOS, R. Longitudinal segregation of *Astyanax jameiroensis* in Rio Ubatiba: A Neotropical stream of south-east Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, v.13, n. 3, p. 231-234, August 2004.
- MENEZES, M.S. De; CARAMASCHI, É.P. Longitudinal distribution of *Hypostomus punctatus* (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 229-233, 2000.
- MEYER, A. Evolution of mitochondrial DNA in fishes. *Biochemistry and Molecular Biology of Fishes*, v. 2, n. 1-38, 1993.
- MORAES, M.; FILHO, J.J.S.; COSTA, R.; MIRANDA, J.C., REZENDE, C.F.; MAZZONI, R. Life history and ontogenetic diet shifts of *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) (Osteichthyes, Siluriformes) from a coastal stream of Southeast Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, v. 9, n.2, p. 1-10, 2013.
- MORELLI, Karina Alessandra. Migração do curimatá (*Prochilodus lineatus*, Prochilodontidae, Characiformes) no rio Mogi-Guaçu: Aspectos genéticos-Populacionais. 141f. Tese de Doutorado- Universidade Estadual Paulista-UNESP, Botucatu, SP. 2008.
- MUNDY, N.I.; WINCHELL, C.S.; WOODRUFF, D.S. Tandem repeats and heteroplasmy in the mitochondrial DNA control region of the Loggerhead Shrike (*Lanius ludovicianus*). *Journal of Heredity*, v. 87: n. 1, p. 21-26, Jan-Feb 1996.
- NEEDLEMAN, S.B.; WUNSCH, C.D. A general method applicable to the search for similarities in the amino acid sequence of two proteins. *Journal of Molecular Biology*, v. 48, n. 3, p. 443-453, March 1970.
- NEI, M. *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York, pp 512, 1987.
- NEI, M.; TAJIMA, F. DNA polymorphism detectable by restriction endonucleases. *Genetics*, v. 97, n. 1, p. 145-163, February 1981.
- OMOTE, K.; NISHIDA, C.; DICK, M.H.; MASUDA, R. Limited phylogenetic distribution of a long tandem-repeat cluster in the mitochondrial control region in *Bubo* (Aves, Strigidae) and cluster variation in Blakiston's Fish Owl (*Bubo blakistoni*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, v. 66, n. 3, p. 889-897, December 2013.
- OTTO, Gislaine. Ecologia trófica de duas espécies de *Mimagoniates microlepis* (Characiformes: Characidae: Glandulocaudinae) em riachos de restinga na ilha de São Francisco – SC. f. Dissertação de Mestrado - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. 2006.
- PADHI, A. Geographic variation within a tandemly repeated mitochondrial DNA D-Loop region of a North American freshwater fish, *Pylodictis olivaris*. *Gene*, v. 538, n.1, p. 63-68, January 2013.

PAIXÃO, R.V.; RIBOLLI, J.; ZANIBONI-FILHO, E. Genetic Variation of the Endangered Neotropical Catfish *Steindachneridion scriptum* (Siluriformes: Pimelodidae). *Frontiers in Genetics*, v. 9, p. 1-10, February 2018.

PALUMBI, S.R. Nucleic acids II: the polymerase chain reaction. In: HILLIS, D.M.; MORITZ, C.; MABLE, B.K. (Eds.) *Molecular Systematics*. Sinauer e Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, pp 205-247, 1996.

PAMPONET, V.C.C.; CARNEIRO, P.L.S.; AFFONSO, P.R.A.M.; MIRANDA, V.S.; SILVA-JUNIOR, J.C.; OLIVEIRA, G.C.; GAIOTTO, F.A. A multi-approach analysis of the genetic diversity in populations of *Astyanax* aff. *bifasciatus* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Characidae) from Northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 6, n. 4, p. 621-630, Oct./Dec.2008.

PEREIRA, L.H.G.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, O. Genetic structure of the migratory catfish *Pseudoplatystoma corruscans* (Siluriformes: Pimelodidae) suggests homing behavior. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 18, n. 2, p. 215-225, May 2009.

PHILIPPSEN, J.S.; RENESTO, E.; GEHL, A.M., ARTONI, R.F.; SHIBATTA, O.A.; ZAWADZKI, C.H. Genetic variability in four samples of *Neoplecostomus yapo* (Teleostei: Loricariidae) from the Paranapanema basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v.7, n. 1, p. 25-30, March 2009.

