

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

VANESSA MARIA RIBEIRO



***Micropterus salmoides*, UM PREDADOR INTRODUZIDO EM UM  
RESERVATÓRIO NEOTROPICAL: COMPOSIÇÃO DA DIETA, TÁTICAS  
REPRODUTIVAS E MÉTODOS DE CAPTURA**

CURITIBA

2013

VANESSA MARIA RIBEIRO

***Micropterus salmoides*, UM PREDADOR INTRODUZIDO EM UM  
RESERVATÓRIO NEOTROPICAL: COMPOSIÇÃO DA DIETA, TÁTICAS  
REPRODUTIVAS E MÉTODOS DE CAPTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - PPGECO da Universidade Federal do Paraná - UFPR, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule.

Co-Orientador: Dr. Vinícius Abilhoa.

CURITIBA

2013



Ministério da Educação  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
Setor de Ciências Biológicas  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



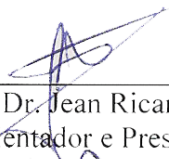
## PARECER


Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Vanessa Maria Ribeiro** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.


Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 15 de fevereiro de 2013.


BANCA EXAMINADORA:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule  
Orientador e Presidente

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
Membro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice  
Membro

Visto:

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Dra. Maria Regina Torres Boeger  
Coordenadora do PPG-ECO

## **MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS**

A Deus por ter me dado forças e iluminado meu caminho para que eu pudesse concluir mais essa etapa da minha formação.

A toda a minha família pelo amparo, força, torcida e compreensão durante esses dois anos de mestrado. Em especial aos meus pais Leonildo e Cleusa, meu namorado Vinicius, meu irmão Vagner, minha cunhada Fernanda e, meu sobrinho Danilo que alegrou todos os meus dias.

A todos os meus amigos pelo apoio, companheirismo e amizade, em especial à Karin e ao Vinicius por estarem sempre ao meu lado, me ajudando em cada momento e sempre me dando forças para continuar, vocês foram realmente essenciais.

A todo o pessoal do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC) e Grupo de Pesquisas em Ictiofauna (GPIc) pela grande ajuda nas fases de campo, análises e discussões, além de deixarem meus dias muito mais divertidos ao lado de vocês.

Ao meu orientador Jean Vitule, por estar sempre disposto a me ajudar e não medir esforços para que tudo fosse feito da melhor forma possível. Muito obrigada ainda por sua amizade, conselhos e por tudo o que me ensinou durante esses dois anos.

Ao meu co-orientador Vinícius Abilhoa por sua paciência, apoio e por estar sempre disposto a me ajudar.

A todos os pescadores que auxiliaram as fases de campo.

Ao programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação e a todos os professores do programa que me auxiliaram nessa etapa.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

A banca examinadora, composta pelos professores Angelo Antônio Agostinho e Fernando Mayer Pelicice pelas valiosas contribuições.

Dissertação de mestrado de **Vanessa Maria Ribeiro**

**Título:** *Micropterus salmoides*, um predador introduzido em um reservatório Neotropical: composição da dieta, táticas reprodutivas e métodos de captura

**Endereço:** Rua Igor Stravinski, 122, Fazendinha, Curitiba-PR

**Telefone:** (41) 9126-6204

**Email:** vanessa.gpic@gmail.com

**Nº de páginas da dissertação:** 112

## RESUMO GERAL

A crescente demanda por água e energia, provocada pelo crescimento desenfreado da população humana e desenvolvimento tecnológico, colocam os ecossistemas de água doce entre os mais explorados e ameaçados. A perda de diversidade biológica observada em ecossistemas aquáticos continentais pode ser resultado de múltiplos estressores ambientais, dentre os quais está a introdução de espécies não nativas, sendo esse um dos maiores problemas para a conservação de peixes de água doce. Dentro deste cenário destaca-se a introdução do predador Norte Americano *Micropterus salmoides*, conhecido no Brasil como black bass, que está atualmente introduzido em mais de 50 países, gerando sérios impactos negativos sobre populações nativas. No Brasil, entretanto, embora a espécie esteja introduzida desde 1922, são raros os estudos que avaliam de forma clara e direta o potencial invasor da espécie, especialmente para as regiões de cabeceiras do rio Iguaçu e região. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo descrever a dieta, investigar o sucesso reprodutivo e testar a eficiência de três metodologias na captura de *M. salmoides*, utilizando uma população introduzida no reservatório do Passaúna, localizado no sul do país. Para tal, indivíduos foram coletados mensalmente entre maio/11 e abril/12 através de pesca elétrica, redes de emalhe passivas (malhas de 15 a 150 mm entre nós consecutivos) e pesca com iscas artificiais. Os indivíduos capturados tiveram seus estômagos e gônadas retirados, os conteúdos estomacais identificados ao menor nível taxonômico possível, os estádios de maturação gonadal descritos e o índice gonadossomático (IGS) calculado para cada indivíduo. A eficiência de captura das técnicas aplicadas foi comparada através de captura por unidade de esforço (CPUE), calculada em número de indivíduos e biomassa capturada. Foi detectada mudança ontogenética na dieta de *M. salmoides*, sendo que indivíduos  $\leq 70$  mm de comprimento padrão (CP) consumiram principalmente Copepodas e insetos da ordem Hemiptera, enquanto que indivíduos  $> 70$  mm alimentaram-se quase que exclusivamente de peixes. O tamanho de mudança para a piscivoria foi de aproximadamente 70 mm e, o grau de piscivoria (71,2%) esteve entre os mais altos já registrados na literatura. As tilápias foram as espécies de peixe mais predadas, embora espécies nativas também tenham sido consumidas em grande quantidade. O alto consumo de peixes e a interação com outras espécies não nativas podem fazer parte de processos mais complexos que a simples disponibilidade de recursos, processos esses que podem estar relacionados à ingenuidade ecológica e fusão invasora, hipóteses que

devem ser testadas experimentalmente a fim de que seja comprovado ou não a ocorrência desses processos no local. O índice gonadossomático e a variação mensal dos estádios de maturação gonadal indicam um período de desova prolongado (agosto a dezembro), com pico na estação de primavera e coincidindo com o aumento de temperatura. Cálculos de  $L_{50}$  mostraram que ambos os sexos começam a reproduzir ao atingirem entre 140 e 161 mm de comprimento padrão. Em relação à eficiência das diferentes técnicas de captura, a pesca elétrica e pesca com iscas artificiais podem ser consideradas eficazes na captura e controle do black bass, sendo a primeira capaz de capturar indivíduos menores (22 e 183 mm, CP) e a segunda mais eficaz na captura de indivíduos maiores (72 a 450 mm, CP). Desta forma, ficam claras evidências de que *M. salmoides* encontrou boas condições para sua sobrevivência e estabelecimento no reservatório do Passaúna, consumiu uma ampla gama de espécies nativas e não nativas e alcançou sucesso reprodutivo no local, sendo essa uma forte evidência de estabelecimento. Frente a esses fatos, sugere-se ainda que as técnicas de pesca elétrica e pesca com iscas artificiais sejam aplicadas em conjunto, a fim de que seja realizado o controle populacional da espécie ao retirar indivíduos jovens da população, evitando que cheguem a fase adulta, e indivíduos adultos em fase reprodutiva, diminuindo a quantidade de desovas e entrada de novos indivíduos na população.

**Palavras-chave:** piscivoria, estabelecimento, manejo, Brasil.

## GENERAL ABSTRACT

The growing demand for water and energy, caused by the unbridled growth of the human population and technological development, placing freshwater ecosystems among the most exploited and threatened. The loss of biological diversity observed in freshwater ecosystems may result from multiple environmental stressors, among which is the introduction of non-native species, being this one of the biggest problems for the conservation of freshwater fish. Within this scenario we highlight the introduction of the North American predator *Micropterus salmoides*, known in Brazil as black bass, which is currently introduced in more than 50 countries, generating serious negative impacts on native populations. In Brazil, however, although the species is introduced since 1922, there are few studies that evaluate clearly and direct the invasive potential of the species, especially for the headwaters of the Rio Iguaçu and region. Therefore, this study aimed to describe the diet, investigate the reproductive success and test the effectiveness of three approaches in capturing *M. salmoides*, using a population introduced into the Passaúna reservoir, located in the south of the country. For such individuals were collected monthly between May/11 and April/12 through electrofishing, gill netting passive (mesh 15-150 mm between consecutive knots) and fishing with artificial baits. Captured individuals had their stomachs and gonads removed, the stomach contents identified to the lowest possible taxonomic level, the gonadal maturation stages described and gonadosomatic index (GSI) calculated for each individual. The capture efficiency of the applied techniques was compared using catch per unit effort (CPUE), measured in number of individuals and biomass. Was detected

ontogenetic change in the diet of *M. salmoides*, being that individuals  $\leq 70$  mm standard length (SL) consumed primarily Copepods and insects of the order Hemiptera, whereas individuals  $> 70$  mm fed almost exclusively on fish. The size of the shift to piscivory was approximately 70 mm (SL), and the degree of piscivory (71.2%) was among the highest ever reported in the literature. Tilapia fish species were more predated, although native species have been also consumed in large quantities. The high consumption of fish and interaction with other non-native species may be part of more complex processes than the simple availability resources, these processes may be related to ecological naiveté and invasion meltdown, hypotheses to be tested experimentally so that is proven or not such processes in place. The gonadosomatic index and monthly variation of gonadal maturation stages indicate a prolonged spawning period (August to December), with a peak in the spring season and coinciding with the increase in temperature. Calculations of  $L_{50}$  showed that both sexes begin to reproduce when they reach between 140 and 161 mm standard length. Regarding the effectiveness of different techniques of catching, electric fishing and fishing with artificial baits can be considered effective in the capture and control of black bass, the first being able to catch smaller individuals (22 to 183 mm, SL) and the second most effective the capture of larger individuals (72 to 450 mm, SL). This way, become clear evidence that *M. salmoides* found good conditions for its survival and establishment in Passaúna reservoir, consumed a wide range of native and non-native species and achieved reproductive success on site, and this is strong evidence of establishment. Given these facts, it is suggested that even electric fishing techniques and fishing with artificial baits are applied together, so that population control is performed to remove young individuals of population, preventing them from reaching adulthood, and adults individuals in the reproductive phase, decreasing the amount of spawning and entry of new individuals in the population.

**Keywords:** piscivory, establishment, management, Brazil.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	7
LISTA DE TABELAS .....	10
PREFÁCIO .....	11
REFERÊNCIAS.....	17

### Capítulo I

#### **Dieta do predador introduzido black bass, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), em um reservatório Neotropical**

RESUMO .....	22
1. INTRODUÇÃO .....	24
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	26
2.1. Área de estudo.....	26
2.2. Amostragens.....	27
2.3. Análise da dieta .....	29
2.4. Delineamento estatístico .....	31
3. RESULTADOS.....	33
4. DISCUSSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	51

### Capítulo II

#### **Sucesso reprodutivo do predador introduzido black bass (*Micropterus salmoides*), em um reservatório Neotropical**

RESUMO .....	59
1. INTRODUÇÃO .....	61
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	63
2.1 Área de estudo.....	63
2.2 Coleta de dados .....	64
2.3. Análises da atividade reprodutiva .....	65
3. RESULTADOS.....	67
4. DISCUSSÃO.....	75
REFERÊNCIAS .....	81



### Capítulo III

#### Comparação da eficiência de três técnicas de captura para o controle populacional do predador não nativo black bass (*Micropterus salmoides*), em um reservatório Neotropical

RESUMO .....	89
1. INTRODUÇÃO .....	91
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	93
3. RESULTADOS .....	96
4. DISCUSSÃO .....	100
REFERÊNCIAS .....	105

FLUXOGRAMA FINAL: A imagem mostra um resumo dos resultados dos três capítulos apresentados nesse trabalho. Caixas tracejadas indicam possíveis consequências dos resultados; Caixas pontilhadas indicam hipóteses que devem ser testadas e linhas pontilhadas indicam os resultados que levam à essas hipóteses. .... 112

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I

**Figura 1.** Localização da barragem do reservatório do Passaúna, local onde foi aplicada a técnica de pesca elétrica. Fonte: Google mapas.

**Figura 2.** Equipamento de pesca elétrica utilizado durante as amostragens no reservatório do Passaúna. A seta mostra a rede de fios de cobre (polo negativo do equipamento).

**Figura 3.** Proporção das categorias de plenitude estomacal de indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, para cada estação do ano em relação às classes de tamanho e métodos de captura empregados. EL = pesca elétrica; RE = redes de emalhe; IA = pesca com iscas artificiais. Valores acima das barras representam o n amostral.

**Figura 4.** Frequência de ocorrência de peixes (71%) e invertebrados (40%) que compõe a dieta de indivíduos jovens, sub-adultos e adultos de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna. Os números dentro das barras representam o n de estômagos de cada categoria.

**Figura 5.** Frequência de ocorrência de espécies de peixe nativas e não nativas (a) e todas aquelas espécies de peixe consumidas por cada classe de tamanho (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os valores acima das barras representam o n de estômagos de cada categoria.

**Figura 6.** Proporção do número de indivíduos (%N) e biomassa (%B) das espécies peixe consumidas por *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, em relação à todas as espécies de peixe predadas. Os valores após o nome das espécies representam o número de indivíduos identificados de cada uma delas.

**Figura 7.** Proporção do número de indivíduos (%N) (a) e biomassa (%B) (b) de espécies de peixe nativas e não nativas consumidas por cada classe de tamanho de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os valores acima das barras representam o n de indivíduos identificados em cada categoria.

**Figura 8.** Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de proporção de itens alimentares consumidos por *M. salmoides* (n =

302) capturados no reservatório do Passaúna, em relação às classes de tamanho (a) e estações do ano (b).

## Capítulo II

**Figura 1.** Número de machos e fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna em relação aos meses do ano (a) e classes de tamanho (b). As classes são baseadas no CP dos indivíduos: C1 < 64 mm; C2 = 65-107 mm; C3 = 108-150 mm; C4 = 151-193 mm; C5 = 194-236; C6 = 237-279 mm; C7 = 280-322 mm; C8 = 323-365 mm; C9 = 366-408 mm e C10 = 409-451 mm. \* indica diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

**Figura 2.** Comprimento médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) e comprimento médio em que 100% dos indivíduos estão aptos à reproduzir ( $L_{100}$ ), para fêmeas (a) e machos (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os símbolos representam os dados reais e as linhas representam o melhor ajuste utilizando o modelo logístico de Boltzman.

**Figura 3.** Distribuição mensal do índice gonadossomático (IGS) de fêmeas (a) e machos (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.

**Figura 4.** Frequência mensal dos estádios de maturação gonadal de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Valores acima das barras representam o n amostral de cada mês.

**Figura 5.** Valores mensais médios de IGS (barras) e desvio padrão, calculados para fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, juntamente com valores de temperatura mensal média do ar (traço) para o período amostrado. Os dados de temperatura foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

**Figura 6.** Número de indivíduos jovens e sub-adultos de *M. salmoides* capturados por unidade de esforço (CPUE) através da técnica de pesca elétrica, aplicada no reservatório do Passaúna. CPUE medida em número de indivíduos por hora. Jovens:  $\leq 70$  mm CP; sub-adultos: 71 – 190 mm CP. Valores próximos às barras representam o n amostral de cada categoria/mês.

### Capítulo III

**Figura 1.** Captura por unidade de esforço média estimada em número de indivíduos (a) e biomassa (b) para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.

**Figura 2.** Boxplot com medianas e amplitude de comprimento padrão de indivíduos de *M. salmoides*, amostrados no reservatório do Passaúna por diferentes técnicas de captura. PE = pesca elétrica; PA = pesca com iscas artificiais; RE = redes de emalhe.

**Figura 3.** Captura por unidade de esforço por período amostrado estimada em número de indivíduos (n) e biomassa (g), para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna através das técnicas de pesca elétrica (n total = 313) (a), pesca com iscas artificiais (n total = 168) (b) e redes de emalhe (n total = 9) (c).

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo I

**Tabela 1.** Itens alimentares consumidos por 302 indivíduos de *M. salmoides*, de diferentes classes de tamanho, capturados no reservatório do Passaúna. %FO = frequência de ocorrência, %N = porcentagem numérica, %B = porcentagem de biomassa.

**Tabela 2.** Resultados da análise permutacional não métrica (PERMANOVA) de dois fatores, verificando diferenças na composição da dieta de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna, em relação à estação do ano e classe de tamanho (a). Valores de *P* para comparações em pares entre as classes de tamanho (b). Itens em negrito representam diferenças significativas.

**Tabela 3.** Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) para a dissimilaridade entre as classes de tamanho (a) e similaridades dentro das classes de tamanho (b) para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Jovens n = 93, sub-adultos n = 115, adultos n = 94. São mostrados apenas os itens que tiveram contribuição percentual acima que 10%.

### Capítulo II

**Tabela 1.** Escala de identificação dos estádios de maturação gonadal, com base em aspectos macroscópicos, de machos e fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.

### Capítulo III

**Tabela 1.** Número de redes, amplitude de malhas e esforço em km<sup>2</sup> de rede aplicado em cada mês amostrado pela técnica de rede de emalhe passiva, na captura de indivíduos de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna.

**Tabela 2.** Esforço de pesca aplicado em cada mês amostrado pela técnica de pesca com iscas artificiais, na captura de indivíduos de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna.

## **PREFÁCIO**

Os peixes formam o grupo mais diverso de vertebrados do planeta, com aproximadamente 32.400 espécies (Froese e Pauly 2013). Em relação aos peixes de água doce, o Brasil é considerado o país com a maior riqueza de espécies (Reis et al. 2003; Agostinho et al. 2005; Winemiller et al. 2005), abrigando cerca de 21% das espécies da lista mundial (Buckup e Menezes 2003). Algumas bacias hidrográficas, em particular, apresentam alto grau de endemismo, como é o caso da bacia do Rio Iguaçu onde 60% das espécies são endêmicas (Agostinho et al. 2005; Abell et al. 2008). Toda essa diversidade representa um Capital Natural único e inestimável em termos de valor estético, cultural, genético e de serviços ecossistêmicos.

Toda essa biodiversidade, no entanto, encontra-se sob alto grau de ameaça, e vem diminuindo nos últimos séculos em um ritmo acelerado e incomparável à eventos naturais (Agostinho et al. 2005; Dudgeon et al. 2006; Rockström et al. 2009) e, de acordo ainda com Ricciardi e Rasmussen (1999), a biodiversidade de ambientes de água doce declina em taxas muito maiores que os ecossistemas terrestres mais afetados. Esses fatos são motivo de grande preocupação ambiental, uma vez que os limites “aceitáveis” de perda de biodiversidade já foram extrapolados, tendo consequências irreversíveis para os mais diferenciados ecossistemas (Rockström et al. 2009; Strayer 2012). Ações humanas são consideradas como o principal agente da aceleração de perda de diversidade biológica (Vitousek 1994) e, entre as causas mais comuns destaca-se: poluição, mudança climática, sobre-exploração, degradação de habitats e introdução de espécies não nativas (Agostinho et al. 2005; Olden et al. 2007; Vitule et al. 2009).

Embora seja difícil diferenciar efeitos de fatores que contribuem para a degradação ambiental, já que muitos deles podem agir de forma sinérgica (MacDougall e Turkington 2005; Ormerod et al. 2010), a modificação ou perda de habitats é tida como

uma das principais ameaças à diversidade biológica (Wilcove et al. 1998; Pimm e Raven 2000; Foley et al. 2005). Neste sentido, a formação de reservatórios, apesar de sua grande importância econômica e social (e.g., abastecimento público e produção de energia; World Commission on Dams 2000) gera sérios impactos negativos, justamente por destruir diversos habitats presentes nos sistemas lóticos (locais de abrigo, sítios alimentares e reprodutivos), simplificando assim o ecossistema e alterando a comunidade ali presente (Rosenberg et al. 2000; Agostinho et al. 2004, 2007, 2008; Poff et al. 2007; Yan et al. 2012).

As modificações ambientais geradas pelo represamento aumentam a fragilidade da comunidade local, tornando-a mais susceptível à bioinvasão (Kolar e Lodge 2000; Havel et al. 2005; Johnson et al. 2008). Desta forma, a construção de barragens facilita a colonização e estabelecimento de espécies não nativas (Didham et al. 2007; Johnson et al. 2008; Pelicice e Agostinho 2009). Em grandes centros urbanos, a construção de reservatórios facilita a propagação de espécies invasoras em toda a paisagem, por ampliar sua conectividade e permitir uma rápida disseminação de espécies via dispersão natural e/ou associada ao transporte humano (Havel et al. 2005; Johnson et al. 2008). Assim, juntos a construção de barragens e invasões biológicas estão entre os principais contribuintes para a crise da diversidade atual em ecossistemas de água doce (MacDougall e Turkington 2005), com estimativas de taxas de extinção superiores ao ambiente terrestre e marinho (Rahel 2000; Dudgeon et al. 2006).

A introdução de espécies não nativas, em particular, é considerada como uma das maiores ameaças para a conservação da diversidade biológica (Wilcove et al. 1998; Simberloff 2003; Pyšek e Richardson 2010) e um dos maiores problemas para a conservação de peixes de água doce (e.g., Cowx 2002; Cambray 2003; Gherardi 2007; Leprieur et al. 2008; Cucherousset e Olden 2011). Esse problema apresenta ainda um

grande histórico de casos mundialmente catastróficos, em relação à perda de biodiversidade, conflitos sócio-econômicos e impactos ambientais (revisado em Vitule et al. 2006a; Gherardi 2007), sendo uma das grandes mudanças globais causadas pelo homem nos últimos séculos, tão ou mais preocupantes que o aquecimento global (Vitule 2009).

Os efeitos negativos gerados pela introdução de espécies de peixes de água doce são relatados desde o nível genético até o nível de ecossistema (Cucherousset e Olden 2011; Strayer 2012). Alguns dos seus principais impactos ecológicos estão relacionados à: modificação de habitats (Matsuzaki et al. 2009), competição (Teixeira e Cortes 2006), predação (Kaufman 1992; Vander Zanden et al. 1999; Gratwicke e Marshall 2001), transmissão de patógenos e/ou parasitas (Prenter et al. 2004) e hibridização (Rhymer e Simberloff 1996; Streelman et al. 2004), além de poder ocasionar mudanças ecológicas que só serão percebidas em longo prazo e larga escala espacial, como o fenômeno de homogeneização biótica (Rahel 2000; Olden 2006; Vitule et al. 2012). Além dos impactos ecológicos há ainda o impacto econômico, que pode chegar a 1,4 trilhões de dólares por ano no mundo, valor correspondente a 5% da economia mundial (Pimentel et al. 2001).

Apesar de todos esses problemas serem registrados de forma frequente (Clavero e García-Berthou 2005; Dudgeon et al. 2006; Cucherousset e Olden 2011), espécies não nativas dominam muitos ecossistemas pelo mundo, e a grande maioria dessas espécies têm sido propagadas pelo homem de forma intencional (Cambray 2003; Leprieur et al. 2008). Neste sentido, deve-se destacar que o Brasil, apesar de ter uma ictiofauna rica e diversa, mantém praticamente toda a sua base de produção em aquicultura e parte da pesca esportiva de águas interiores fundamentadas em espécies providas de outros países (Vitule et al. 2006a, b; Agostinho et al. 2007; Vitule 2009; Lima-Junior et al. 2012). No final da década de 90, 13% da ictiofauna brasileira já era composta por espécies não



nativas (Lövei 1997), fato esse muito preocupante visto que esse número é uma estimativa muito inferior ao número real, especialmente em função dos problemas em detectá-las nos estágios iniciais de invasão e ausência de estudos populacionais confiáveis (Vitule 2009).

Dentro deste cenário, podemos destacar o caso da introdução de *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros. A espécie, conhecida no Brasil como black bass, pertence à família Centrarchidae, uma família de peixes endêmicos da América do Norte (Froese e Pauly 2013). O gênero *Micropterus* é composto por espécies de peixes predadores de grande porte e muito vorazes (conhecidos como *bass*) e, portanto, muito apreciados pela pesca esportiva (Lasenby e Kerr 2000; Jackson 2002; Brown et al. 2009), motivo pelo qual são amplamente introduzidos. *Micropterus salmoides*, em particular, tem ocorrência natural que vai de St. Lawrence, nos Estados Unidos, ao norte do México (Brown et al. 2009), onde atinge até 97 cm de comprimento e pode pesar até 10 kg. Atualmente a espécie está introduzida em mais de 50 países (Welcomme 1992; Froese e Pauly 2013), ocupando o quinto lugar entre as espécies mais introduzidas em águas interiores (Welcomme 1992). Em muitos desses países *M. salmoides* tem se estabelecido com sucesso e gerado fortes impactos negativos sobre populações nativas (Cambray e Stuart 1985; Jackson 2002; Takamura 2007; Trumpickas et al. 2011). No Brasil, a espécie foi introduzida por volta de 1922 no estado de Minas Gerais (Godoy 1954) e, desde então, tem se dispersado por toda a região sul e sudeste do país, colonizando ambientes represados (Froese e Pauly 2013), incluindo reservatórios da região metropolitana de Curitiba (Abelha et al. 2005; Abilhoa e Vitule 2009).

Por ser uma espécie predadora de topo de cadeia, o black bass é capaz de exercer forte pressão de predação sobre as comunidades invadidas e promover a redução ou

extinção de populações locais de peixes (Maezono e Miyashita 2003; Trumpickas et al. 2011). Além disso, a espécie pode desencadear um efeito top-down na cadeia trófica, fazendo com que efeitos sobre pequenas populações sejam refletidos para toda a comunidade e ecossistema (Cambray e Stuart 1985; Maezono e Miyashita 2003; Estes et al. 2011; Cucherousset et al. 2012). Na falta de predadores que controlem suas populações, *M. salmoides* pode ainda atingir grandes densidades populacionais, altas taxas de crescimento e porte superior ao de muitas espécies locais, aumentando sua capacidade competitiva frente à outras espécies predadoras, porém nativas (Heidinger 1975; Mittelbach et al. 1995; Schindler et al. 1997). Os potenciais problemas relacionados à introdução de *M. salmoides*, fez com que a espécie fosse listada pela IUCN entre as “100 piores espécies invasoras do mundo” (Lowe et al. 2000) e considerada como “peste em potencial” pelo FishBase (Froese e Pauly 2013).

Sendo assim, levando-se em consideração os potenciais impactos a serem causados por espécies não nativas de peixes, há a real necessidade de conhecermos e quantificarmos seus impactos negativos ou problemas em potencial em ecossistemas brasileiros. Em especial *M. salmoides*, que embora esteja introduzido no país há mais de 90 anos tem sido pouco estudado, sendo raros (i.e., Schulz e Leal 2005; Carvalho et al. 2011) os estudos que avaliam de forma clara o potencial invasor da espécie no país. Neste sentido, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar aspectos da biologia de *M. salmoides*, utilizando uma população introduzida no sul do país, e fornecer subsídios para a gestão e controle da espécie, em especial em reservatórios urbanos neotropicais usados para múltiplos serviços sociais como: abastecimento público, esportes e lazer. O trabalho foi subdividido em três capítulos, os quais são apresentados na forma de artigo científico.

O capítulo I visa descrever a dieta de *M. salmoides*, fornecendo informações diretas da pressão de predação exercida sobre a comunidade invadida, além de identificar possíveis variações sazonais e ontogenéticas na dieta desse predador, revelando a dinâmica alimentar da espécie no reservatório do Passaúna, um reservatório urbano neotropical. O artigo será posteriormente formatado e submetido ao periódico “*Biological Invasions*”.

O capítulo II tem por objetivo levantar informações sobre o ciclo reprodutivo, período de desova e sucesso reprodutivo de *M. salmoides*, testando desta forma o estabelecimento da espécie no reservatório do Passaúna, um reservatório urbano neotropical. O artigo será posteriormente formatado e submetido ao periódico “*Biological Invasions*”.

O capítulo III é referente à eficiência relativa de três métodos amostrais na captura de *M. salmoides*, a fim de identificar técnicas que possam ser utilizadas no manejo e controle da espécie. O artigo será posteriormente formatado e submetido à sessão “*Invasion Notes*” do periódico “*Biological Invasions*”.

## REFERÊNCIAS

- Abelha MCF, Goulart E, Peretti D (2005) Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds) Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. Rima, São Carlos, pp 197-209
- Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Melanie WB, Stiassny LJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, Ng R, Sindorf N, Robertson R, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58:403-14
- Abilhoa V, Vitule JRS (2009) Black Bass (*Micropterus salmoides*). In: Vidolin GP, Tossulino MGP, Britto MM (org) Plano de controle de espécies exóticas invasoras no estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp 97-103
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical Region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68:1119-1132
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004) Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4:267-280
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2005) Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 19:646-652
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological synopsis of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2884, Nanaimo, British Columbia
- Buckup PA, Menezes NA (2003) Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil, 2nd edn. Museu Nacional, Rio de Janeiro. <http://www.mnrj.br/catalogo/>. Accessed 20 November 2012
- Cambray JA (2003) Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Developments in Hydrobiology* 171:217-230
- Cambray JA, Stuart CT (1985) Aspects of the biology of the rare redbfin minnow *Barbus burchelli* (Pisces, Cyprinidae), from South Africa. *South African Journal of Zoology* 20:155-165
- Carvalho FR, Malabarba LR, Lenz A, Fukakusa CK, Guimarães TFR, Sanabria JA, Moraes AC (2011) Ictiofauna da estação experimental agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil: composição e diversidade. *Revista Brasileira de Biociências* 10:26-47
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110

- Cowx IG (2002) Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: Collares-Pereira MJ, Cowx IG, Coelho MM (eds) Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future. Blackwell Science, Oxford, pp 201-220
- Cucherousset J, Blanchet S, Olden JD (2012) Non-native species promote the trophic dispersion of food webs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:406-407
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36:215-230
- Didham RK, Tylianakis JM, Gemmill NJ, Rand TA, Ewers RM (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution* 22:489-96
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler D, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, status, and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pikitch EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB, Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R, Wardle DA (2011) Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* 333:301-306
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice C, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570-574
- Froese R, Pauly D (2013) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Accessed 03 January 2013
- Gherardi F (2007) Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F (ed) *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats* 2nd edn. Book Series *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, Springer, Amsterdam
- Godoy MP (1954) Observações sobre a adaptação do "black bass" (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 14:32-38
- Gratwicke B, Marshall BE (2001) The relationship between the exotic predators *Micropterus salmoides* and *Serranochromis robustus* and native stream fishes in Zimbabwe. *Journal of Fish Biology* 58:68-75
- Havel JE, Lee CE, Vander Zanden MJ (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55:518-25
- Heidinger RC (1975) Life history and biology of largemouth bass. In: Stroud RH, Clepper H (eds) *Black bass biology and management*. Sport Fishing Institute, Washington, pp 11-20
- Jackson DA (2002) Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: Ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 221-232

- Johnson PTJ, Olden JD, Zanden MJV (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:357-363
- Kaufman LS (1992) Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems, the lessons of Lake Victoria. *BioScience* 42:846–852
- Kolar CS, Lodge DM (2000) Freshwater nonindigenous species: interactions with other global changes. In: Mooney HA, Hobbs RJ (eds) *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, pp 3-30
- Lasenby TA, Kerr SJ (2000) Bass transfers and stocking: An annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural resources. Peterborough, Ontario
- Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdoff T, Brosse S (2008) Fish invasions in the world's river system: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* 6:404-410
- Lima-Junior DP, Pelicice MP, Vitule JRS, Agostinho AA (2012) Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Natureza & Conservação* 10:88-91
- Lövei GL (1997) Global change through invasion. *Nature* 388:627-628
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)
- MacDougall AS, Turkington R (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42-55
- Maezono Y, Miyashita T (2003) Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biological Conservation* 109:111-121
- Matsuzaki SS, Usio N, Takamura N, Washitani I (2009) Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia* 158:673-686
- Mittelbach GG, Turner AM, Hall DJ, Rettig JE, Osenberg CW (1995) Perturbation and resilience: a long-term whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology* 76:2347-2360
- Olden JD (2006) Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33:2027-2039
- Olden JD, Hogan ZS, Zanden MJV (2007) Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography* 16:694-701
- Ormerod SJ, Dobson M, Hildrew AG, Townsend CR (2010) Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55:1-4
- Pelicice FM, Agostinho AA (2009) Fish fauna destruction after the introduced of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11:1789-1801

- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T (2001) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:1-20
- Pimm SL, Raven P (2000) Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:5732-5737
- Prenter J, MacNeil C, Dick JTA, Dunn AM (2004) Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 19:385-390
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25-55
- Rahel JF (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856
- Reis RE, Kullander SO, Ferrari Jr. CJ (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. DPUCRS, Porto Alegre
- Rhymer J M, Simberloff D (1996) Genetic extinction through hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:83-109
- Ricciardi A, Rasmussen J (1999) Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 13:1220-1222
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, III, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475
- Rosenberg DM, Mccully P, Pringle CM (2000) Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50:746-751
- Schindler DE, Hodgson JR, Kitchell JF (1997) Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. *Oecologia* 110:592-600
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacépède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 65:363-369
- Simberloff D (2003) Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* 5:179-192
- Strayer DL (2012) Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 15:1199-1210
- Streelman JD, Gmyrek SL, Kidd MR, Kidd C, Robinson RL, Hert E, Ambali AJ, Kocher TD (2004) Hybridization and contemporary evolution in an introduced cichlid fish from Lake Malawi National Park. *Molecular Ecology* 13:2471-2479
- Takamura K (2007) Performance as a fish predator of largemouth bass [*Micropterus salmoides* (Lacépède)] invading Japanese freshwaters: a review. *Ecological Research* 22:940-946

- Teixeira A, Cortes RMV (2006) Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: Is there competition for resources? *Folia Zoologica* 55:61-73
- Trumpickas J, Mandrack NE, Ricciardi A (2011) Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:338-347
- Vander Zanden, Casselman JJM, Rasmussen JB (1999) Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401:464-467
- Vitousek PM (1994) Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology* 75:1861-1876
- Vitule JRS (2009) Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation* 4:111-122
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10:98-108
- Vitule JRS, Skóra F, Abilhoa V (2012) Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions* 18:111-120
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006a) Introdução de Espécies, com ênfase em peixes de ecossistemas continentais. In: Monteiro-Filho ELA, Aranha JMR (eds) *Revisões em Zoologia I: Volume Comemorativo dos 30 Anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná*. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Paraná, pp 217-229
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006b) Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions* 8:677-681
- Welcomme RL (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. In: *Introductions and transfers of aquatic species*. ICES Marine Science Symposium 194, pp 3-14
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607-615
- Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP (2005) Fishes. In: Dudgeon D, Cressa C (eds) *Tropical Stream ecology*. Elsevier Science, Amsterdam
- World Commission on Dams (2000) *Dams and Development*. [http://www.internationalrivers.org/files/attached-files/world\\_commission\\_on\\_dams\\_final\\_report.pdf](http://www.internationalrivers.org/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf). Accessed 15 December 2012
- Yan Y, Wang H, Zhu R, Chu L, Chen Y (2012) Influences of low-head dams on the fish assemblages in the headwater streams of the Qingyi watershed, China. *Environmental Biology of Fishes* doi: 10.1007/s10641-012-0035-0



---

## Capítulo I

### Dieta do predador introduzido black bass, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), em um reservatório Neotropical

---

Vanessa Maria Ribeiro<sup>1,2,3\*</sup>, Vinícius Abilhoa<sup>3</sup>, Jean Ricardo Simões Vitule<sup>1,2,3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>3</sup> GPIC – Grupo de Pesquisas em Ictiofauna, Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba, Paraná, Brasil.

\*Autor para correspondência. Email: vanessa.gpic@gmail.com

#### RESUMO

A introdução de espécies não nativas é uma das principais causas de perda de biodiversidade e um dos maiores problemas para a conservação de peixes de água doce. O predador Norte Americano *Micropterus salmoides*, em particular, tem sido introduzido em vários países e gerado sérios impactos negativos sobre populações nativas. No Brasil, entretanto, embora a espécie esteja presente desde 1922, são raros os estudos que avaliam de forma clara e direta seu potencial invasor, especialmente para as regiões de cabeceiras do rio Iguaçu e região. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo descrever a dieta da espécie no reservatório do Passaúna, localizado no sul do país, a fim de avaliar seu potencial de predação sobre espécies nativas. Para tal, indivíduos foram coletados mensalmente entre maio/11 e abril/12 através de pesca elétrica, redes de emalhe passivas (malhas de 15 a 150 mm entre nós consecutivos) e pesca com iscas artificiais. Foram também realizadas coletas esporádicas complementares em dezembro/10, janeiro/11 e junho/12, através de pesca com iscas artificiais. Os indivíduos capturados tiveram seus estômagos retirados e os conteúdos estomacais identificados ao menor nível taxonômico possível. Foi detectada mudança ontogenética na dieta de *M. salmoides*, sendo que indivíduos  $\leq 70$  mm de comprimento padrão consumiram principalmente Copepodas e insetos da ordem Hemiptera, enquanto que indivíduos  $> 70$  mm alimentaram-se quase que exclusivamente de peixes. O tamanho de mudança para a piscivoria ( $\sim 70$  mm) não fugiu ao padrão registrado para a espécie em outros locais, enquanto que o grau de piscivoria observado (71,2%) esteve entre os mais altos já registrados na literatura. As tilápias foram as espécies de peixe mais consumidas, independente da classe de tamanho do predador, enquanto que duas espécies nativas, *Astyanax* spp. e *Geophagus brasiliensis*, foram consumidas principalmente por indivíduos adultos ( $> 190$  mm). O alto consumo de peixes e a interação com outras espécies não nativas podem fazer parte de processos mais complexos que a simples disponibilidade de recursos. Duas hipóteses que poderiam

explicar esses resultados são a ingenuidade ecológica e fusão invasora, no entanto, tais hipóteses devem ser testadas experimentalmente a fim de que seja comprovado ou não a ocorrência desses processos no local. A população de *M. salmoides* do reservatório do Passaúna parece ter encontrado boas condições para sua sobrevivência e estabelecimento e, mesmo mantendo altas taxas de predação sobre espécies não nativas, consumiu uma ampla gama de espécies nativas, podendo contribuir para a redução dessas espécies e modificar a estrutura da comunidade invadida.

**Palavras-chave:** peixe não nativo; piscivoria; mudança ontogenética na dieta; conteúdo estomacal; Brasil.

## 1. INTRODUÇÃO

A introdução de espécies não nativas é apontada como uma das principais causas de perda de diversidade biológica (Wilcove et al. 1998; Clavero e García-Berthou 2005; Pyšek e Richardson 2010), e um dos maiores problemas para a conservação da biodiversidade de peixes de água doce (e.g., Cowx 2002; Cambray 2003; Leprieur et al. 2008; Vitule et al. 2009; Cucherousset e Olden 2011). Esse problema age muitas vezes em conjunto com outros estressores ambientais, podendo provocar grandes impactos sobre a comunidade invadida (Didham et al. 2005; MacDougall e Turkington 2005). A construção de barragens, por exemplo, tem facilitado a colonização e estabelecimento de espécies não nativas, ao homogeneizar habitats e promover a substituição de espécies fluviais (muitas vezes endêmicas) por espécies lênticas, oportunistas e cosmopolitas (Rahel 2000; Scott 2006; Didham et al. 2007; Light e Marchetti 2007; Johnson et al. 2008; Pelicice e Agostinho 2009).

Peixes introduzidos podem gerar efeitos negativos que vão desde o nível genético até o nível de ecossistema, afetando a comunidade nativa através da alteração de habitats, transmissão de patógenos e/ou parasitas, hibridização, competição e predação (Cucherousset e Olden 2011; Ribeiro e Leunda 2012; Vitule et al. 2012). Em especial a introdução de espécies piscívoras é motivo de grande preocupação ecológica, já que essas podem gerar a redução e extinção de espécies nativas por predação direta, e assim desencadear um efeito top-down na cadeia trófica, fazendo com que os efeitos negativos sejam refletidos para toda a comunidade (Goldschmidt et al. 1993; Maezono e Miyashita 2003; Salo et al. 2007; Bruno e Cardinale 2008; Vitule et al. 2009; Trumpickas et al. 2011). No Brasil um grande número de peixes não nativos tem sido introduzido em águas interiores, para fins de aquicultura e pesca esportiva (Vitule et al. 2006a, b; Agostinho et al. 2007; Vitule 2009; Lima-Junior et al. 2012 e referências nesses contidas). Um

exemplo é o black bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802), um piscívoro de grande porte, nativo da América do Norte e introduzido no Brasil para pesca esportiva por volta de 1922 (Godoy 1954). Atualmente o black bass está introduzido em mais de 50 países (Froese e Pauly 2013) e ocupa o quinto lugar entre as espécies mais introduzidas em águas continentais (Welcomme 1992).

Em muitos países *M. salmoides* tem se estabelecido com sucesso e provocado significativos impactos sobre as populações nativas, exercendo forte pressão de predação sobre espécies de menor porte e provocando mudanças na estrutura e composição das comunidades, gerando, dessa forma, perdas irreversíveis à biodiversidade (Power et al. 1985; Gratwicke e Marshall 2001; Jackson 2002; Maezono e Miyashita 2003; Takamura 2007). Na África do Sul, por exemplo, o black bass foi responsável pela redução de espécies endêmicas de ciprinídeos *Barbus* spp., assim como por extinções locais de espécies desse gênero (Cambray e Stuart 1985). No Canadá, Trumpickas et al. (2011) detectaram que em lagos habitados pela espécie as comunidades de peixes eram menos abundantes e menos diversas que em lagos onde o black bass estava ausente, ou eram habitados por outras espécies não nativas predadoras. Em Cuba, a introdução de *M. salmoides* chegou a gerar um problema de saúde pública, já que ao consumir peixes nativos que se alimentavam de larvas do mosquito transmissor da malária (*Anopheles* spp.) o black bass fez com que aumentassem os casos da doença no país (Lasenby e Kerr 2000).

Outra possibilidade ainda é a de que *M. salmoides* interaja com outras espécies não nativas aumentando assim a propagação do impacto negativo, através de um processo de facilitação ou até mesmo fusão invasora (Simberloff e Von Holle 1999; Simberloff 2006). Entretanto, as relações ecológicas são muito complexas e o impacto causado pela introdução do black bass pode ser bem maior do que o previsto, podendo chegar ao

ambiente terrestre e contribuir para modificações globais (Estes et al. 2011). Por todos esses motivos, *M. salmoides* foi listado pela IUCN entre as “100 piores espécies invasoras do mundo” (Lowe et al. 2000), e é considerado como “peste em potencial” pelo FishBase (Froese e Pauly 2013).