PIE, M.R.; BAGGIO, R. A.; BOEGER, W. A.; PATELLA, L. A.; OSTRENSKY, A.; VITULE, J. R. S.; ABILHOA, V. Molecular data reveal a diverse *Astyanax* species complex in the upper Iguazu River. *Journal of Fish Biology*, v. 75, n. 9, p. 2357-2362, December 2009.

PIORSKI, N.M.; SANCHES, A.; CARVALHO-COSTA, L.F., HATANAKA, T.; CARRILLO-AVILA, M.; FREITAS, P.D.; GALETTI, P.M. Contribution of conservation genetics in assessing neotropical freshwater fish biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1039-1050, November 2008.

POULSEN, S.B.; JENSEN, L.F.; SCHULZ, C.; DEACON, M.; MEYER, K.E.; JÄGER-KLEINICKE, T., et al. Ontogenetic differentiation of swimming performance and behaviour in relation to habitat availability in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). *Aquatic Living Resources*, v. 25, n.3, p. 241-249, September 2012.

PRIOLI, A. J.; CARLO VA, Soria TV, Prioli SM, Pavanelli CS, Prioli RA, Gomes VN, Júlio HF Jr, Prioli LM. Mitochondrial D-loop nucleotide diversity in *Astyanax* (Osteichthyes, Characidae) from the upper Paraná and upper Paraguay River basins. *Genetics and Molecular Research*, v. 11, n. 2, p. 1064–1074, April 2012.

PRIOLI, S.M.; PRIOLI, A.J.; JÚLIO Jr, H.F.; PAVANELLI, C.S.; OLIVEIRA, A.V.D.; CARRER, H.; PRIOLI, L.M. Identification of *Astyanax altiparanae* (Teleostei, Characidae) in the Iguazu River, Brazil, based on mitochondrial DNA and RAPD markers. *Genetics and Molecular Biology*, v. 25, n. 4, p. 421-430, 2002.

RAY, D. A.; DENSMORE, L. D. Repetitive sequences in the crocodilian mitochondrial control region: Poly-A sequences and heteroplasmic tandem repeats. *Molecular Biology and Evolution*, v. 20, n. 6, p. 1006-1013, June 2003.

REED, D.H.; FRANKHAM, R. Population fitness is correlated with genetic diversity. *Conservation Biology*, v. 17, n. 1, p. 230-237, February 2003.

REIS, K.V.; VENERE P.C.; SAMPAIO I.; RÊGO P.S.; VALLINOTO, M.; SOUZA I.L. Downstairs gene flow: the effects of a linear sequence of waterfalls on the only population of the endangered minnow *Astyanax xavante*. *Journal of Fish Biology*, v. 87, n.3, p. 754, 762, July 2015

REZENDE, C.F.; MORAES, M.; MANNA, L.R.; LEITÃO, R.P.; CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro, v. 58, n. 4, p. 1479-1487, December 2010.

RIBEIRO, M.C.S.; HACKSPACHER, P.C.; RIBEIRO, L.F.B.; NETO, J.C.H. Evolução tectônica e denudacional da Serra do Mar (SE/Brasil) no limite entre o Cretáceo Superior e Paleoceno, utilizando análises de traços de fissão e U-TH/HE em apatitas. *Revista Brasileira em Geomorfologia*, v.12, n. 3-14, 2011.

RIBOLLI, J.; HOEINGHAUS, D. J.; JOHNSON, J. A.; ZANIBONI-FILHO, E.; FREITAS, P. D.; GALETTI, P. M. Isolation-by-time population structure in potamodromous Dourado *Salminus brasiliensis* in southern Brazil. *Conservation Genetics*, v.18, n. 1, p. 67-76, February 2017.

RIBOLLI, J.; MIÑO, C.I.; ZANIBONI-FILHO, E.; SOUZA GUERREIRO, T.C.; REYNALTE-TATAJE, D.A.; FREITAS, P.D.; Jr GALETTI, P.M. Preliminary insights into the genetic mating system of neotropical *S. brasiliensis*: kinship assignment and parental reconstruction reveal polygynandry. *Ichthyological Research*, v. 63, n. 1, p. 87-191, January 2016.