No Brasil, embora a espécie esteja introduzida há mais de 90 anos, há uma grande lacuna na literatura em relação à estudos que avaliem seus potenciais impactos para a região, revelando a necessidade de estudos que o façam. Levando em conta ainda o fato de que interações entre invasores e comunidade nativa são frequentemente reveladas através de estudos alimentares, por fornecerem informações diretas de predação (Carol et al. 2009; Britton et al. 2010; Braga et al. 2012), o objetivo deste estudo foi descrever a dieta da população de *M. salmoides* do reservatório do Passaúna, um reservatório urbano Neotropical, localizado no sul do país, bem como identificar possíveis variações sazonais e ontogenéticas na dieta da espécie.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

O trabalho foi realizado no reservatório do Passaúna, que está localizado em uma região urbana próxima à cidade de Curitiba, estado do Paraná, sul do Brasil. A barragem do reservatório localiza-se no município de Araucária (25° 31' 59.9" S; 049° 23' 16.5" W), porém a represa como um todo abrange ainda os municípios de Campo Largo, Campo Magro e Almirante Tamandaré. Essas regiões fazem parte da ecoregião do Rio Iguaçu (*sensu* Abell et al. 2008), uma das mais importantes em termos mundiais de conservação devido a alta taxa de endemismo (FEOW 2009). Em particular, o reservatório do Passaúna faz parte da sub-bacia do Rio Passaúna, que ocupa uma área de 145 km<sup>2</sup> e é protegida por uma APA (Área de Proteção Ambiental) de aproximadamente 16000

hectares, estabelecida em 1991 pelo decreto estadual nº 458 (Andreoli et al. 1999). O reservatório tem área total de 10 km<sup>2</sup>, e é utilizado para o abastecimento público de água da cidade de Curitiba e região metropolitana, sendo administrado pela Companhia de Saneamento do Paraná - Sanepar (Smaha e Gobbi 2003). Trata-se de um importante reservatório urbano Neotropical que além de ser usado para abastecimento público, também possui outros múltiplos serviços sociais como: irrigação de pequenas produções rurais, esportes e lazer.

## **2.2. Amostragens**

A captura dos indivíduos de *M. salmoides* se deu através da aplicação de três metodologias: pesca elétrica, redes de emalhe passivas e pesca com iscas artificiais. As coletas foram realizadas mensalmente no período entre maio/11 e abril/12, entretanto, no mês de fevereiro as capturas com pesca elétrica e redes de emalhe não puderam ser realizadas, devido à problemas com a licença cedida pela empresa administradora do reservatório. Indivíduos capturados em coletas extras (pesca com iscas artificiais), realizadas em dezembro/10, janeiro/11 e junho/12, também foram utilizados neste capítulo.

A pesca elétrica foi realizada paralelamente à barragem do reservatório, local composto por pedras e vegetação submersa com profundidade máxima aproximada de um metro (Fig. 1). Essa área foi escolhida justamente por ser uma região de menor profundidade e de fácil acesso, possibilitando a aplicação da técnica com segurança e garantindo a eficiência do método. As coletas tiveram duração de uma hora e meia, foram realizadas sempre por duas pessoas e contaram com o auxílio de um caiaque inflável para carregar o equipamento de pesca elétrica e os peixes capturados. O equipamento utilizado consiste em um transformador de voltagem de 1000 W alimentado por uma bateria de 12 V e 7 A, que faz aumentar a tensão de 12 para 127 V. Ligados ao transformador estavam

um puçá (polo positivo), e uma rede de fios de cobre posicionada na parte da frente do caiaque (polo negativo). Durante a descarga elétrica uma pessoa remava o caiaque paralelamente à margem, enquanto outra, caminhando ao lado do barco e devidamente protegida com roupa especial de borracha, apanhava os peixes com o puçá (Fig. 2).



**Fig. 1** Localização da barragem do reservatório do Passaúna, local onde foi aplicada a técnica de pesca elétrica. Fonte: Google mapas.



**Fig. 2** Equipamento de pesca elétrica utilizado durante as amostragens no reservatório do Passaúna. A seta mostra a rede de fios de cobre (polo negativo do equipamento).

Para as coletas com redes de emalhe essas foram instaladas em diferentes locais do reservatório, visando amostrar a maior variedade de ambientes, e permaneceram na água por um período de 24 horas (não foram feitas revistas nas redes durante esse período). Foram utilizadas redes do tipo simples e tresmalho, com malhas variando entre 15 e 150 mm entre nós consecutivos. Não foi possível, no entanto, manter o mesmo conjunto de redes ou o mesmo esforço em todos os meses amostrados, e assim, a dimensão das redes utilizadas variou de 5 a 40 metros de comprimento e 1,3 a 5 metros de altura, sendo o conjunto total utilizado composto por 26 redes. O esforço aplicado em cada mês, medido em km<sup>2</sup> de rede, foi de: 0,426 em maio/11 (10 redes; malhas 15 a 75 mm); 0,475 em junho/11 (12 redes; malhas 15 a 75 mm); 1,194 em julho/11 (15 redes; malhas 15 a 150 mm); 0,766 em agosto/11 (12 redes; malhas 15 a 75 mm); 0,645 em setembro/11 (9 redes; malhas 15 a 75 mm); 0,645 em outubro/11 (9 redes; malhas 15 a 75 mm); 0,533 em novembro/11 (8 redes; malhas 15 a 75 mm); 0,573 em dezembro/11 (9 redes; malhas 15 a 115 mm); 0,262 em janeiro/12 (5 redes, malhas 25 a 50 mm); 0,329 em março/12 (7 redes; malhas 15 a 110 mm) e 0,431 em abril/12 (8 redes; malhas 15 a 110 mm).

A pesca com iscas artificiais foi realizada por pescadores com experiência na captura da espécie. Nos meses de dezembro/10, janeiro, outubro e dezembro/11 e janeiro/12 o esforço de pesca foi padronizado para seis pescadores e oito horas de pesca, sendo a coleta realizada em apenas um dia. Nos demais meses as coletas contaram com no mínimo dois e no máximo quatro pescadores, e de seis a oito horas de pesca.

### **2.3. Análise da dieta**

Todos os indivíduos capturados foram fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70%. Em laboratório, foi mensurado o comprimento total (CT) e padrão (CP) (mm) e massa (~ 0,1 g) de todos os indivíduos e, em seguida, os estômagos foram retirados e preservados em álcool 70% até as análises de seus conteúdos.



Ao abrir os estômagos o grau de repleção estomacal foi observado, a fim de avaliar a proporção de estômagos vazios na amostra, sendo também um indicativo de atividade alimentar da espécie no local (Hyslop 1980). Para tal, ao abrir os estômagos, esses foram classificados entre cinco categorias ou graus de plenitude (0, 25, 50, 75 ou 100% de preenchimento do volume da cavidade estomacal).

O conteúdo estomacal foi analisado sob estereomicroscópio e os itens alimentares identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio de literatura específica e consulta à especialistas do Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI) e Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Durante análise do conteúdo estomacal de indivíduos  $> 70$  mm de CP, os itens alimentares foram quantificados pelo método gravimétrico (Hyslop 1980), que leva em consideração o peso de cada item, já que nesses casos os itens alimentares foram grandes o suficiente para serem pesados com aproximação de 0,001 g. Quando possível, o número de indivíduos de cada item alimentar também foi registrado. Ao conteúdo estomacal de indivíduos  $\leq 70$  mm de CP, por sua vez, foi aplicado o método de pontos (Hynes 1950), que contabiliza a proporção de quadrículas ocupadas por determinado item em relação ao total de quadrículas ocupadas por todo o conteúdo estomacal. Para tal, a análise foi realizada sobre papel milimetrado. Os dados quantitativos obtidos para cada estômago analisado foram então convertidos em abundância percentual de cada item, para serem utilizados em posteriores análises.

Foi ainda calculada a frequência de ocorrência (%FO) de cada item nas amostras, que é tida como a porcentagem de estômagos em que ocorre determinado item considerando o total de estômagos analisados. Quando possível, foi também calculada a porcentagem numérica (número de indivíduos de determinada presa pelo total de indivíduos identificados nos estômagos) e porcentagem de biomassa (biomassa de

determinado item alimentar pela biomassa total quantificada) de cada categoria alimentar (Hyslop 1980).

Variações sazonais na dieta de *M. salmoides* foram testadas considerando os meses de setembro, outubro e novembro como primavera; dezembro, janeiro e fevereiro como verão; março, abril e maio como outono e, junho, julho e agosto como inverno. No entanto, não foram testadas variações espaciais na dieta da espécie, já que durante a coleta dos dados não foi possível especificar o local de captura de cada indivíduo.

Variações ontogenéticas na dieta, por sua vez, foram testadas inicialmente a partir de dez classes de tamanho, baseadas em CP: C1  $\leq$  70 mm; C2 = 71-117 mm; C3 = 118-164 mm; C4 = 165-211 mm; C5 = 212-258 mm; C6 = 259-305 mm; C7 = 306-352 mm; C8 = 353-399; C9 = 400-446 mm e C10  $\geq$  447 mm, e calculadas de acordo com a formulação de Sturges. Em seguida, e de acordo com os resultados da primeira análise (ver adiante), o teste foi realizado com base em três classes de tamanho, separando os indivíduos entre jovens ( $\leq$  70 mm), sub-adultos (71-190 mm) e adultos ( $>$  191 mm).

#### **2.4. Delineamento estatístico**

Diferenças entre os graus de repleção estomacal foram testadas através de uma análise de variância permutacional não métrica (PERMANOVA), sendo esse um método capaz de ponderar o efeito de um fator em relação a outro(s) fator(es) incluído(s) na análise (Anderson 2001). O teste foi aplicado a fim de saber se houve diferença na atividade alimentar dos indivíduos entre as estações do ano e classes de tamanho (jovens, sub-adultos e adultos), ou ainda se o método de coleta empregado influenciou a captura de exemplares com diferentes graus de repleção, o que caracterizou uma PERMANOVA de três vias (três fatores). Para tal o fator “estação do ano” foi utilizado como efeito fixo, enquanto que “classe de tamanho” e “método de coleta” foram dispostos como efeito aleatório e aninhados no fator “estação do ano”. A análise foi então aplicada sobre uma

matriz de similaridade, calculada pelo índice de Bray-Curtis, a partir de dados de presença e ausência em relação às diferentes categorias de repleção estomacal. O número de permutações utilizadas foi 4999 e assim a significância estatística foi considerada para valores menores que 0,01 (99% de confiança), conforme recomendado por Anderson (2001).

Diferenças temporais (estações do ano) e ontogenéticas (classes de tamanho) na composição da dieta de *M. salmoides* foram também avaliadas através de uma análise de PERMANOVA, nesse caso utilizando dois fatores (PERMANOVA de duas vias). O fator “estação do ano” foi utilizado como efeito fixo, enquanto que o fator “classe de tamanho” foi utilizado como efeito aleatório e aninhado no fator “estação do ano”. Para a aplicação desta análise os dados de proporção de itens alimentares foram transformados por  $\log(x+1)$ , devido à grande quantidade de valores nulos, e utilizados para a construção de uma matriz de similaridade calculada pelo índice de Bray-Curtis. Fatores significativos ( $< 0,01$ ) foram posteriormente analisados, por comparações par a par, através do teste Pair-wise oferecido pelo pacote PERMANOVA (Anderson et al. 2008).

O primeiro teste aplicado para avaliar variação ontogenética, utilizando os procedimentos estatísticos descritos, foi baseado nas dez classes de tamanho calculadas pela formulação de Sturges. Como consequência dos resultados apresentados por esse teste (ver sessão de resultados), os indivíduos de *M. salmoides* foram reclassificados como jovens ( $\leq 70$  mm), sub-adultos (71-190 mm) ou adultos ( $> 191$  mm), em busca do melhor ajuste dos dados e detecção de padrões. A classe de indivíduos jovens corresponde à classe C1 proposta anteriormente pela formulação de Sturges, classe que foi mantida por se destacar visualmente das demais classes testadas. Entre as outras nove classes, no entanto, não foram observados padrões claros de separação, e assim os indivíduos dessas foram reclassificados com base em informações de  $L_{100}$  da população

estudada ( $L_{100} \sim 190$  mm - Dados do Capítulo II), referente ao tamanho em que 100% dos indivíduos estão aptos à reprodução (considerados adultos). Desta forma, foi possível testar diferenças na dieta de indivíduos imaturos ( $e < 70$  mm), indivíduos intermediários (transição de imaturos para adultos – 70 a 190 mm) e indivíduos adultos ( $> 191$  mm).

Com base nas classes jovem, sub-adulto e adulto, o teste de PERMANOVA foi novamente aplicado, utilizando os procedimentos estatísticos já descritos, testando diferenças temporais e ontogenéticas na dieta da espécie.

Frente a diferenças detectadas pela PERMANOVA, a análise de percentual de similaridade (SIMPER) foi empregada para identificar os principais itens responsáveis por gerar tais diferenças (Clarke 1993).

Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi ainda aplicado para representar visualmente a dispersão das amostras, evidenciando possíveis similaridades entre estações do ano e/ou classes de tamanho (Clarke e Gorley 2006). Para as análises de SIMPER e NMDS foram utilizados os dados brutos de abundância percentual dos itens alimentares de cada uma das três classes de tamanho. Todas as análises foram realizadas utilizando o software PERMANOVA+ no programa Primer-6 (Anderson et al. 2008).

### **3. RESULTADOS**

Um total de 374 indivíduos de *M. salmoides* foi capturado no reservatório do Passaúna, destes 105 eram jovens, 147 sub-adultos e 122 adultos. O comprimento padrão (CP) médio dos indivíduos amostrados foi de 163 mm (EP = 6,2; intervalo 22-450 mm) e a massa média 298,8 g (EP = 23,5; intervalo 0,11-1870 g).

No geral, 72 indivíduos tiveram os estômagos vazios (19,3%), restringindo para 302 o número de estômagos considerados para as análises de dieta (93 jovens, 115 sub-adultos, 94 adultos). O grau de repleção estomacal não variou significativamente entre as

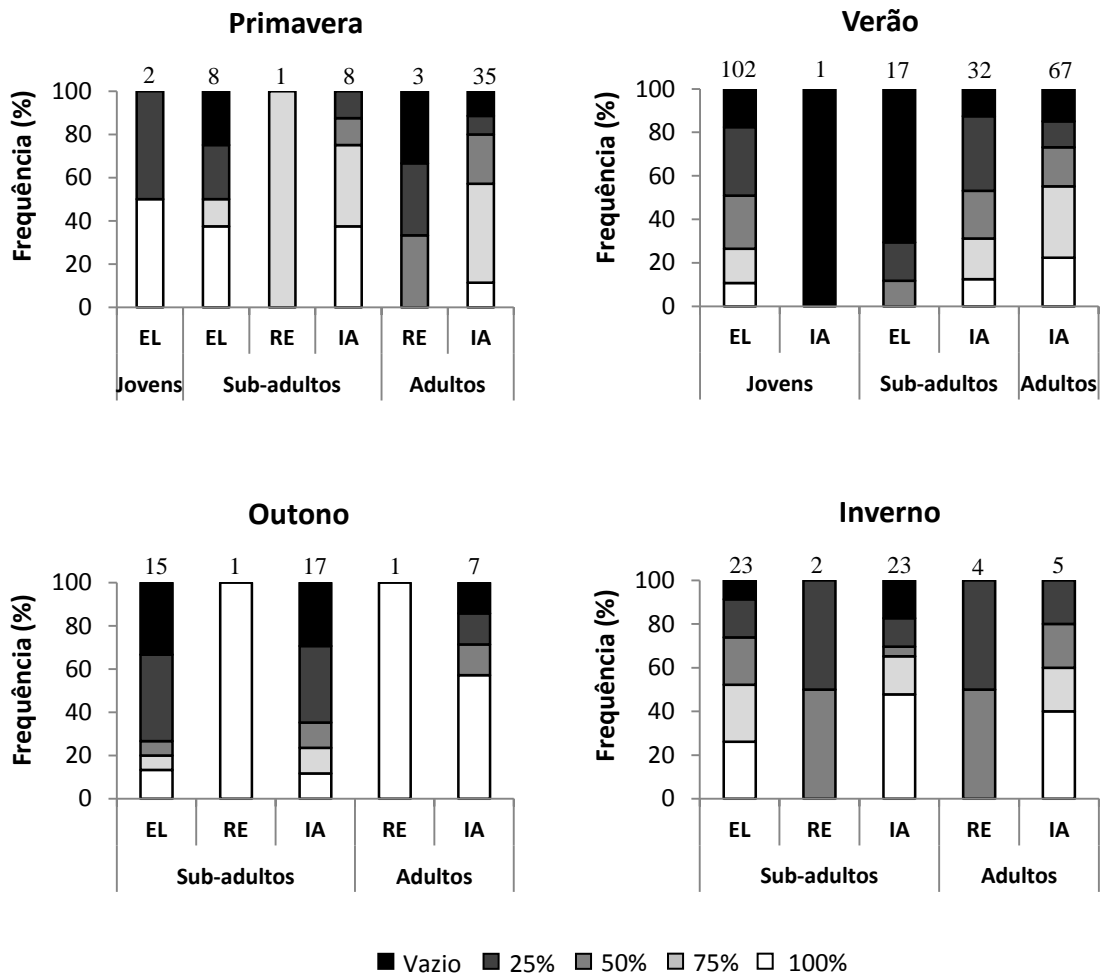
estações do ano (Pseudo-F = 1,87; g.l. = 3; p = 0,10), e também não teve diferença em relação às classes de tamanho (Pseudo-F = 0,72; g.l. = 6; p = 0,51) ou método de captura empregado (Pseudo-F = 0,62; g.l. = 7; p = 0,75) (Fig. 3).

Vinte e sete taxa foram encontrados compondo a dieta de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna, o que inclui dez espécies de peixes, sete ordens de insetos, duas ordens de aracnídeos e três ordens de crustáceos (microcrustáceos), além de nematoides e material vegetal (Tabela 1).

Dentre os estômagos analisados os peixes ocorreram em 71,2% deles (frequência de ocorrência – grau de piscivoria), sendo mais frequentes em estômagos de indivíduos sub-adultos e adultos (83,6% e 93,6% respectivamente, contra 25,8% dentre os jovens), enquanto que os invertebrados ocorreram em 40% dos estômagos e foram mais frequentes entre os indivíduos jovens (Fig. 4).

Entre as espécies de peixe registradas na dieta do black bass três não são nativas da região (*O. niloticus*, *T. rendalli* e *M. salmoides*) e, comparativamente, foram mais predadas que espécies nativas (Fig. 5a). As espécies de tilápia (*O. niloticus* e *T. rendalli*), em particular, estiveram entre as espécies de peixe mais frequentes nos estômagos analisados, independente da classe de tamanho do predador (Fig. 5b). Essas espécies de tilápia foram também as mais consumidas em termos de número de indivíduos (% numérica; Fig. 6), no entanto, tais indivíduos foram menores que aqueles de presas nativas como *Astyanax* spp. e *G. brasiliensis*, espécies que atingiram maiores valores pela análise de biomassa consumida (% de biomassa; Fig. 6). O mesmo padrão foi observado entre as classes de tamanho, sendo indivíduos de espécies não nativas (tilápias) consumidos em maior número por todas as classes de tamanho de *M. salmoides* (Tabela 1; Fig. 7a). Indivíduos jovens e sub-adultos também consumiram maior biomassa de

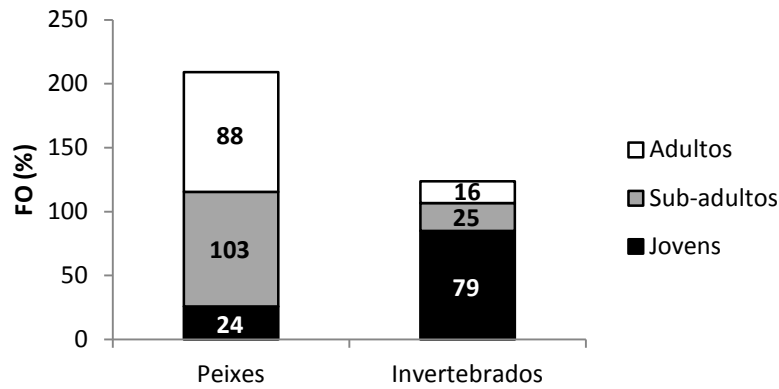
espécies não nativas (tilápias), enquanto que os adultos ingeriram maior biomassa de espécies nativas (Tabela 1; Fig. 7b).



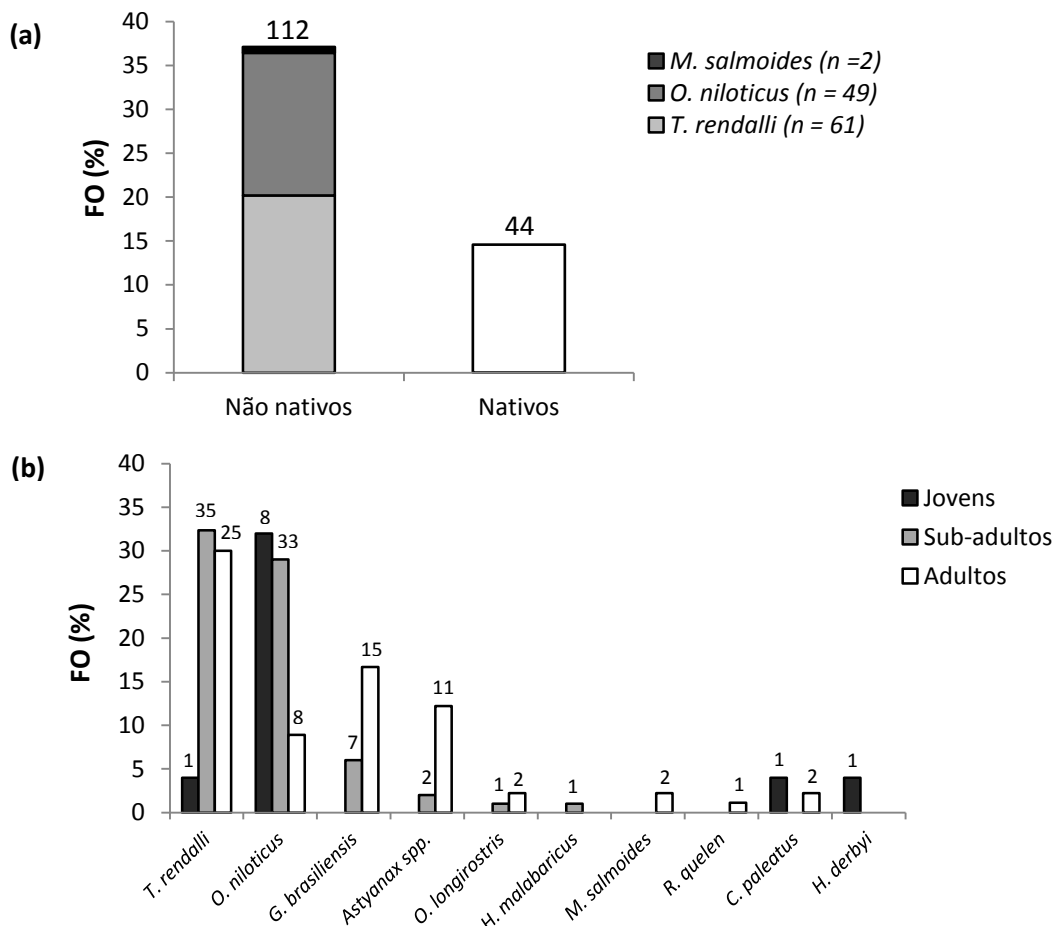
**Fig. 3** Proporção das categorias de plenitude estomacal de indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, para cada estação do ano em relação às classes de tamanho e métodos de captura empregados. EL = pesca elétrica; RE = redes de emalhe; IA = pesca com iscas artificiais. Valores acima das barras representam o n amostral.