RIBOLLI, J.; ZANIBONI-FILHO, E.; FREITAS, P.D. Genetic evidences of non-reproductive shoaling in the freshwater fish *Salminus brasiliensis*. *Hydrobiologia*, February 2018. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3550-y>

SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 50, n. 1, p. 23-36, January 1990.

SANTOS, A.B.I.; TERRA, B. De F.; ARAÚJO, F.G. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, Curitiba, v. 27, n. 5, p. 732-740, October 2010.

SANTOS, M.C.F.; RUFFINO, M.L.; FARIAS, I.P. High levels of genetic variability and panmixia of the tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) in the main channel of the Amazon River. *Journal of Fish Biology*, v. 71, p. 33-44, July 2007.

SCHLOSSER, I.J. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwaterstreams. *Hydrobiologia*, v. 303, n. 1-3, p. 71-81, April 1995.

SCHNEIDER, S.; ROESSLI, D.; EXCOFFIER, L. Arlequin: a software for population genetics data analysis User manual v 2.000. Genetics and Biometry Lab, Dept. of Anthropology, University of Geneva; Geneva, 2000.

SCHTICKZELLE, N.; QUINN, T.P. A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries*, v. 8, n. 4, p. 297-314, December 2007.

SILVA, E.A.; STEWART, D.J. Age structure, growth and survival rates of the commercial fish *Prochilodus nigricans* (bocachico) in North-eastern Ecuador. *Environmental Biological of Fishes*, v. 77, n. 1, p. 63-77, September 2006.

SILVA, P.S.; ASSUMPÇÃO, L.; LIMA, A.F.; MAKRAKIS, M.C.; MAKRAKIS, S.; DIAS, J.H.P. Distribuição espacial e temporal de ovos e larvas de peixes no rio Aguapeí, SP, alto rio Paraná. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 7, n. 3, p. 462-478, 2011.

SMITH, T. A.; KRAFT, C. E. Stream Fish Assemblages in Relation to Landscape Position and Local Habitat Variables. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 134, n. 2, p. 430-440, August 2005.

SMITH, T. A.; KRAFT, C. E. Stream Fish Assemblages in Relation to Landscape Position and Local Habitat Variables. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 134, n. 2, p. 430-440, August 2005.

SMITH, T.F.; WATERMAN, M.S. Identification of Common Molecular Subsequences. *Journal of Molecular Biology*, v. 147, n. 1, p. 195-197, March 1981.

SOFIA, S.H.; GALINDO, B.A.; PAULA, F.M.; SODRÉ, L.M.K.; MARTINEZ, C.B.R. Genetic diversity of *Hypostomus ancistroides* (Teleostei, Loricariidae) from an urban stream. *Genetics and Molecular Biology*, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 317-323, 2008.

SUZUKI, H. I.; VAZZOLER, A.E.A.M.; MARQUES, E.E.; LIZAMA, M.A.P.; INADA, P. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. eds. *The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers. p. 271-291.

SWANBERG, T.R. Movements of and Habitat Use by Fluvial Bull Trout in the Blackfoot River, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 126, n. 5, 735-746, January 1997.

TAJIMA, F. Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics*, v. 123, n. 3, p. 585-595, November 1989.

THOMPSON, L.; ROYCE, L. Fish Habitat In Freshwater Streams. ANR Publication 8112, n. Grant, p. 12, 2004.

TORRES, R.A.; RIBEIRO, J. The remarkable species complex *Mimagoniates microlepis* (Characiformes: Glandulocaudinae) from the Southern Atlantic Rain forest (Brazil) as revealed by molecular systematic and population genetic analyses. *Hydrobiologia*, v. 617, n. 1, p. 157-170, January 2009.

VITULE, J.R.S.; BRAGA, M.R.; ARANHA, J.M.R. Population structure and reproduction of *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Teleostei, Characidae) in a neotropical stream basin from the Atlantic Forest, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*: v. 51, n. 6, p. 1187-1198, Nov./Dec. 2008.

WANG, X.; LIU, N.; ZHANG, H.; YANG, X.J.; HUANG, Y.; LEI, F. Extreme variation in

patterns of tandem repeats in mitochondrial control region of yellow-browed tits (*Sylviparus modestus*, Paridae). *Scientific Reports*, v. 5, n. 32, p. 1-9, August 2015.