**Tabela 1** Itens alimentares consumidos por 302 indivíduos de *M. salmoides*, de diferentes classes de tamanho, capturados no reservatório do Passaúna. %FO = frequência de ocorrência, %N = porcentagem numérica, %B = porcentagem de biomassa.

Categoria alimentar	Jovens (n = 93)			Sub-adultos (n = 115)			Adultos (n = 94)		
	%FO	%N	%B	%FO	%N	%B	%FO	%N	%B
NEMATODA	0	-	-	1,7	-	-	1,1	-	-
CRUSTACEA									
Branchiopoda									
Cladocera	29,0	-	-	0,9	-	-	0	-	-
Malacostraca									
Amphipoda	10,7	-	-	0,9	-	-	0	-	-
Maxillopoda									
Copepoda	53,7	-	-	0	-	-	1,1	-	-
ARACHNIDA									
Acari	4,3	-	-	0	-	-	1,1	-	-
Araneae	1,1	-	-	0	-	-	0	-	-
INSECTA									
Diptera (adultos)	7,5	-	-	0	-	-	1,1	-	-
Chironomidae (larvas)	11,8	-	-	3,5	-	-	1,1	-	-
Hemiptera	1,1	-	-	0	-	-	3,2	-	-
Notonectidae ( <i>Martarega</i> )	35,5	-	-	7,8	-	-	1,1	-	-
Hymenoptera	4,3	-	-	0	-	-	2,1	-	-
Isoptera	1,1	-	-	2,6	-	-	2,1	-	-
Neuroptera (adultos)	1,1	-	-	0	-	-	0	-	-
Odonata (ninfas)	4,3	-	-	0,8	-	-	1,1	-	-
Psocoptera (adultos)	5,4	-	-	0	-	-	0	-	-
Ovos de inseto	0	-	-	1,7	-	-	2,1	-	-
Restos de inseto	33,3	-	-	5,2	-	-	5,3	-	-
TELEOSTEI									
Characiformes									
Characidae									
<i>Astyanax</i> spp.	0	0	0	1,7	2,1	4,0	11,7	13,7	36,4
<i>Oligosarcus longirostris</i>	0	0	0	0,9	2,1	1,3	2,1	2,5	1,6
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	0	0	0,9	1,1	1,3	0	0	0
Perciformes									
Cichlidae									
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0	0	0	6,1	8,5	9,2	16,0	18,7	28,0
<i>Oreochromis niloticus</i>	8,6	70,0	51,3	28,7	39,3	20,0	8,5	18,7	2,9
<i>Tilapia rendalli</i>	1,1	10,0	24,1	30,4	46,8	46,4	26,6	41,2	17,0
Tilápia não identificada	2,1	-	15,2	6,1	-	5,9	3,2	-	0,3
Restos de Cichlidae	2,1	-	4,3	3,5	-	1,7	4,3	-	2,2
Centrarchidae									
<i>Micropterus salmoides</i>	0	0	0	0	0	0	2,1	2,5	0,6
Siluriformes									
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i>	1,1	10,0	0,04	0	0	0	2,1	1,2	1,4
Loricariidae									
<i>Hypostomus derbyi</i>	1,1	10,0	0,04	0	0	0	0	0	0
Heptapteridae									
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0	0	0	1,1	1,2	1,7
Restos de peixe	10,7	-	5,1	24,3	-	10,0	34,0	-	7,8
Material vegetal	8,6	-	-	8,7	-	-	7,4	-	-
Material não identificado	27,9	-	-	1,7	-	-	3,2	-	-

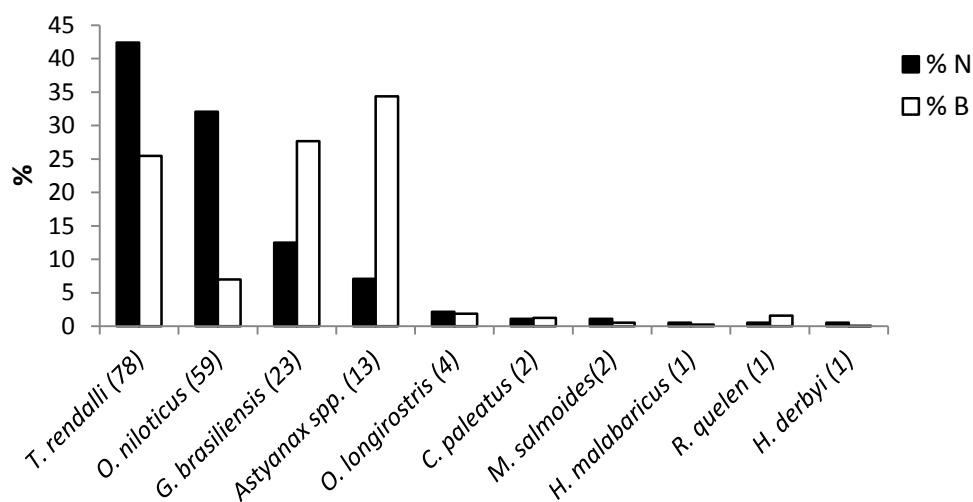


**Fig. 4** Frequência de ocorrência de peixes (71%) e invertebrados (40%) que compõe a dieta de indivíduos jovens, sub-adultos e adultos de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna. Os números dentro das barras representam o n de estômagos de cada categoria.

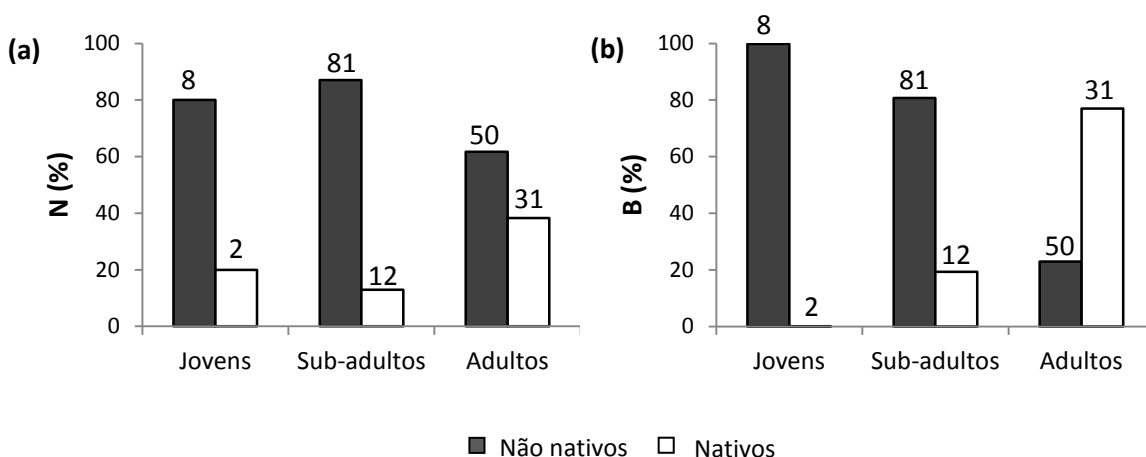


**Fig. 5** Frequência de ocorrência de espécies de peixe nativas e não nativas (a) e todas aquelas espécies de peixe consumidas por cada classe de tamanho (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os valores acima das barras representam o n de estômagos de cada categoria.





**Fig. 6** Proporção do número de indivíduos (%N) e biomassa (%B) das espécies peixe consumidas por *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, em relação à todas as espécies de peixe predadas. Os valores após o nome das espécies representam o número de indivíduos identificados de cada uma delas.



**Fig. 7** Proporção do número de indivíduos (%N) (a) e biomassa (%B) (b) de espécies de peixe nativas e não nativas consumidas por cada classe de tamanho de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os valores acima das barras representam o n de indivíduos identificados em cada categoria.

Ao testar diferenças na dieta de *M. salmoides* entre as dez classes de tamanho, resultantes da formulação de Sturges, a classe C1 ( $\leq 70$  mm CP) se destacou das demais (Pseudo-F = 14,7;  $p = 0,0002$ ), enquanto que as outras nove classes não mostraram um padrão claro de separação, para esta forma de grupamento a priori. Por esse motivo

optou-se por manter a classe C1 e reclassificar as demais com base em informações de  $L_{100}$  da população estudada (Dados do Capítulo II).

Diferenças na dieta de *M. salmoides* foram detectadas entre as classes de tamanho jovem, sub-adulto e adulto (fator aninhado em estação) (Pseudo-F = 6,85;  $p = 0,0002$ ), indicando uma mudança ontogenética na dieta da espécie (Tabela 2a). Essas diferenças foram verificadas durante o verão ( $p < 0,01$ ), mas não se mantiveram para as outras estações do ano ( $p > 0,01$ ) (Tabela 2b). Desta forma destaca-se que na primavera foram analisados 35 indivíduos adultos, 11 sub-adultos e apenas 1 jovem, no outono 3 adultos e 28 sub-adultos, e no inverno 5 adultos e 31 sub-adultos. A composição da dieta de *M. salmoides* também não variou em relação às estações do ano (Pseudo-F = 1,27;  $p = 0,384$ ) (Tabela 2a).

**Tabela 2** Resultados da análise permutacional não métrica (PERMANOVA) de dois fatores, verificando diferenças na composição da dieta de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna, em relação à estação do ano e classe de tamanho (a). Valores de  $P$  para comparações em pares entre as classes de tamanho (b). Itens em negrito representam diferenças significativas.

(a) PERMANOVA de dois fatores					
Fatores	g.l.	MQ	Pseudo-F	Valor de P	Permutações
Estações	3	13767	1,2717	0,384	4975
Classes de tamanho (Estações)	6	24937	6,8571	<b>0,0002</b>	4962
Resíduo	292	3626,6			
(b) Comparações em pares					
Classes de tamanho	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
Jovens v. Sub-adultos	0,418	<b>0,0002</b>	NC	NC	
Jovens v. Adultos	0,2548	<b>0,0002</b>	NC	NC	
Sub-adultos v. Adultos	0,58	<b>0,0002</b>	0,1574	0,0728	

NC, comparações não foram possíveis devido à falta de dados.

A análise de SIMPER mostrou alto percentual de dissimilaridade entre a dieta de jovens e sub-adultos (94,8%) e jovens e adultos (96,5%) e, apontou o item Copepoda como o principal responsável por essas diferenças (contribuindo com 17,3% e 16,9%

respectivamente) (Tabela 3a). Entre jovens e sub-adultos o segundo e terceiro itens que mais contribuíram para a separação entre essas classes foram *O. niloticus* (12,4%) e *T. rendalli* (11,9%), enquanto que para jovens e adultos foram restos de peixe (12,1%) e Hemiptera do gênero *Martarega* (10,4%) respectivamente (Tabela 3a).

Alto valor de dissimilaridade também foi encontrado entre os grupos sub-adulto e adulto (84,9%), sendo o consumo em diferentes proporções de *T. rendalli* (20,6%), restos de peixe (19,6%) e *O. niloticus* (16,3%) o principal responsável por essa dissimilaridade (Tabela 3a).

A análise de SIMPER mostrou ainda que entre os indivíduos jovens o item mais consumido foi Copepoda, representando 54,3% da dieta dessa classe, seguido por *Martarega* com 19,5%. Entre os indivíduos sub-adultos 74,4% da dieta foi baseada no consumo de tilápias, enquanto que para a classe de indivíduos adultos a dieta foi baseada principalmente em restos de peixe (43,7%) e *T. rendalli* (31,6%) (Tabela 3b).

Desta forma pode-se dizer que a transição para a piscivoria aconteceu quando os indivíduos atingiram aproximadamente 70 mm de comprimento padrão (sub-adultos e adultos).

A análise de ordenação NMDS foi capaz de representar visualmente, com baixo valor de stress (2D Stress = 0,01), a separação entre as classes de tamanho, com base em diferenças na composição da dieta dos indivíduos de cada classe (Fig. 8a). O mesmo padrão de agrupamento pode ser percebido quando o gráfico foi baseado nas estações do ano (2D Stress = 0,01), estando as amostras referentes ao verão mais agrupadas, seguindo o mesmo padrão observado entre as classes de tamanho (Fig. 8b).

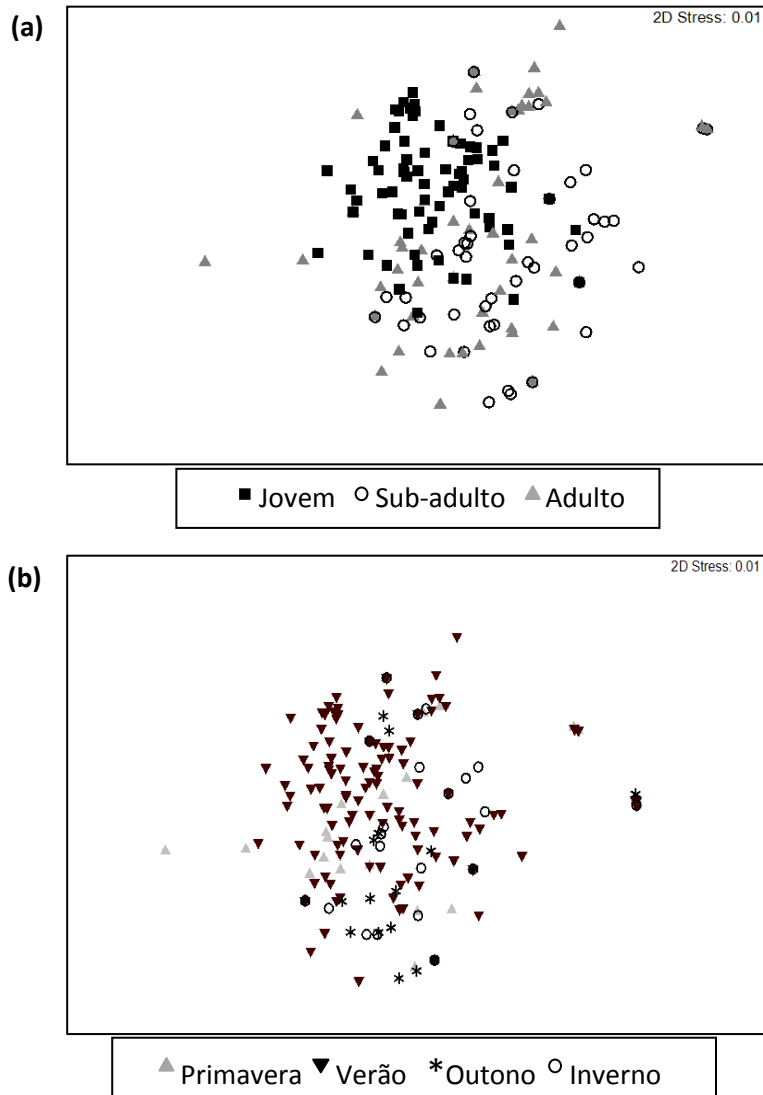
**Tabela 3** Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) para a dissimilaridade entre as classes de tamanho (a) e similaridades dentro das classes de tamanho (b) para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Jovens n = 93, sub-adultos n = 115, adultos n = 94. São mostrados apenas os itens que tiveram contribuição percentual acima que 10%.

(a) Dissimilaridade entre as classes de tamanho					
<b>Jovens v. Sub-adultos</b>					
Dissimilaridade média = 94,86					
	Jovens	Sub-adultos			
Táxon	Abundância média	Abundância média	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Copepoda	2,20	0,00	16,47	17,36	17,36
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,37	1,29	11,84	12,48	29,84
<i>Tilapia rendalli</i>	0,05	1,37	11,30	11,92	41,76
Hemiptera ( <i>Martarega</i> )	1,20	0,26	10,95	11,54	53,30
Restos de peixe	0,34	1,03	9,57	10,09	63,39
<b>Jovens v. Adultos</b>					
Dissimilaridade média = 96,59					
	Jovens	Adultos			
Táxon	Abundância média	Abundância média	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Copepoda	2,20	0,02	16,38	16,96	16,96
Restos de peixe	0,34	1,33	11,70	12,11	29,07
Hemiptera ( <i>Martarega</i> )	1,20	0,03	10,08	10,43	39,51
<b>Sub-adultos v. Adultos</b>					
Dissimilaridade média = 84,93					
	Sub-adulto	Adulto			
Táxon	Abundância média	Abundância média	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
<i>Tilapia rendalli</i>	1,37	1,14	17,51	20,62	20,62
Restos de peixe	1,03	1,33	16,68	19,63	40,25
<i>Oreochromis niloticus</i>	1,29	0,37	13,85	16,31	56,56
(b) Similaridade dentro das classes de tamanho					
<b>Jovens</b>					
Similaridade media = 23,71					
Táxon	Abundância média	Similaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	
Copepoda	2,20	12,89	54,38	54,38	
Hemiptera ( <i>Martarega</i> )	1,20	4,63	19,53	73,91	
<b>Sub-adultos</b>					
Similaridade media = 19,37					
Táxon	Abundância média	Similaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	
<i>Tilapia rendalli</i>	1,37	7,64	39,46	39,46	
<i>Oreochromis niloticus</i>	1,29	6,78	34,99	74,45	
Restos de peixe	1,03	4,03	20,80	95,25	

**Adultos**

Similaridade media = 15,94

Táxon	Abundância média	Similaridade média	Contribuição %	Contribuição cumulativa %
Restos de peixe	1,33	6,97	43,77	43,77
<i>Tilapia rendalli</i>	1,14	5,04	31,66	75,42
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,72	2,10	13,20	88,62



**Fig. 8** Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada em dados de proporção de itens alimentares consumidos por *M. salmoides* (n = 302) capturados no reservatório do Passaúna, em relação às classes de tamanho (a) e estações do ano (b).

#### 4. DISCUSSÃO

Por ser uma espécie predadora, com alto consumo de peixes (Bettoli et al. 1992; Jackson 2002; Jang et al. 2006; Brown et al. 2009), esperava-se registrar uma grande quantidade de estômagos vazios entre os indivíduos de *M. salmoides*, como registrado por outros autores (Lewis et al. 1974; Bacheler et al. 2004), já que espécies predadoras são capazes de suportar grandes intervalos de tempo sem se alimentar. No entanto, apenas 19,3% dos indivíduos capturados apresentaram grau de repleção zero, não havendo diferenças entre classes de tamanho, estações do ano ou técnicas de captura empregadas, o que pode ser um indicativo da alta voracidade da espécie, bem como da alta disponibilidade de presas no reservatório do Passaúna. Altos níveis de consumo por predadores introduzidos, como observado, podem ainda ser resultado de processos mais complexos que a simples disponibilidade de recursos. A hipótese de “ingenuidade ecológica” (*Naïveté hypothesis*), por exemplo, proposta inicialmente por Darwin já em 1859, sugere que a falta de história evolutiva entre predadores não nativos e a comunidade invadida, pode resultar na falta de comportamentos anti predação ou em respostas inadequadas ao novo predador, tendo como consequência altas taxas de predação e facilitando dessa forma o estabelecimento de espécies não nativas, além de aumentar assim o impacto gerado por essas espécies (Cox e Lima 2006; Banks e Dickman 2007; Sih et al. 2010).

Entre as espécies de peixe mais consumidas pela população de *M. salmoides* estudada estão duas espécies de tilápias (*O. niloticus* e *T. rendalli*), representando 73% e 34% da dieta de indivíduos sub-adultos e adultos respectivamente. O grande consumo dessas espécies não nativas pode ser explicado pelo fato delas serem muito abundantes no reservatório, atingindo densidades muito maiores que *G. brasiliensis*, por exemplo, uma espécie de presa nativa muito semelhante morfológica e ecologicamente às espécies de

tilápia (Linde et al. 2008; Sanches et al. 2012). Dados preliminares da densidade dessas espécies de presa, no reservatório do Passaúna, mostram as tilápias sendo capturadas em quantidades muito maiores que *G. brasiliensis* frente a mesma técnica e esforço de captura (dados ainda não publicados). Em relação ao número de indivíduos consumidos (porcentagem numérica) as tilápias também se destacaram, representando 42% (*T. rendalli*) e 32% (*O. niloticus*) dos peixes predados, revelando que, no reservatório do Passaúna, o black bass consome uma grande quantidade de tilápias jovens, de tamanho reduzido, o que pode estar relacionado ao fato de essas espécies formarem grandes cardumes quando jovens.

No entanto, ao analisar a biomassa consumida por *M. salmoides* (porcentagem em biomassa), as espécies nativas *Astyanax* spp. e *G. brasiliensis* foram as mais representativas (com 34% e 28% respectivamente), sendo predadas principalmente por indivíduos adultos. Esses dados revelam um padrão já observado para a espécie em outros estudos, de que indivíduos maiores consomem presas maiores (Lewis et al. 1974; Hoyle e Keast 1986; Mittelbach e Persson 1998) e, neste caso, as maiores presas consumidas foram indivíduos de espécies nativas. A pressão de predação exercida por *M. salmoides* sobre *Astyanax* spp. e *G. brasiliensis* pode vir a reduzir a densidade populacional dessas espécies, sendo o impacto gerado através de predação pelo black bass amplamente registrado (Power et al. 1985; Jackson 2002; Maezono e Miyashita 2003; Jang et al. 2006; Takamura 2007; Shelton et al. 2008; Trumpickas et al. 2011).

As espécies de tilápia aqui registradas são consideradas altamente invasoras (Canónico et al. 2005; Attayde et al. 2007; Weyl 2008) por apresentarem grande plasticidade trófica e comportamental, serem capazes de gerar múltiplas ninhadas ao longo do ano, apresentarem cuidado biparental e tamanho de maturação sexual altamente flexível (McKaye et al. 1995; Peterson et al. 2004, 2005). Essas gama de características

adaptativas permitem que essas espécies sejam particularmente bem sucedidas, atingindo grandes densidades (Linde et al. 2008; Weyl 2008; Sanches et al. 2012).

Interações entre invasores são ainda pouco exploradas, já que comumente estudos de invasões biológicas focam apenas no registro dessas espécies no ambiente ou no impacto delas sobre espécies nativas através de predação ou competição, deixando inexploradas interações como mutualismo, comensalismo e amensalismo entre espécies não-nativas (Simberloff e Von Holle 1999; Ricciardi 2001, 2005; Braga et al. 2011). Neste sentido, Simberloff e Von Holle propuseram, em 1999, a hipótese de “fusão invasora” (*Invasional meltdown*), que tenta explicar justamente a relação entre espécies não nativas, sendo definida pelos autores como: “*um processo pelo qual um grupo de espécies não nativas facilita a invasão umas das outras de várias maneiras, aumentando a possibilidade de sobrevivência e/ou impacto ecológico, e possivelmente a magnitude deste impacto*”. O processo de fusão invasora, no entanto, vai além de uma simples interação entre espécies não nativas, sendo um processo em nível de comunidades em que o efeito conjunto de facilitações leva a um aumento do número de espécies não nativas estabelecidas no ambiente, aumentando o impacto causado por elas (Simberloff 2006).

Segundo Ricciardi (2001) existem ainda dois caminhos que podem levar ao processo de fusão invasora: (i) Facilitação direta, quando os efeitos de uma espécie não nativa beneficiam diretamente a outra, por exemplo, por fornecer nutrientes ou proteção; (ii) Facilitação indireta, quando o benefício é indireto, por exemplo, por reduzir uma população de competidores, aumentar uma população de presas ou modificar o ambiente de tal forma que permita a invasão de outra espécie não nativa. Como um exemplo de facilitação podemos citar o caso da introdução do goby *Tridentiger bifasciatus*, um peixe asiático, no estuário San Francisco na Califórnia. Nesse caso, análises de conteúdo estomacal do goby revelaram duas presas preferenciais, o hidróide *Cordylophora caspia* e



a craca *Balanus improvisus*, duas espécies também não nativas no estuário. Esses dois invertebrados, pouco explorados por peixes nativos, facilitaram o estabelecimento de *T. bifasciatus* no estuário, e promoveram em conjunto, o declínio de muitas espécies de peixes nativos (Matern e Brown 2005). Alguns outros exemplos de facilitação e fusão invasora podem ser encontrados na literatura (Ricciardi 2001; O'Dowd et al. 2003; Best e Arcese 2009; Heimpel et al. 2010; Rodriguez-Echeverria 2010; Green et al. 2011), e o teste dessas interações vêm crescendo em todo o mundo (Jeschke et al. 2012).

Neste sentido, o alto consumo de tilápias pela população de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna, pode caracterizar um quadro de facilitação direta, no qual as espécies de tilápia estariam facilitando o estabelecimento do black bass ao servirem de recurso alimentar abundante e permanente. Este processo pode fazer parte de um quadro de fusão invasora, que deve receber atenção e ser testado experimentalmente.

Por ser uma espécie oportunista (Hodgson e Hansen 2005; Wasserman et al. 2011), o black bass pode ainda adaptar-se ao consumo de diversos tipos de presa, frente à disponibilidade de recursos (Schindler et al. 1997; García-Berthou 2002; Hill e Cichra 2005). Essa flexibilidade no consumo alimentar, descrita para populações de *M. salmoides* ao consumir presas mais frequentes e abundantes (Hoyle e Keast 1986; Godinho et al. 1997), contribui fortemente para o seu sucesso como invasor (Schindler et al. 1997; García-Berthou 2002; Jang et al. 2006). No reservatório do Passaúna, entretanto, não foram detectadas variações temporais na dieta de *M. salmoides*, sugerindo que os recursos alimentares consumidos pela espécie, nesse local, estejam disponíveis em grandes quantidades e durante todas as estações.

Em contraste, foi possível detectar variação ontogenética na dieta da espécie, com diferenças encontradas entre as três classes de tamanho pré-estabelecidas para os meses de verão, sendo que indivíduos jovens alimentaram-se principalmente de microcrustáceos

(Copepodas) e insetos (Hemiptera - *Martarega*), enquanto que sub-adultos e adultos predaram predominantemente peixes. A não diferença entre as classes de tamanho nas demais estações pode estar relacionada à baixa representatividade amostral de algumas classes nesses períodos. A mudança ontogenética na dieta do black bass, de zooplâncton e insetos à peixes, é característica da espécie em sua área nativa (Post 2003; Hill e Cichra 2005) e também tem sido registrada em outros locais onde está introduzida (Phillips et al. 1995; Godinho et al. 1997; Jang et al. 2006; Yasuno et al. 2012). Entretanto, algumas mudanças têm sido relatadas quanto à frequência no consumo de peixes e ao tamanho de transição à piscivoria (Hickley et al. 1994; García-Berthou 2002).

O grau de piscivoria (representado pela frequência) registrado neste estudo (71,2%) está entre os maiores já descritos para a espécie (Lewis et al. 1974; García-Berthou 2002; Bacheler et al. 2004; Jang et al. 2006). A frequência de piscivoria também aumentou em relação ao tamanho do peixe (considerando indivíduos sub-adultos e adultos), como descrito em outros trabalhos (Godinho et al. 1997; Bacheler et al. 2004; Jang et al. 2006), no entanto, mesmo indivíduos sub-adultos já consomem peixe em grandes quantidades (83,6%). Esse alto grau de piscivoria, relatado já entre indivíduos sub-adultos, pode estar relacionado à alta disponibilidade de presas no reservatório, mas também pode ser outro forte indício da não detecção ou reconhecimento desse predador por parte das presas, ou ainda da falta de respostas específicas que sejam capazes de evitar a predação, levando à altas taxas de consumo. Dentro deste contexto, destacamos que a ingenuidade da presa frente à predadores não nativos, tem sido detectada através de estudos experimentais, e identificada como um grande contribuinte para o declínio de populações nativas em ambientes aquáticos continentais (Shave et al. 1994; Cox e Lima 2006; Gomez-Mestre e Diaz-Paniagua 2011), embora alguns outros estudos não tenham detectado o mesmo padrão (Kovalenko et al. 2009; Rehage et al. 2009). Em um estudo

recente, por exemplo, Kuehne e Olden (2012) demonstram, através de experimentos em laboratório e em campo, forte diferença nas respostas inatas de juvenis de *Oncorhynchus tshawytscha* à sinais químicos do predador nativo *Ptychocheilus oregonensis* e predador não nativo *Micropterus dolomieu*, sendo que na presença de *O. tshawytscha* os juvenis diminuíram drasticamente sua atividade, o que não aconteceu na presença de *M. dolomieu*. Os autores sugerem ainda que esses resultados podem explicar as altas taxas de predação de *O. tshawytscha* por *M. dolomieu* observadas na região de Washington, onde o estudo foi desenvolvido (Fritts e Pearson 2004).

Em relação ao tamanho de transição para a piscivoria, García-Berthou (2002) apontou, diante de um trabalho de metanálise, que usualmente populações de *M. salmoides* passam a consumir peixes ao alcançarem comprimento padrão entre 50 e 70 mm, sendo que entre 80 e 100 mm os indivíduos são quase que exclusivamente piscívoros. No entanto, atrasos no início da piscivoria têm sido registrados (Hickley et al. 1994; García-Berthou 2002; Jang et al. 2006) e associados à baixa disponibilidade de presas pequenas o suficiente para serem consumidas por indivíduo menores. Para o reservatório do Passaúna, embora tenha sido registrado o consumo de peixes entre alguns espécimes jovens, os indivíduos de *M. salmoides* passaram a alimentar-se principalmente de peixes ao atingirem comprimento padrão de aproximadamente 70 mm (indivíduos sub-adultos), não demonstrando atraso na transição para a piscivoria quando comparados à outros trabalhos (Phillips et al. 1995; Cailteux et al. 1996; Olson 1996; Mittelbach e Persson 1998), indicando que presas de tamanhos adequados estão disponíveis no reservatório.

Uma rápida transição para a piscivoria pode trazer vantagens aos indivíduos ao disponibilizar maior energia líquida e proporcionar um rápido crescimento, aumentando assim as chances de sobrevivência, já que indivíduos maiores são menos vulneráveis à

predação e têm maiores reservas de energia para sobreviver a períodos de privação de alimentos (Phillips et al. 1995; Olson 1996; Mittelbach e Persson 1998; Post et al. 1998; García-Berthou 2002; Post 2003). Além disso, indivíduos que passam a ser piscívoros precocemente podem atingir taxas de crescimento duas a três vezes maiores que aqueles indivíduos que ainda se alimentam de invertebrados (Shelton et al. 1979; Olson 1996; Yasuno et al. 2012) e, desta forma, conseguem crescer tão ou mais rápido que suas presas garantindo um maior tamanho em relação à elas e assegurando assim a manutenção da piscivoria pela disponibilidade de presas de tamanhos adequados (Miller e Storck 1984; Phillips et al. 1995; Hill e Cichra 2005). Vantagens de um crescimento rápido, devido à transição precoce à piscivoria, se mantêm para as demais idades, sendo que indivíduos precoces podem atingir tamanho de reprodução mais cedo (Baylis et al. 1993) e terem maior fecundidade potencial (Post 2003).

Frente aos fatos apresentados, não há dúvidas de que *M. salmoides* encontrou no reservatório do Passaúna boas condições que garantem sua sobrevivência e podem auxiliar no seu estabelecimento e, mesmo que grande parte da sua dieta seja baseada em espécies também não nativas, o black bass consumiu uma ampla variedade de espécies nativas o que pode contribuir fortemente para redução populacional dessas espécies. Frente a grande disponibilidade de recurso alimentar encontrada no reservatório, o black bass pode ainda atingir altas densidades populacionais, e assim aumentar ainda mais a pressão de predação e competição exercida sobre a comunidade local.

Muitas hipóteses têm sido propostas para explicar o sucesso de invasão de espécies não nativas (Jeschkel et al. 2012) e, frente aos resultados apresentados nesse estudo, destacamos duas delas: Ingenuidade ecológica e Fusão invasora. Ambas as hipóteses podem potencialmente explicar o sucesso de *M. salmoides* como predador no reservatório do Passaúna e a partir deste ponto devem ser testadas experimentalmente em micro e

mesocosmo, utilizando populações do próprio reservatório, a fim de esclarecer os mecanismos envolvidos no processo de predação e no sucesso de *M. salmoides* como invasor.

## REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Melanie WB, Stiassny LJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, Ng R, Sindorf N, Robertson R, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58:403-14
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá
- Anderson M, Gorley R, Clarke K (2008) *PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. Plymouth: PRIMER-E Ltd
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46
- Andreoli CV, Lara AI, Rodrigues EM, Andreoli FDN (1999) Os mananciais de abastecimento do sistema integrado da região metropolitana de Curitiba – RMC. Sanare, revista técnica da Sanepar 12. <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/V12/Mananciais/mananciais.html>. Accessed 03 January 2013
- Attayde JL, Okun N, Brasil J, Menezes RF, Mesquita P (2007) Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. *Oecologia Brasiliensis* 11:450-461
- Bachelor NM, Neal JW, Noble RL (2004) Diet overlap between native bigmouth (*Gobiomorus dormitor*) and introduced predatory fishes in a Puerto Rico reservoir. *Ecology of Freshwater Fish* 13:111-118
- Banks PB, Dickman CR (2007) Alien predation and the effects of multiple levels of prey naïveté. *Trends in Ecology and Evolution* 22:229-230
- Baylis JR, Wiegmann DD, Hoff MH (1993) Alternating life-histories of smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 122:500-510
- Best RJ, Arcese P (2009) Exotic herbivores directly facilitate the exotic grasses they graze: mechanisms for an unexpected positive feedback between invaders. *Oecologia* 159:139-150
- Bettoli PW, Maceina MJ, Noble RI, Betsill RK (1992) Piscivory in largemouth bass as a function of aquatic vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management* 12:509-516
- Braga RR, Bornatowski H, Vitule JRS (2012) Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22:915-929
- Braga RR, Teitge GR, Vitule JRS (2011) Fusão Invasora: Uma lacuna nos estudos de espécies introduzidas no Brasil. In: X Congresso de Ecologia do Brasil. São Lourenço
- Britton JR, Davies GD, Harrod C (2010) Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biological Invasions* 12:1533-1542

- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological synopsis of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2884, Nanaimo, British Columbia
- Bruno JF, Cardinale BJ (2008) Cascading effects of predator richness. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:539-546
- Cailteux RL, Porak WF, Crawford S, Conner LL (1996) Differences in largemouth bass food habits and growth in vegetated and unvegetated north-central Florida lakes. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 50:201-211
- Cambray JA (2003) Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500:217-230
- Cambray JA, Stuart CT (1985) Aspects of the biology of the rare redfin minnow *Barbus burchelli* (Pisces, Cyprinidae), from South Africa. *South African Journal of Zoology* 20:155-165
- Canonico GC, Arthington A, McCrary JK, Thieme ML (2005) The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:463-483
- Carol J, Benejam L, Benito J, García-Berthou E (2009) Growth and diet of European cafish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology* 174:317-328
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143
- Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth (USA): PRIMER-E
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110
- Cowx IG (2002) Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: Collares-Pereira MJ, Cowx IG, Coelho MM (eds) *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Blackwell Science, Oxford, pp 201-220
- Cox JG, Lima SL (2006) Naïveté and an aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends in Ecology and Evolution* 21:674-680
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36:215-230
- Darwin C (1859) *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favored races in the struggle for life*. John Murray, London
- Didham RK, Tylianakis JM, Gemmell NJ, Rand TA, Ewers RM (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution* 22:489-96
- Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, Ewers RM, Gemmell NJ (2005) Are invasive species the drivers of ecological change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:470-474
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pikitch EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB,

- Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R, Wardle DA (2011) Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* 333:301-306
- FEOW (2009) Freshwater Ecoregions of the World. <http://www.feow.org>. Accessed 20 November 2012
- Fritts AL, Pearsons TN (2004) Smallmouth bass predation on hatchery and wild salmonids in the Yakima River, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133:880-895
- Froese R, Pauly D (2013) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Accessed 03 January 2013
- García-Berthou (2002) Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *International Review of Hydrobiology* 87:353-363
- Godinho FN, Ferreira MT, Cortes RV (1997) The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50:105-115
- Godoy MP (1954) Observações sobre a adaptação do "black bass" (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 14:32-38
- Goldschmidt T, Witte F, Wanink J (1993). Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. *Conservation Biology* 7:686-700
- Gomez-Mestre I, Diaz-Paniagua C (2011) Invasive predatory crayfish do not trigger inducible defences in tadpoles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:3364-3370
- Gratwicke B, Marshall BE (2001) The relationship between the exotic predators *Micropterus salmoides* and *Serranochromis robustus* and native stream fishes in Zimbabwe. *Journal of Fish Biology* 58:68-75
- Green PT, O'Down DJ, Abbott KL, Jeffery M, Retallick K, Nally RM (2011) Invasional meltdown: Invader-invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecology* 92:1758-1768
- Heimpel GE, Frelich LE, Landis DE, Hopper KR, Hoelmer KA, Sezen Z, Asplen MK, Wu K (2010) European buckthorn and Asian soybean aphid as components of an extensive invasional meltdown in North America. *Biological Invasions* 12:2913-2931
- Hickley P, North R, Muchiri SM, Harper DM (1994) The diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Naivasha, Kenya. *Journal of Fish Biology* 44:607-619
- Hill JE, Cichra CE (2005) Biological Synopsis of Five Selected Florida Centrarchid Fishes with an Emphasis on the Effects of Water Level Fluctuations. Special Publication SJ2005-SP3. Water Supply Management Division St. Johns River Water Management District, Palatka, Florida. <http://tal.ifas.ufl.edu/PDFs/Hill%20and%20Cichra%202005%20SJ2005-SP3%20Centrarchid%20biological%20synopsis.pdf>. Accessed 12 October 2012



- Hodgson JR., Hansen EM (2005) Terrestrial Prey Items in the Diet of Largemouth Bass, *Micropterus salmoides*, in a Small North Temperate Lake. *Journal of Freshwater Ecology* 20:793-794
- Hoyle JA, Keast A (1986) The effect of prey morphology and size on handling time in a piscivore, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Canadian Journal of Zoology* 65:1972-1977
- Hynes HBN (1950) The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of animal ecology* 19:36-58
- Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17:411-429
- Jackson DA (2002) Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: Ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 221-232
- Jang M-H, Joo G-J, Lucas MC (2006) Diet of introduced largemouth bass in Korean Rivers and potential interactions with native fishes. *Ecology of freshwater Fish* 16:315-320
- Jeschke JM, Aparicio LG, Haider S, Heger T, Lortie CJ, Pyšek P, Strayer DL (2012) Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota* 14:1-20
- Johnson PTJ, Olden JD, Zanden MJV (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:357-363
- Kovalenko KE, Dibble ED, Agostinho AA, Pelicice FM (2009) Recognition of non-native peacock bass, *Cichla kelberi* by native prey: testing the naiveté hypothesis. *Biological Invasions* 12:3071-3080
- Kuehne LM, Olden JD (2012) Prey naivety in the behavioural responses of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) to an invasive predator. *Freshwater Biology* 57:1126-1137
- Lasenby TA, Kerr SJ (2000) Bass transfers and stocking: An annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario
- Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdoff T, Brosse S (2008) Fish invasions in the world's river system: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* 6:404-410
- Lewis WM, Heidinger R, Kirk W, Chapman W, Johnson D (1974) Food intake of the largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 103:277-280
- Light T, Marchetti MP (2007) Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conservation Biology* 21:434-446
- Lima-Junior DP, Pelicice MP, Vitule JRS, Agostinho AA (2012) Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Natureza & Conservação* 10:88-91

- Linde AR, Izquierdo JI, Costa Moreira J, Garcia-Vazquez E (2008) Invasive tilapia juveniles are associated with degraded river habitats. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 18:891-895
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)
- MacDougall AS, Turkington R (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42-55
- Maezono Y, Miyashita T (2003) Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biological Conservation* 109:111-121
- Matern SA, Brown LR (2005) Invaders eating invaders: exploitation of novel alien prey by the alien shimofuri goby in the San Francisco Estuary, California. *Biological Invasions* 7:497-507
- McKaye KR, Ryan JD, Stauffer Jr. JR, Lopez Peres LJ, Vega GI, Van Den Bergue EP (1995) African tilapia in Lake Nicaragua: ecosystem in transition. *BioScience* 45:406-411
- Miller SJ, Storck T (1984) Temporal spawning distribution of largemouth bass and young-of-the-year growth, determined from daily otolith rings. *Transactions of the American Fisheries Society* 113:571-578
- Mittelbach GG, Persson L (1998) The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1454-1465
- O'Dowd DJ, Green PT, Lake PS (2003) Invasional meltdown on an oceanic island. *Ecology Letters* 6:812-817
- Olson MH (1996) Ontogenetic niche shifts in largemouth bass: variability and consequences for first-year growth. *Ecology* 77:179-190
- Pelicice FM, Agostinho AA (2009) Fish fauna destruction after the introduced of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11:1789-1801
- Peterson MS, Slack WT, Brown-Peterson NJ, McDonald JL (2004) Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Coastal Mississippi watersheds. *Copeia* 4:842-849
- Peterson MS, Slack WT, Woodley CM (2005) The occurrence of non-indigenous Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) in coastal Mississippi, USA: ties to aquaculture and thermal effluent. *Wetlands* 25:112-121
- Phillips JM, Jackson JR, Noble RL (1995) Hatching date influence on age-specific diet and growth of age-0 largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 124:370-379
- Post DM (2003) Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84:1298-1310
- Post DM, Kitchell JF, Hodgson JR (1998) Interactions among adult demography, spawning date, growth rate, predation, overwinter mortality, and the recruitment of