WARD, R.D.; ZEMLAK, T.S.; INNES, B.H.; LAST, P.R.; HEBERT, P.D. DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 360, n. 1462, p. 1847-1857, October 2005.

WESSA, P. Free Statistics Software, Office for Research Development and Education, v 1.2.1. 2017.

WOLFF, L.L.; CARNIATTO, N.; HAHN, N.S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 11, n. 2, p. 375-386, May 2013.

ZANIBONI-FILHO, E.; SCHULZ, U.H. Migratory fishes of the Uruguay river. In: CAROSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A (Eds.). *Migratory fishes of the South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust, Victoria, pp 161-192, 2003.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação do modelo ecológico proposto por Sibly et al. (2007) permitiu fazer algumas importantes predições do *status* atual da população de *M. microlepis* num ambiente estocástico como o rio Ubatiba. Embora esses modelos tenham sido desenhados para explorar e analisar aspectos populacionais em termos de competição e demais fatores responsáveis pela flutuação de seus números, sua aplicação para populações de peixes de água doce, tanto de rios como de riachos para a região neotropical, é inexistente. No entanto, os resultados aqui apresentados podem ser considerados inovadores para populações de peixes de riachos e podem servir de base para outros estudos. Sendo assim, investigações mais profundas são importantes a fim de produzirem respostas mais robustas que visem esclarecer perguntas relacionadas aos fatores envolvidos no recrutamento e variações no tamanho populacional. Deste modo, permitiria entender como as espécies estão se mantendo nesses ambientes tão variáveis, como os riachos da Mata Atlântica. Os resultados aqui apresentados revelam que a população de *M. microlepis* está em declínio, isto é indicado pela taxa de retorno negativa, contrariando os limites estabelecidos por Sibly et al. (2007).

O período reprodutivo prolongado da espécie de *M. microlepis* no rio Ubatiba pode ser explicado como uma adaptação para garantir a sobrevivência de sua prole em pelo menos um evento reprodutivo. A baixa fecundidade registrada neste estudo corrobora com outros trabalhos e parece ser comum entre as espécies dos Glandulocaudinaes, sendo atribuídas à existência de inseminação, que garantiria a fecundação da maioria dos ovócitos, apesar de sua baixa produção (AZEVEDO et al., 2016; LAMPERT; AZEVEDO, 2018). Os resultados do presente estudo se somam às evidências de Braga et al. (2013) para outras bacias hidrográficas e concorda com a hipótese de que *M. microlepis* é uma das espécies de peixes de riachos que realizam migrações ontogenéticas por razões reprodutivas. Por isto, padrões de segregação espacial de tamanho foram constatados ao longo da bacia do rio Ubatiba.

Diferente das espécies territorialistas e sedentárias, espera-se que a distribuição genética de espécies que se movimentam como *M. microlepis* (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2012) seja homogênea, a ponto de não existir estruturação genética ao longo do rio. Isto foi corroborado para *M. microlepis* no rio Ubatiba, revelando ser uma população panmítica. Além disto, a diversidade genética encontrada apresentou-se baixa indicando que o potencial adaptativo e evolutivo da espécie neste ambiente é reduzido.

Referências

AZEVEDO, M.A.; FIALHO, C.B.; MALABARBA, L.R. Reproductive strategies in two inseminating species of Glandulocaudini, *Mimagoniates microlepis* and *Mimagoniates rheocharis* (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 431-444, January 2016.

BRAGA, R.R.; BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S. Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: Implications for stream fish conservation in the Neotropics. *Environmental Biology of Fishes*, v. 96, n. 1, p. 21-31, January 2013

LAMPERT, V. R.; AZEVEDO, M. A. Non-seasonal reproduction in inseminating species of *Mimagoniates* (Characidae, Characiformes) from southern Brazil, São Paulo, *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 58, n. e20185802, February 2018.

MAZZONI, R.; RIOS, R.I. Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 60, n. 4, p. 1837-1846, December 2012.

SIBLY, R.M.; BARKER, D.; HONE, J.; PAGEL, M. On the stability of populations of mammals, birds, fish and insects. *Ecology Letters*, v. 10, n. 10, p. 970–976, October 2007.