- largemouth bass in a northern lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:2588-2600
- Power ME, Matthews WJJ, Stewart A (1985) *Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction.* *Ecology* 66:1448-1456
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25-55
- Rahel JF (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856
- Rehage JS, Dunlop KL, Loftus WF (2009) Antipredator Responses by Native Mosquitofish to Non-Native Cichlids: An Examination of the Role of Prey Naiveté. *Ethology* 115:1046-1056
- Ribeiro F, Leunda PM (2012) Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries management and Ecology* 19:142-156
- Ricciardi A (2001) Facilitative interactions among aquatic invaders: is an “invasional meltdown” occurring in the great lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:2513-2525
- Ricciardi A (2005) Facilitation and synergistic interactions between introduced aquatic species. In: Mooney HA, Mack RN, McNeely JA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK (eds) *Invasive alien species a new synthesis.* Island Press, Washington
- Rodriguez-Echeverria S (2010) Rhizobial hitchhikers from Down Under: invasional meltdown in a plant-bacteria mutualism? *Journal of Biogeography* 37:1611-1622
- Salo P, Korpimäki E, Banks PB, Nordström M, Dickman CR (2007). Alien predators are more dangerous than native predators to prey population. *Proceedings of the Royal Society B* 274:1237-1243
- Sanches FHC, Miyai CA, Costa TM, Christololetti AR, Volpato GL, Barreto RE (2012) Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. *PloS One* 7
- Schindler DE, Hodgson JR, Kitchell JF (1997) Density dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. *Oecologia* 110:592-600
- Scott MC (2006) Winners and losers among stream fishes in relation to land use legacies and urban development in the southeastern US. *Biological Conservation* 127:301-309
- Shave CR, Townsend CR, Crowl TA (1994) Antipredator behaviours of a freshwater crayfish (*Paranephrops zealandicus*) to a native and an introduced predator. *New Zealand Journal of Ecology* 18:1-10
- Shelton JM, Day JA, Griffiths CL (2008) Influence of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, on abundance and habitat selection of Cape galaxias, *Galaxias zebratus*, in a mountain stream in the Cape Floristic Region, South Africa. *African Journal of Aquatic Science* 33:201-210
- Shelton W, Davies LWD, King TA, Timmons TJ (1979) Variation in the growth of the initial year class of largemouth bass in West Point Reservoir, Alabama and Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society* 108:142-149

- Sih A, Bolnick DL, Luttbeg B, Orrock JL, Peacor SD, Pintor LM, Preisser E, Rehage JS, Vonesh JR (2010) Predator–prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119:610-621
- Simberloff D (2006) Invasional meltdown 6 years later: Important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecology letters* 9:912-919
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive interactions of nonindigenous species invasional meltdown. *Biological Invasions* 1:21-32
- Smaha N, Gobbi MS (2003) Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório do Passaúna - Curitiba - PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8:59-69
- Takamura K (2007) Performance as a fish predator of largemouth bass [*Micropterus salmoides* (Lacépède)] invading Japanese freshwaters: a review. *Ecological Research* 22:940-946
- Trumpickas J, Mandrack NE, Ricciardi A (2011) Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:338-347
- Vitule JRS (2009) Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation* 4:111-122
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10:98-108
- Vitule JRS, Freire CA, Vazquez DP, Nuñez MA, Simberloff D (2012) Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006a) Introdução de Espécies, com ênfase em peixes de ecossistemas continentais. In: Monteiro-Filho ELA, Aranha JMR (eds) *Revisões em Zoologia I: Volume Comemorativo dos 30 Anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná*. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Paraná, pp 217-229
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006b) Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions* 8:677-681
- Wasserman RJ, Strydom NA, Weyl OLF (2011) Diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), an invasive alien in the lower reaches of an Eastern Cape river, South Africa. *African Zoology* 46:378-386
- Welcomme RL (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. In: *Introductions and transfers of aquatic species*. ICES Marine Science Symposium 194, pp 3-14
- Weyl OLF (2008) Rapid invasion of a subtropical lake fishery in central Mozambique by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Pices: Cichlidae). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:839-851
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607-615
- Yasuno N, Chiba Y, Shindo K, Fujimoto Y, Shimada T, Shikano S, Kikuchi E (2012) Size-dependent ontogenetic diet shifts to piscivory documented from stable isotope

analyses in an introduced population of largemouth bass. *Environmental Biology of Fishes* 93:255-266

---

## Capítulo II

### Sucesso reprodutivo do predador introduzido black bass (*Micropterus salmoides*), em um reservatório Neotropical

---

Vanessa Maria Ribeiro<sup>1,2,3\*</sup>, Vinícius Abilhoa<sup>3</sup>, Jean Ricardo Simões Vitule<sup>1,2,3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>3</sup> GPIC – Grupo de Pesquisas em Ictiofauna, Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba, Paraná, Brasil.

\*Autor para correspondência. Email: vanessa.gpic@gmail.com

#### RESUMO

A crescente demanda por água e energia, provocada pelo crescimento desenfreado da população humana e desenvolvimento tecnológico, colocam os ecossistemas de água doce entre os mais explorados e ameaçados. A perda de diversidade biológica observada em ecossistemas aquáticos continentais pode ser resultado de múltiplos estressores ambientais, dentre os quais destaca-se a introdução de espécies não nativas. Invasões biológicas, no entanto, consistem em um processo complexo, que pode ser dividido em quatro fases: transporte, introdução, estabelecimento e dispersão. A fase de estabelecimento, em particular, exige que a espécie não nativa seja capaz de sobreviver e se reproduzir com sucesso (gerando descendentes viáveis) no novo ambiente e, a partir daí muitas delas podem gerar sérios impactos negativos sobre a comunidade invadida. O piscívoro Norte Americano black bass, *Micropterus salmoides*, foi introduzido em mais de 50 países para fins de pesca esportiva. Essa espécie foi trazida para o Brasil em 1922, e, segundo o FishBase ainda não está estabelecida no país. Neste sentido, o presente trabalho teve por objetivo investigar o sucesso reprodutivo de *M. salmoides* em um reservatório localizado no sul do país. Foram realizadas coletas mensais entre maio/11 e abril/12 aplicando as metodologias de pesca elétrica, redes de emalhe passivas e pesca com iscas artificiais. Coletas extras também foram realizadas (pesca com iscas artificiais) em dezembro/10, janeiro/11 e junho, agosto e setembro/12. Os indivíduos capturados foram medidos, pesados e tiveram as gônadas retiradas para posteriores análises. Cálculos de  $L_{50}$  mostraram que ambos os sexos começam a reproduzir ao atingirem entre 140 e 161 mm de comprimento padrão, tamanho menor que o registrado em outros países. O índice gonadosomático e a variação mensal dos estádios de maturação gonadal indicam um período de desova prolongado (agosto a dezembro), com pico na estação de primavera e coincidindo com o aumento de temperatura. Na sequência do período reprodutivo foi registrado drástico aumento na abundância de indivíduos jovens na população ( $\leq 70$  mm

CP), correspondendo a 50% dos indivíduos coletados no período. Desta forma, ficam claras evidências de que *M. salmoides* tem alcançado sucesso reprodutivo no local e mantém uma população auto sustentável, sendo essas fortes evidências de estabelecimento.

**Palavras-chave:** maturação gonadal; período de desova; estabelecimento, população auto sustentável; Brasil.

## 1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade global vem diminuindo drasticamente nos últimos séculos (Pimm et al. 1995; Rockström et al. 2009) como consequência de alterações ambientais induzidas pelo homem (Vitousek 1994; Sala et al. 2000). O crescimento desenfreado da população humana e o crescente avanço e desenvolvimento tecnológico, por exemplo, são fatores que fazem aumentar cada vez mais a demanda de água e energia, fazendo com que os ecossistemas de água doce estejam entre os mais explorados e ameaçados (Leidy e Moyle 1998; Ricciardi e Rasmussen 1999; Jenkins 2003), com estimativas de extinções superiores aos ecossistemas terrestre e marinho (Rahel 2000; Sala et al. 2000; Dudgeon et al. 2006). A introdução de espécies não nativas, por sua vez, embora possa agir de forma sinérgica com outros estressores ambientais (Didham et al. 2005; MacDougall e Turkington 2005; Dudgeon et al. 2006; Ormerod et al. 2010), tem contribuído fortemente para a perda de biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais (Gherardi 2007; Leprieur et al. 2008; Pelicice e Agostinho 2009; Vitule et al. 2009; Cucherousset e Olden 2011; Vitule et al. 2012).

Invasões biológicas, no entanto, consistem em um processo complexo, que pode ser dividido em uma série de etapas ou estágios (Williamson e Fitter 1996; Richardson et al. 2000; Kolar e Lodge 2001; Blackburn et al. 2011). Em um quadro proposto por Blackburn et al. (2011), por exemplo, para que uma espécie possa ser considerada invasora, ela deve obrigatoriamente passar por quatro estágios fundamentais: transporte, introdução, estabelecimento e dispersão e/ou expansão populacional. Em cada um desses estágios, a espécie precisa ultrapassar barreiras ou filtros ambientais, naturais ou artificiais para que o processo de invasão se complete (e.g., dispersão, barreiras geográficas, mecanismos artificiais de contenção, cativeiro ou cultivo, sobrevivência, reprodução e condições bióticas e abióticas). Se alguma dessas barreiras for eficiente para



impedir que a espécie sobreviva, se reproduza ou consiga se dispersar, o processo de invasão é interrompido. Neste sentido, destacamos a fase de estabelecimento do processo de invasão biológica, no qual a espécie precisa ser capaz de sobreviver e se reproduzir com sucesso (gerando descendentes viáveis) para ser considerada estabelecida em um novo local (Blackburn et al. 2011). A partir do estabelecimento, algumas espécies podem aumentar consideravelmente sua densidade populacional e, conseqüentemente, seus impactos sobre a comunidade invadida (e.g., Ogutu-Ohwayo 1990; Kaufman 1992; Zambrano et al. 2001; Jackson 2002; Maezono e Miyashita 2003; Koehn 2004; Peterson et al. 2004; Canonico et al. 2005; Casal 2006; Zambrano et al. 2006).

O piscívoro Norte Americano black bass, *Micropterus salmoides*, é nativo das regiões central e oriental dos Estados Unidos e norte do México (Brown et al. 2009), no entanto tem sido introduzido em diversas regiões do mundo para fins de pesca esportiva (Lasenby e Kerr 2000; Jackson 2002; Brown et al. 2009). Atualmente a espécie está presente em mais de 50 países (Froese e Pauly 2013), distribuídos pela América do Sul (Godoy 1954; Welcomme 1992; Schulz e Leal 2005), Europa (Godinho et al. 1997; Elvira e Almodovar 2001; Lorenzoni et al. 2002; García-Berthou et al. 2007; Marinelli et al. 2007; Ribeiro et al. 2009), África (Dadzie e Aloo 1990; Weyl e Hecht 1999; Gratwicke e Marshall 2001) e Ásia (Takamura 2007; Tsunoda et al. 2010), e na grande maioria desses países populações tem se estabelecido com sucesso (Froese e Pauly 2013). Conseqüentemente, os efeitos negativos gerados pela introdução e estabelecimento do black bass também são relatados, sendo gerados principalmente pela grande pressão de predação e competição exercida sobre espécies nativas (Cambray e Stuart 1985; Gratwicke e Marshall 2001; Jackson 2002; Maezono e Miyashita 2003; Jang et al. 2006; Takamura 2007; Trumpickas et al. 2011; Wasserman et al. 2011). Como consequência dos impactos gerados pela introdução de *M. salmoides*, a espécie foi listada pela IUCN

como uma das “100 piores espécies invasoras do mundo” (Lowe et al. 2000), e é considerada como “peste em potencial” pelo FishBase (Froese e Pauly 2013).

No Brasil, *M. salmoides* foi introduzido por volta de 1922 (Godoy 1954), e sua ocorrência tem sido registrada em diversos lagos e reservatórios das regiões sul e sudeste do país (Severi e Cordeiro 1994; Agostinho e Gomes 1997; Orsi e Agostinho 1999; Ingenito et al. 2004; Abelha et al. 2005; Schulz e Leal 2005; Alves et al. 2007; Dala-Corte et al. 2009; Abilhoa e Vitule 2009; Rocha et al. 2011). No entanto, não estão disponíveis na literatura trabalhos que avaliam de forma clara e direta o sucesso reprodutivo da espécie no Brasil, fazendo com que a espécie não seja considerada como estabelecida no país, segundo informações dispostas no banco de dados FishBase (Froese e Pauly 2013). Sendo assim, frente à falta de informações precisas que provem o estabelecimento de *M. salmoides* no Brasil, o presente trabalho teve por objetivo identificar o ciclo reprodutivo e período de desova da espécie, bem como avaliar seu sucesso reprodutivo no reservatório do Passaúna, localizado no sul do país.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

Os indivíduos de *M. salmoides* utilizados foram capturados no reservatório do Passaúna, localizado próximo à cidade de Curitiba, região sul do Brasil (25° 31' 59.9" S; 049° 23' 16.5" W). A represa pertence à sub-bacia do Rio Passaúna, e faz parte da eco-região do Rio Iguaçu (*sensu* Abell et al. 2008), sendo essa uma região prioritária em termos mundiais de conservação, devido à sua alta taxa de endemismo (FEOW 2009). O reservatório do Passaúna tem área total de 10 km<sup>2</sup> e faz parte de uma Área de Proteção Ambiental de aproximadamente 16000 hectares, a APA do Passaúna (Andreoli et al. 1999). O reservatório é administrado pela Companhia de Saneamento do Paraná

(Sanepar) e utilizado para o abastecimento público de água da cidade de Curitiba e região metropolitana (Smaha e Gobbi 2003), assim como para irrigação de pequenas produções rurais e atividades de esporte e lazer.

## **2.2 Coleta de dados**

Coletas foram realizadas mensalmente no período entre maio/11 e abril/12, através da aplicação das metodologias de pesca elétrica, redes de emalhe passivas e pesca com iscas artificiais, entretanto, no mês de fevereiro as metodologias de pesca elétrica e redes de emalhe não puderam ser realizadas, devido à problemas com a licença cedida pela empresa administradora do reservatório. Indivíduos capturados em coletas extras (pesca com iscas artificiais) realizadas em dezembro/10, janeiro/11 e junho/12 também foram considerados nas análises. Quatro fases de campo foram ainda realizadas nos meses de agosto e setembro/12, aplicando o método de pesca com iscas artificiais, a fim de aumentar o n amostral desse período.

A técnica de pesca elétrica foi aplicada durante uma hora e meia, paralelamente à barragem do reservatório, uma região de zona litoral composta por pedras e vegetação submersa e de menor profundidade (~ 1 m), o que possibilitou a aplicação da técnica com mais segurança e garantiu a eficiência do equipamento. A técnica foi aplicada sempre por duas pessoas, uma delas caminhava pela água junto à margem e era responsável por capturar os peixes afetados pela descarga elétrica, a outra pessoa remava um caiaque inflável, que seguia paralelamente à barragem e carregava o equipamento e os peixes capturados. O equipamento de pesca elétrica utilizado consiste em um transformador de voltagem de 1000 W, alimentado por uma bateria de 12 V e 7 A, capaz de aumentar a tensão de 12 para 127 V. Ligados à esse transformador estavam um puçá (polo positivo), utilizado para capturar os indivíduos, e uma rede de fios de cobre acoplada à ponta do caiaque inflável (polo negativo).

A amostragem com redes de emalhe contou com redes do tipo simples e tresmalho, essas foram instaladas em diferentes locais do reservatório e permaneceram na água por 24 horas (não foram realizadas revistas nas redes dentro desse período). Não foi possível utilizar o mesmo conjunto de redes em todo o período amostral, impedindo dessa forma que fosse aplicado o mesmo esforço para todos os meses. Assim, as redes utilizadas tiveram malhas variando entre 15 e 150 mm entre nós consecutivos, com dimensões entre 5 a 40 metros de comprimento e 1,3 a 5 metros de altura, sendo o conjunto total utilizado composto por 26 redes (21 simples e 5 de tresmalho). Neste sentido, é demonstrado a seguir o esforço aplicado em cada mês amostrado, medido em  $\text{km}^2$  de rede: maio/11 – 0,426  $\text{km}^2$  (10 redes; malhas 15 a 75 mm); junho/11 - 0,475  $\text{km}^2$  (12 redes; malhas 15 a 75 mm); julho/11 - 1,194  $\text{km}^2$  (15 redes; malhas 15 a 150 mm); agosto/11 - 0,766  $\text{km}^2$  (12 redes; malhas 15 a 75 mm); setembro/11 - 0,645  $\text{km}^2$  (9 redes; malhas 15 a 75 mm); outubro/11 - 0,645  $\text{km}^2$  (9 redes; malhas 15 a 75 mm); novembro/11 - 0,533  $\text{km}^2$  (8 redes; malhas 15 a 75 mm); dezembro/11 - 0,573  $\text{km}^2$  (9 redes; malhas 15 a 115 mm); janeiro/12 - 0,262  $\text{km}^2$  (5 redes, malhas 25 a 50 mm); março/12 - 0,329  $\text{km}^2$  (7 redes; malhas 15 a 110 mm) e abril/12 - 0,431  $\text{km}^2$  (8 redes; malhas 15 a 110 mm).

As capturas através de pesca com iscas artificiais foram realizadas por pescadores experientes na captura de *M. salmoides*. Nos meses de dezembro/10, janeiro, outubro e dezembro/11 e janeiro, agosto e setembro/12 as capturas contaram com seis pescadores e oito horas de pesca. Nos demais meses o esforço variou de dois a quatro pescadores e seis a oito horas de pesca.

### **2.3. Análises da atividade reprodutiva**

Os indivíduos capturados foram fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70% e, em laboratório, foram medidos quanto ao comprimento total (CT) e padrão (CP) (mm) e pesados (~ 0,01 g). Em seguida, os indivíduos foram dissecados e as

gônadas retiradas e pesadas ( $\sim 0,001$ ). O sexo e estágio de maturação gonadal foram identificados sob estereomicroscópio. As gônadas puderam ser classificadas em cinco estádios de maturação: imaturo, maturação, maduro, desovado/espermiado e repouso. A classificação foi feita através da observação de aspectos macroscópicos das gônadas, como cor, volume, tamanho em relação à cavidade celomática, grau de turgidez, irrigação periférica e presença ou ausência de sêmen ou ovócitos. Essas características foram então utilizadas para montagem de uma escala específica de desenvolvimento gonadal para ambos os sexos de *M. salmoides*.

Através da formulação de Sturges aplicada sobre as amostras obtidas, foram estabelecidas 10 classes de tamanho, com base no comprimento padrão: C1 < 64 mm (n= 42); C2 = 65-107 mm (n = 58); C3 = 108-150 mm (n = 62); C4 = 151-193 mm (n = 152); C5 = 194-236 mm (n = 78); C6 = 237-279 mm (n = 15); C7 = 280-322 mm (n = 28); C8 = 323-365 mm (n = 47); C9 = 366-408 mm (n = 17) e C10 = 409-451 mm (n = 5). A proporção sexual foi analisada em relação ao período amostral, meses do ano e classes de tamanho, através da distribuição de frequência relativa de machos e fêmeas em relação a cada um desses fatores. Diferenças da razão esperada de 1:1 foram testadas pelo teste de Qui-quadrado ( $\alpha = 0,05$ ) (Zar 1999), realizado no programa estatístico R (R Development Core Team 2011), utilizando a biblioteca Rcmdr (Fox 2011).

Foi calculado o comprimento médio ( $\pm$  DP) de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) e o comprimento médio ( $\pm$  DP) em que 100% dos indivíduos alcançaram maturidade sexual ( $L_{100}$ ) para machos e fêmeas. Para obter maior precisão nos comprimentos de  $L_{50}$  e  $L_{100}$ , os indivíduos foram classificados em classe de tamanho, baseadas no CP, com intervalos regulares de 20 mm. Esses parâmetros foram analisados através de um modelo logístico com ajuste sigmoidal de Boltzmann no programa OriginPro 8. O período reprodutivo e época de desova foram avaliados através da variação mensal no índice gonadossomático

(IGS) das fêmeas e machos em estágio reprodutivo (excluindo imaturos), e estádios de maturação gonadal de ambos os sexos. Valores de IGS são baseados na relação entre o peso da gônada ( $W_g$ ) e o peso total do indivíduo ( $W_t$ ), e calculados de acordo com a fórmula:  $(W_g/(W_t-W_g))*100$  (Vazzoler 1996).

Dados mensais de temperatura média do ar, para a região de Curitiba, foram contrapostos aos valores médios mensais de IGS, a fim de testar se há, neste caso, relação entre temperatura e o período reprodutivo da espécie, visto que essa relação foi observada para populações de *M. salmoides* estabelecidas em outros países (Weyl e Thomas 1999). Os dados de temperatura foram obtidos de relatórios mensais do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o período de estudo. Para confirmar o período de desova e evidenciar a presença de recrutas, foram plotados dados mensais de captura por unidade de esforço (CPUE), em número de indivíduos jovens e sub-adultos, capturados pela técnica de pesca elétrica, técnica essa apropriada para a captura de indivíduos menores (Dados do capítulo III). A CPUE foi medida em número de indivíduos capturados por hora.

### 3. RESULTADOS

Um total de 565 indivíduos de *M. salmoides* foi capturado no reservatório do Passaúna, sendo 248 fêmeas e 223 machos. Não foi possível identificar o sexo de 94 indivíduos, por se tratarem de indivíduos jovens com gônadas muito pequenas ou ainda não desenvolvidas. A média de comprimento padrão das fêmeas foi de 199 mm (EP = 0,56; intervalo 49-450 mm), dos machos foi também de 199 mm (EP = 0,56; intervalo 46-433 mm) e dos indivíduos com sexo não identificado 36 mm (EP = 0,12; intervalo 22-89 mm). A massa média das fêmeas capturadas foi de 326,3 g (EP = 28,8; intervalo 1,5-1870 g), dos machos 304,7 g (EP = 24,2; intervalo 1,7-1350 g) e dos indivíduos com sexo não identificado 1,2 g (EP = 0,23; intervalo 0,1-18,8 g).

A escala macroscópica de identificação de estádios gonadais, desenvolvida com base em características específicas para machos e fêmeas de *M. salmoides*, está exposta na tabela 1.

**Tabela 1** Escala de identificação dos estádios de maturação gonadal, com base em aspectos macroscópicos, de machos e fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.

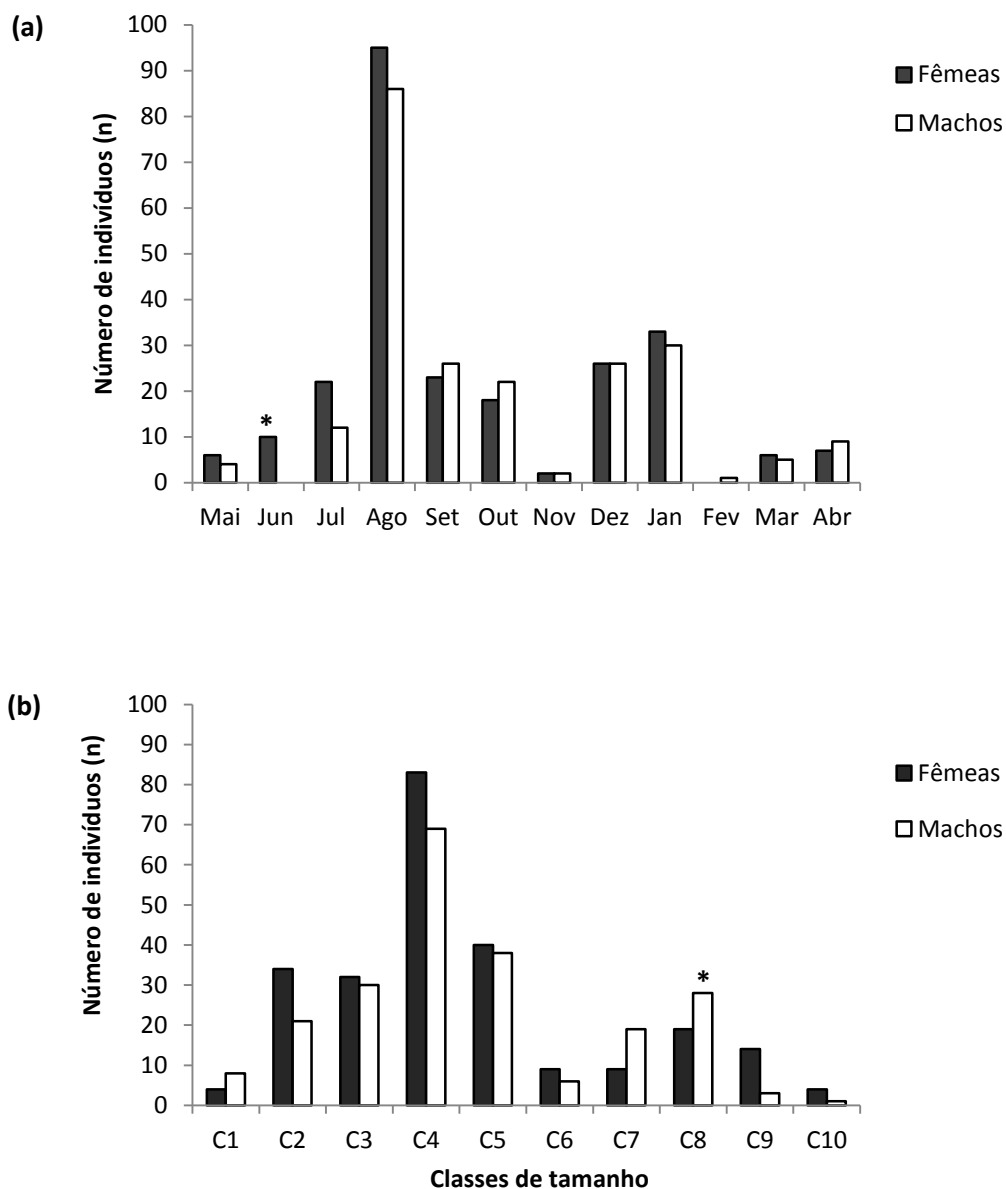
<b>Estádio</b>	<b>Características macroscópicas dos ovários</b>	<b>Características macroscópicas dos testículos</b>
<b>Imaturo</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ovário translúcido;</li> <li>- Cor laranja claro;</li> <li>- Sem evidência de ovócitos;</li> <li>- Ocupando de 5-10% da cavidade celomática;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Testículos fitáceos;</li> <li>- Translúcidos;</li> <li>- Cor branca;</li> <li>- Ocupando cerca de 5% da cavidade celomática;</li> </ul>
<b>Maturação</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ovários um pouco mais túrgidos;</li> <li>- Cor laranja mais forte;</li> <li>- Vascularização moderada;</li> <li>- Presença de pequenos ovócitos esbranquiçados;</li> <li>- Ocupando de 15-30% da cavidade celomática;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Testículos um pouco mais túrgidos;</li> <li>- Cor branca;</li> <li>- Ocupando cerca de 20% da cavidade celomática;</li> </ul>
<b>Maduro</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ovários grandes e túrgidos;</li> <li>- Cor laranja forte;</li> <li>- Vascularização intensa;</li> <li>- Presença de ovócitos grandes (~ 1 mm) e bem evidentes;</li> <li>- Ocupando cerca de 50-70% da cavidade celomática;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Testículos grandes e túrgidos;</li> <li>- Com aspecto leitoso;</li> <li>- Retorcidos;</li> <li>- Presença de pontos brancos;</li> <li>- Ocupando cerca de 40% da cavidade celomática;</li> </ul>
<b>Desovado/espermiado</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ovários flácidos e distendidos;</li> <li>- Ainda presentes alguns ovócitos;</li> <li>- Ocupando cerca 30% da cavidade celomática;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Testículos flácidos e distendidos;</li> <li>- Ocupando cerca de 20% da cavidade celomática;</li> </ul>
<b>Repouso</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ovários cor laranja claro;</li> <li>- Não é evidente a presença de ovócitos;</li> <li>- Ocupando cerca de 20% da cavidade celomática;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Testículos esbranquiçado e pouco retorcido;</li> <li>- Ocupando cerca de 15% da cavidade celomática;</li> </ul>

Considerando machos e fêmeas de todo o período amostrado, a razão sexual não foi diferente do esperado de 1:1 ( $\chi^2 = 0,66$ ;  $p = 0,41$ ). Através de análise mensal a razão sexual foi diferente de 1:1 apenas no mês de junho ( $\chi^2 = 6,66$ ;  $p = 0,009$ ) quando as fêmeas dominaram a amostragem, não sendo capturados indivíduos machos nesse mês (Fig. 1a). Ao basear as análises nas classes de tamanho, foi detectada diferença do esperado de 1:1 apenas na classe de tamanho C9 ( $\chi^2 = 3,97$ ;  $p = 0,04$ ), na razão de 1 macho para 4,66 fêmeas (1:4,66) (Fig. 1b).

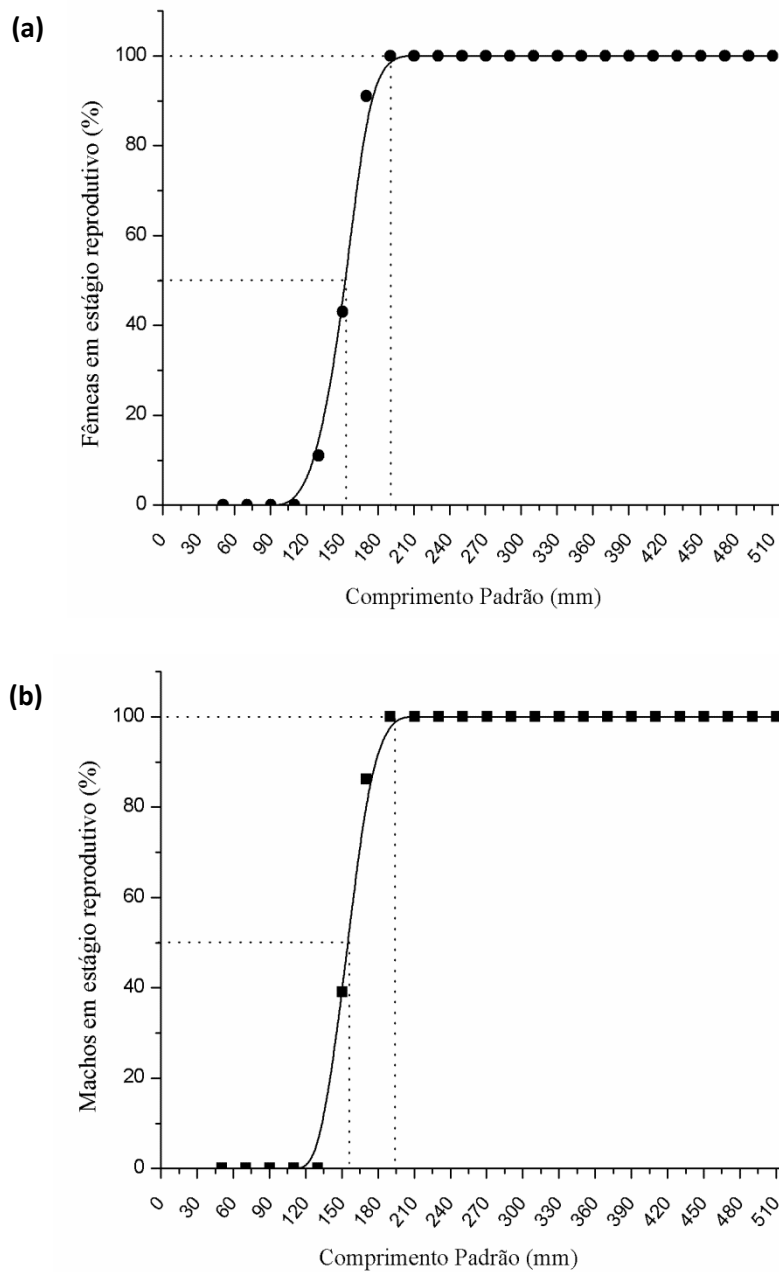
O comprimento médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) para fêmeas (Fig. 2a) e machos (Fig. 2b) esteve entre 141 e 160 mm de CP (ponto médio = 150,5 mm; DP = 13,4 mm). Já a  $L_{100}$ , também para fêmeas (Fig. 2a) e machos (Fig. 2b), esteve entre 181 e 200 mm (ponto médio = 190,5 mm; DP = 13,4 mm).

A distribuição mensal do índice gonadosomático, calculado para fêmeas, mostrou maiores valores nos meses de agosto (IGS = 3,03; DP = 2,84), setembro (IGS = 4,99; DP = 6,11), outubro (IGS = 4,47; DP = 3,23) e novembro (IGS = 4,26; DP = 2,85) (Fig. 3a), e para os machos os maiores valores foram registrados em agosto (IGS = 0,68; DP = 0,54), setembro (IGS = 0,67; DP = 0,22) e outubro (IGS = 0,60; DP = 0,24) (Fig. 3b). Através da análise mensal do desenvolvimento gonadal, foi possível observar gônadas em estágio de maturação já no mês de junho, e a partir daí um aumento na frequência de indivíduos em maturação até outubro, e de indivíduos maduros de agosto a dezembro (Fig. 4). As desovas iniciaram no mês de agosto (registro de gônadas em estágio desovado/espermiado em setembro) e se estenderam até dezembro (Fig. 4).

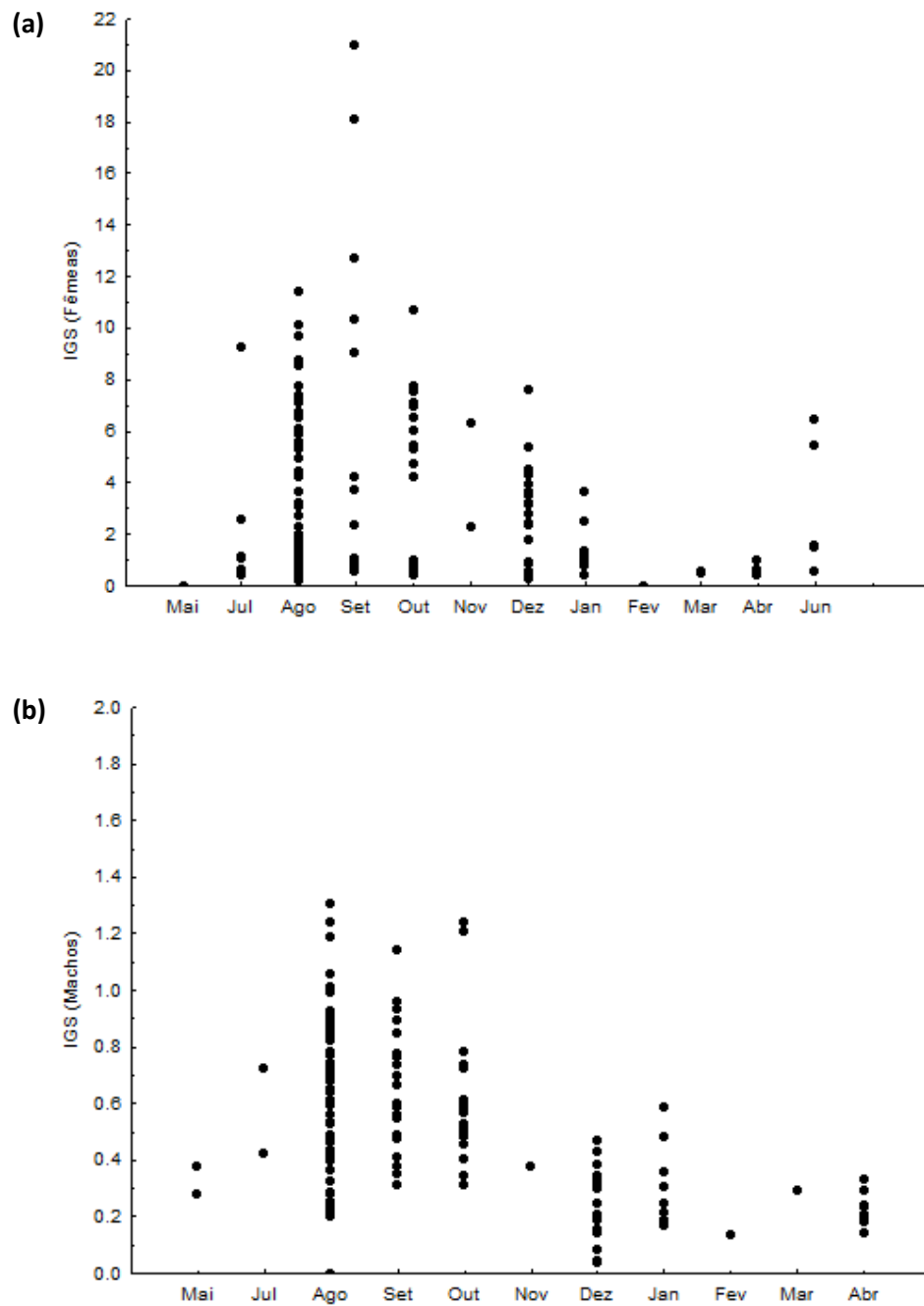




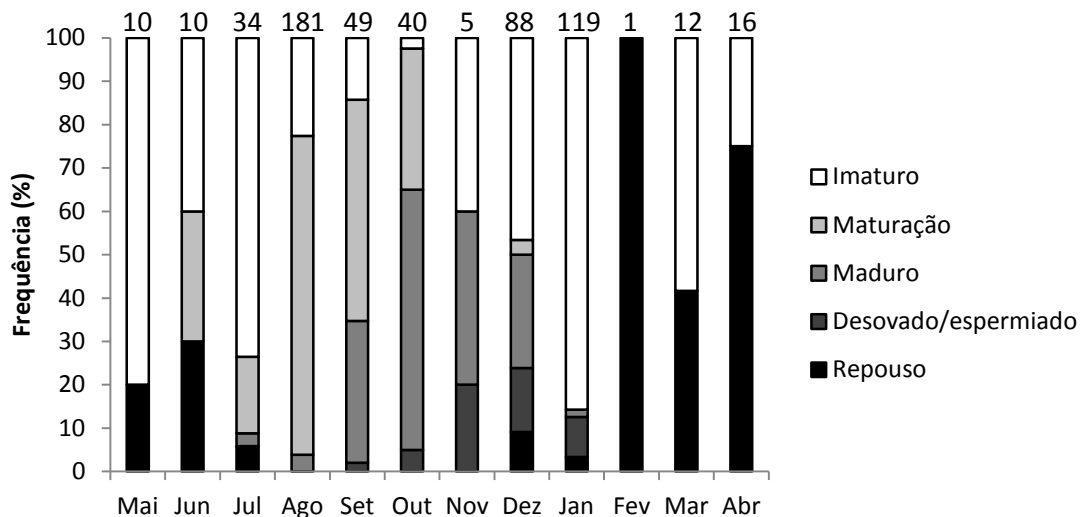
**Fig. 1** Número de machos e fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna em relação aos meses do ano (a) e classes de tamanho (b). As classes são baseadas no CP dos indivíduos: C1 < 64 mm; C2 = 65-107 mm; C3 = 108-150 mm; C4 = 151-193 mm; C5 = 194-236; C6 = 237-279 mm; C7 = 280-322 mm; C8 = 323-365 mm; C9 = 366-408 mm e C10 = 409-451 mm. \* indica diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).



**Fig. 2** Comprimento médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) e comprimento médio em que 100% dos indivíduos estão aptos à reproduzir ( $L_{100}$ ), para fêmeas (a) e machos (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Os símbolos representam os dados reais e as linhas representam o melhor ajuste utilizando o modelo logístico de Boltzman.



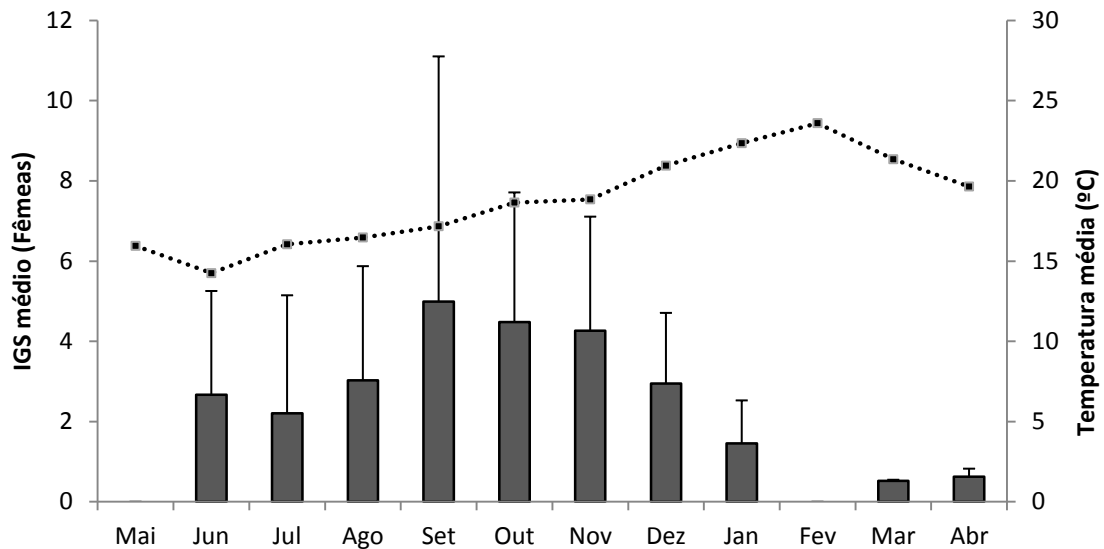
**Fig. 3** Distribuição mensal do índice gonadosomático (IGS) de fêmeas (a) e machos (b) de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.



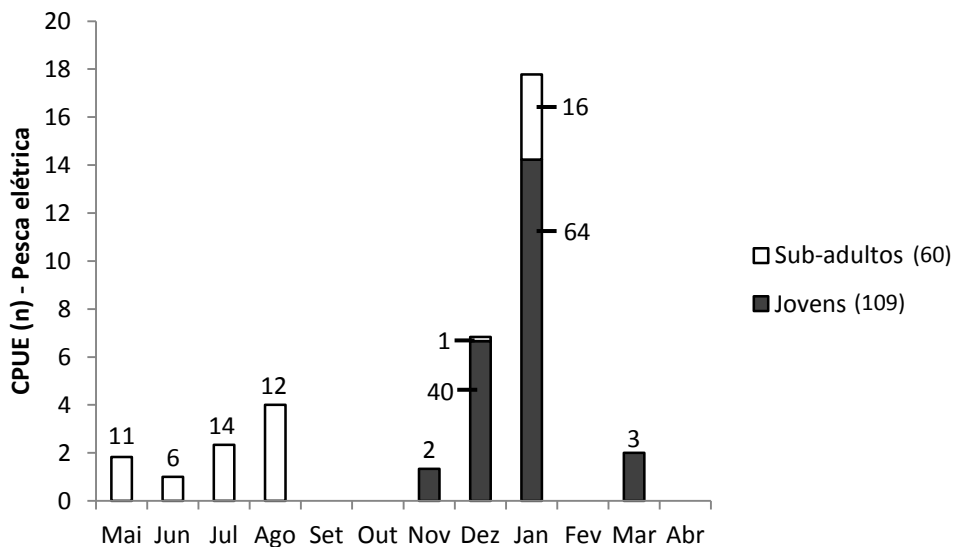
**Fig. 4** Frequência mensal dos estádios de maturação gonadal de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna. Valores acima das barras representam o n amostral de cada mês.

Valores médios mensais de IGS, para as fêmeas, aumentaram de acordo com o aumento da temperatura média do ar, demonstrando o início do período reprodutivo quando a temperatura atinge aproximadamente 16°C em agosto (Fig. 5).

Nos meses seguintes ao período de desova, dezembro e janeiro, indivíduos considerados jovens ( $\leq 70$  mm CP) tiveram maior captura por unidade de esforço (CPUE) através da técnica de pesca elétrica, técnica mais apropriada para a captura de indivíduos menores (Dados do capítulo III) (Fig. 6). Nesse período (dezembro e janeiro) indivíduos jovens representaram cerca de 50% dos indivíduos capturados por todas as técnicas empregadas (pesca elétrica, redes de emalhe, pesca com iscas artificiais).



**Fig. 5** Valores mensais médios de IGS (barras) e desvio padrão, calculados para fêmeas de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna, juntamente com valores de temperatura mensal média do ar (traço) para o período amostrado. Os dados de temperatura foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).



**Fig. 6** Número de indivíduos jovens e sub-adultos de *M. salmoides* capturados por unidade de esforço (CPUE) através da técnica de pesca elétrica, aplicada no reservatório do Passaúna. CPUE medida em número de indivíduos por hora. Jovens:  $\leq 70$  mm CP; sub-adultos: 71 – 190 mm CP. Valores próximos às barras representam o n amostral de cada categoria/mês.

#### 4. DISCUSSÃO

A razão entre machos e fêmeas é uma informação importante na caracterização da estrutura de uma população, podendo variar em função de taxas diferenciais de mortalidade (Britton e Moser 1982) e crescimento (Qasim 1966) ou comportamento reprodutivo (Vazzoler 1996). Alguns autores alegam que as fêmeas de *M. salmoides* tendem a crescer mais rápido e viverem mais tempo que os machos (Chew 1974; Porak et al. 1986; Lorenzoni et al. 2002; Hill e Cichra 2005; Brown et al. 2009), representando os maiores indivíduos na população (Beamesderfer e North, 1995; Beamish et al. 2005). Esse fato pode explicar a maior proporção de fêmeas em classes de tamanho maiores, como observado para a população do reservatório do Passaúna na classe de tamanho C9, composta por indivíduos de 366 - 408 mm. A captura exclusiva de fêmeas no mês de junho, no entanto, parece não ter uma explicação ecológica clara, e pode ter ocorrido ao acaso, já que a maior abundância de fêmeas não se manteve para os demais meses.

Indivíduos de *M. salmoides* da mesma coorte podem também crescer em ritmos diferentes, de acordo com os itens alimentares ingeridos (Phillips et al. 1995; Post 2003). O consumo de peixes, por exemplo, traz vantagens aos indivíduos jovens ao disponibilizar maior energia líquida, proporcionando assim altas taxas de crescimento (Phillips et al. 1995; Olson 1996; Post 2003; Brown et al. 2009) e fazendo com que indivíduos alcancem rapidamente tamanho adequado à reprodução (Baylis et al. 1993). Neste sentido, destaca-se que a maturidade sexual está mais relacionada ao tamanho do indivíduo que à sua idade (Heidinger 1975; Heidinger 2000; Marinelli et al. 2007), podendo, no entanto, o comprimento de primeira maturação variar em resposta à condições ambientais abióticas e disponibilidade de alimento. No reservatório do Passaúna, indivíduos de *M. salmoides* de ambos os sexos atingiram maturidade sexual entre 141 e 160 mm de CP ( $L_{50}$ ), tamanho menor que o registrado para populações da

Flórida (250 mm CT para ambos os sexos; Chew 1974), México (330 mm CT para ambos os sexos; Beltrán-Álvarez et al. 2012), Japão (~ 230 mm CP para ambos os sexos; Yodo e Kimura 2002), Portugal (a partir de 250 mm CT para ambos os sexos; Ribeiro et al. 2007), Itália no lago Trasimero (220 mm CT para machos e 300 mm para fêmeas; Lorenzoni et al. 2002) e no lago Bracciano (200 mm CP para machos e 190 mm para fêmeas; Marilelli et al. 2007), Quênia (~ 274 mm CT para machos e 324 mm para fêmeas; Dadzie e Aloo 1990), e Moçambique (a partir de 305 mm CP e 290 mm; Weyl e Hecht 1999). Em contraste, Nieman et al. (1979) registraram indivíduos de 122 mm (CT) com gônadas maduras, em um lago artificial de Oklahoma. Para a população estudada, a transição precoce para a piscivoria e a alta disponibilidade de presas no reservatório do Passaúna (Dados do capítulo I) podem ter influenciado a maturação sexual em indivíduos menores, ao proporcionar boas condições alimentares, favoráveis ao desenvolvimento precoce.

Em relação ao ciclo reprodutivo, diversos fatores ambientais, abióticos e bióticos, são descritos como capazes de controlar o início e duração do período reprodutivo dos peixes (Vlaming 1972; Bye 1984; Bromage et al. 2001; Pankhurst e Porter 2003). Para populações de *M. salmoides*, diversos estudos demonstram que o início do período reprodutivo coincide com aumento de temperatura (Keast e Eadie 1985; Rosenblum et al. 1994; Roberge et al. 2001; Gross et al. 2002; McPhail 2007), fotoperíodo (Dadzie e Aloo 1990; Rosenblum et al. 1994; Beamish et al. 2005) e/ou nível da água (Sammons et al. 1999; Ozen e Noble 2002; Waters e Noble 2004). Grandes períodos com temperaturas elevadas podem ainda resultar em períodos de desova mais longos (Dadzie e Aloo 1990; Rosenblum et al. 1994), como descrito para populações estabelecidas em regiões tropicais (Guerra et al. 1983; Dadzie e Aloo 1990). No Quênia, por exemplo, o período de desova teve duração de oito meses (Dadzie e Aloo 1990) e em Porto Rico de seis meses (Waters

e Noble 2004). Neste sentido, destacamos que o período de desova de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna se estendeu de agosto a dezembro, sendo mais longo que o registrado em áreas de ocorrência natural, com duração de dois meses (Keast e Eadie 1985; Nack et al. 1993; Rosenblum et al. 1994) e alguns outros locais de clima temperado (Roberge et al. 2001; Lorenzoni et al. 2002; Yodo e Kimura 2002; Marinelli et al. 2007) e tropical (Weyl e Hecht 1999; Beamish et al. 2005) onde a espécie está introduzida.

Uma relação positiva entre a temperatura e o período de desova foi também detectada, já que o aumento dos valores médios de IGS (para fêmeas) correspondeu ao aumento da temperatura média do ar, a partir do mês de agosto (~ 16°C) demarcando o início das desovas, e mantiveram-se altos até novembro, quando a temperatura chegou a 19°C. Entretanto, para a população estudada, a desova iniciou em temperaturas mais baixas (temperatura do ar aproximada de 16°C) que aquelas registradas em outros locais, como Nova York (Nack et al. 1993), Flórida (Hill e Cichra 2005) e Canadá (Roberge et al. 2001; McPhail 2007) com desova a partir de 17°C (temperatura da água) e Itália e México com 20°C (Lorenzoni et al. 2002; Beltrán-Álvarez et al. 2012).

Embora as desovas tenham ocorrido desde o final do inverno até o início do verão no reservatório do Passaúna, o pico de desova se manteve na primavera (setembro), seguindo o padrão sazonal (primavera) descrito para áreas de ocorrência natural da espécie (Keast e Eadie 1985; Nack et al. 1993; Rosenblum et al. 1994; Post et al. 1998; Hill e Cichra 2005; Gross et al. 2006; Brown et al. 2009) e também observado em alguns países onde *M. salmoides* está introduzido (Weyl e Hecht 1999; Roberge et al. 2001; Lorenzoni et al. 2002; Yodo e Kimura 2002; Beamish et al. 2005; Beltrán-Álvarez et al. 2012). A desova concentrada em estações mais quentes pode aumentar o sucesso reprodutivo da espécie, ao aumentar as chances de sobrevivência e garantir maiores taxas de crescimento aos indivíduos jovens, já que nessas estações os recursos alimentares são



mais abundantes (Parkos e Wahl 2002; Beamish et al. 2005; Hill e Cichra 2005). Keast e Eadie (1985), em estudo realizado no lago Opinicon em Ontário no Canadá, alegam ainda que ao desovar durante a primavera o black bass tem vantagens frente à outras espécies, que na maioria das vezes mantêm seus períodos de desova no verão. A antecipação da desova pode garantir maiores taxas de crescimento, ao reduzir a competição interespecífica por alimento e abrigo, além de garantir que indivíduos jovens estejam grandes o suficiente para consumirem alevinos de outras espécies que eclodirão durante verão (Keast e Eadie 1985), fato que também foi percebido por Weyl e Hecht (1999) no lago Chicamba no Moçambique e Beamish et al. (2005) no lago Manyame no Zimbábue.

Outra característica de *M. salmoides* que pode aumentar o sucesso reprodutivo é o cuidado parental realizado pela espécie, sendo esse um comportamento comum entre os membros da família Centrarchidae (Breder 1936; Cooke et al. 2002; McPhail 2007). Os machos são os responsáveis pela construção do ninho e proteção dos ovos e alevinos, tornando-se bastante agressivos nessa época (Scott e Crossman 1973; Heidinger 1975; Roberge et al. 2001; Cooke et al. 2002; Suski et al. 2003; McPhail 2007). Além de tudo isso, os ovos eclodem até cinco dias após a desova, e os alevinos permanecem no ninho até que o vitelo seja completamente absorvido (~ 10 dias) (Scott e Crossman 1973; Roberge et al. 2001). Após esse período os juvenis abandonam o ninho em pequenos cardumes, momento em que os machos voltam a se alimentar e podem até consumir alguns jovens (Scott e Crossman 1973; Roberge et al. 2001). Assim, o cuidado parental aumenta consideravelmente as chances de sobrevivência das larvas, e conseqüentemente o sucesso reprodutivo da espécie (Sargent e Gross 1986; Sargent 1997; Hanson e Cooke 2009). Neste sentido, o comportamento de cuidado parental pode auxiliar o processo de estabelecimento de *M. salmoides* em locais onde a espécie é introduzida (DFO 2011).

Para o reservatório do Passaúna, a maior abundância de indivíduos jovens ( $\leq 70$  mm CP) registrada nos meses de dezembro e janeiro (representando 50% das capturas do período) confirma o sucesso reprodutivo de *M. salmoides* no reservatório. Além da evidência de recrutas logo após o período de desova, o registro de pequenos indivíduos em estágio reprodutivo ( $L_{50}$ ) indica que o reservatório do Passaúna mantém uma população auto sustentável. Outra forte evidência de que a população do reservatório do Passaúna é mantida por reprodução, e não por pressão de propágulos, é o fato de, no mês de setembro, ter sido encontrado um ninho (vigiado por um indivíduo macho) do qual foram registrados ovos e alevinos. Frente aos fatos apresentados, e levando-se em consideração que a etapa de estabelecimento do processo de invasão exige sobrevivência e sucesso reprodutivo da espécie em seu novo ambiente (Richardson et al. 2000; Kolar e Lodge 2001; Blackburn et al. 2011), indicamos que *M. salmoides* está estabelecido na região, indo contra a informação disposta no banco de dados FishBase de que a espécie está introduzida mas não estabelecida no Brasil (Froese e Pauly 2013). Além do reservatório do Passaúna, o black bass parece estar estabelecido em outros reservatórios brasileiros. Schulz e Leal (2005), por exemplo, mencionam que em um pequeno reservatório em São Leopoldo, Rio Grande do Sul, a espécie se reproduz regularmente, e afirma ainda que populações auto sustentáveis estão presentes em sistemas artificiais e semi-naturais do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul.

Populações estabelecidas podem se tornar invasoras, ao atingirem grandes densidades populacionais e altas taxas de crescimento (Britton et al. 2010), aumentando assim a pressão de predação e competição exercida sobre a comunidade invadida (Cambray e Stuart, 1985; Maezono e Miyashita 2003; Gratwicke e Marshall, 2005; Takamura 2007; Shelton et al. 2008; Weyl et al. 2010; Trumpickas et al. 2011). No Brasil, Schulz e Leal (2005) demonstram que o black bass cresce em taxas maiores que

populações Norte Americanas e, embora os autores não tenham avaliado diretamente o processo reprodutivo da espécie, indicam um alto potencial de estabelecimento e propagação em corpos d'água naturais.

Em resumo, este estudo indica o sucesso reprodutivo de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna, bem como o possível estabelecimento da espécie no local, destacando o registro de maturação sexual precoce, em indivíduos de 141 a 160 mm, e período de desova prolongado, o que pode resultar em altas densidades populacionais e aumento dos impactos sobre a comunidade nativa. Destaca-se aqui, que o reservatório do Passaúna está localizado em uma região considerada prioritária em termos mundiais de conservação (Eco-região do Rio Iguaçu; *sensu* Abell et al. 2008), e a comprovação do estabelecimento de *M. salmoides*, uma espécie listada entre as “100 piores espécies invasoras do mundo” (Lowe et al. 2000), deve ser considerada com urgência a fim de que sejam postos em prática planos de controle da espécie na região (Abilhoa e Vitule 2009).

## REFERÊNCIAS

- Abelha MCF, Goulart E, Peretti D (2005) Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds) Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. Rima, São Carlos, pp 197-209
- Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Melanie WB, Stiassny LJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, Ng R, Sindorf N, Robertson R, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of Biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58:403-14
- Abilhoa V, Vitule JRS (2009) Black Bass (*Micropterus salmoides*). In: Vidolin GP, Tossulino MGP, Britto MM (org) Plano de controle de espécies exóticas invasoras no estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp 97-103
- Agostinho AA, Gomes CL (1997) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem, Maringá
- Alves CBM, Vieira F, Magalhães ALB, Brito MFG (2007) Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: Bert TM (ed) Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities, pp 291-314
- Andreoli CV, Lara AI, Rodrigues EM, Andreoli FDN (1999) Os mananciais de abastecimento do sistema integrado da região metropolitana de Curitiba – RMC. Sanare, revista técnica da Sanepar 12. <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/V12/Mananciais/mananciais.html>. Accessed 03 January 2013
- Baylis JR, Wiegmann DD, Hoff MH (1993) Alternating life-histories of smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 122:500-510
- Beamesderfer RCP, North JA (1995) Growth, natural mortality, and predicted response to fishing for largemouth bass and smallmouth bass populations in North America. *North American Journal of Fisheries Management* 15:688-704
- Beamish CA, Booth AJ, Deacon N (2005) Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Manyame, Zimbabwe. *African Zoology* 40:63-69
- Beltrán-Álvarez R, Sánchez-Palacios J, Farías-Sánchez A, Ramírez-Lozano J (2012) Aspectos reproductivos de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) em la presa José López-Portilho, El Comedero, Sinaloa, México. *Ciencia Pesquera* 20:65-75
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosík V, Wilson JRU, Richardson DM (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26:333-339
- Breder CM Jr. (1936) The reproductive habits of the North American sunfishes (family Centrarchidae). *Zoologica* 21:1-48
- Britton JR, Harper DM, Oyugi DO (2010) Is the fast growth of an equatorial *Micropterus salmoides* population explained by high water temperature? *Ecology of Freshwater Fish* 19:228-238

- Britton RH, Moser ME (1982) Size specific predation by Herons and its effect on the sex-ratio of natural populations of the Mosquito Fish *Gambusia affinis* Baird and Girard. *Oecologia* 53:146-151
- Bromage N, Porter M, Randall C (2001) The environmental regulation of maturation in farmed finfish with special reference to the role of photoperiod and melatonin. *Aquaculture* 197:63-98
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological synopsis of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2884, Nanaimo, British Columbia
- Bye VJ (1984) The role of environmental factors in the timing of reproductive cycles. In: Potts GW, Wootton RJ (eds) *Fish Reproduction: Strategies and tactics*. Academic Press, London, pp 187-205
- Cambray JA, Stuart CT (1985) Aspects of the biology of the rare redbfin minnow *Barbus burchelli* (Pisces, Cyprinidae), from South Africa. *South African Journal of Zoology* 20:155-165
- Canonico GC, Arthington A, McCrary JK, Thieme ML (2005) The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:463-483
- Casal CMV (2006) Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions* 8:3-11
- Chew RL (1974) Early life history of the Florida largemouth bass. *Fishery Bulletin* 7, Project F-24-R. Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Tallahassee, Florida
- Cooke SJ, Philipp DP, Weatherhead PJ (2002) Parental care patterns and energetics of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) monitored with activity transmitters. *Canadian Journal of Zoology* 80:756-770
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36:215-230
- Dadzie S, Aloo PA (1990) Reproduction of the North American blackbass, *Micropterus salmoides* (Lacépède), in an equatorial lake, Lake Naivasha, Kenya. *Aquaculture Research* 21:449-458
- Dala-Corte RB, Franz I, Barros MP, Ott PH (2009) Levantamento da ictiofauna da Floresta Nacional de Canela, na região superior da bacia hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 9
- DFO (2011) Science Advice from a Risk Assessment of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) in British Columbia. Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report 2010/082
- Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, Ewers RM, Gemmill NJ (2005) Are invasive species the drivers of ecological change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:470-474
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler D, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater

- biodiversity: importance, status, and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182
- Elvira B, Almodóvar A (2001) Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21<sup>st</sup> century. *Journal of Fish Biology* 59:323-331
- FEOW (2009) Freshwater Ecoregions of the World. <http://www.feow.org>. Accessed 20 November 2012
- Fox J (2011) Rcmdr: R Commander. R package version 1.6-4. <http://CRAN.R-project.org/package=Rcmdr>
- Froese R, Pauly D (2013) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Accessed 03 January 2013
- García-Berthou E, Boix D, Clavero M (2007) Non-indigenous animal species naturalized. In: Gherardi F (ed) *Biological Invaders in inland waters: Profiles, Distribution, and Threats*. Springer, Dordrecht, pp 123-140
- Gherardi F (2007) Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F (ed) *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats* 2nd edn. Book Series *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, Springer, Amsterdam
- Godinho FN, Ferreira MT, Cortes RV (1997) The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50:105-115
- Godoy MP (1954) Observações sobre a adaptação do "black bass" (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 14:32-38
- Gratwicke B, Marshall BE (2001) The relationship between the exotic predators *Micropterus salmoides* and *Serranochromis robustus* and native stream fishes in Zimbabwe. *Journal of Fish Biology* 58:68-75
- Gross TA, Johnson WE, Schoeb T, Denslow ND, Wieser CM, Wiebe JJ, Gross DA (2006) Seasonal reproduction cycles in Florida largemouth bass. U. S. Geological Survey. [http://cars.er.usgs.gov/posters/Ecotoxicology/Reproductive\\_Cycles\\_in\\_Bass/reproductive\\_cycles\\_in\\_bass.html/](http://cars.er.usgs.gov/posters/Ecotoxicology/Reproductive_Cycles_in_Bass/reproductive_cycles_in_bass.html/). Accessed 12 December 2012
- Gross TA, Wieser CM, Sepúlveda MA, Wiebe JJ, Schoeb TR, Denslow ND (2002) Characterization of annual reproductive cycles for pond-reared Florida largemouth bass *Micropterus salmoides floridanus*. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Symposium 31, Bethesda, Maryland, pp 205-212
- Guerra FP, Perez AM, Peñáz M, Prokes M (1983) *Micropterus salmoides* in Cuba. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno* 17:1-33
- Hanson KC, Cooke SJ (2009) Nutritional condition and physiology of paternal care in two congeneric species of black bass (*Micropterus* spp.) relative to stage offspring development. *Journal of Comparative Physiology B* 179:253-266
- Heidinger RC (1975) Life history and biology of the largemouth bass. In: Stroud RH, Clepper H (eds) *Black bass biology and management*. Sport Fishing Institute, Washington, pp 11-20

- Heidinger RC (2000). A white paper on the status and needs of largemouth bass culture in the north central region. North Central Regional Aquaculture Center, East Lansing, Michigan, pp 1-10
- Hill JE, Cichra CE (2005) Biological Synopsis of Five Selected Florida Centrarchid Fishes with an Emphasis on the Effects of Water Level Fluctuations. Special Publication SJ2005-SP3. Water Supply Management Division St. Johns River Water Management District, Palatka, Florida. <http://tal.ifas.ufl.edu/PDFs/Hill%20and%20Cichra%202005%20SJ2005-SP3%20Centrarchid%20biological%20synopsis.pdf>. Accessed 12 October 2012
- Ingenito LFS, Duboc LF, Abilhoa V (2004) Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da bacia do Alto Iguaçu, Paraná, Brasil. Arquivos de Ciências Veterinárias UNIPAR 7:23-36
- Jackson DA (2002) Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) Black bass: Ecology, conservation, and management. American Fisheries Society, Bethesda, pp 221-232
- Jang M-H, Joo G-J, Lucas MC (2006) Diet of introduced largemouth bass in Korean Rivers and potential interactions with native fishes. Ecology of freshwater Fish 16:315-320
- Jenkins M (2003) Prospects for biodiversity. Science 30:1175-1177
- Kaufman LS (1992) Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems, the lessons of Lake Victoria. BioScience 42:846-852
- Keast A, Eadie JM (1985) Growth depensation in year-0 largemouth bass: the influence of diet. Transactions of the American Fisheries Society 114:204-213
- Koehn JD (2004) Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. Freshwater Biology 49:882-894
- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends in Ecology and Evolution 16:199-204
- Lasenby TA, Kerr SJ (2000) Bass transfers and stocking: An annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural resources. Peterborough, Ontario
- Leidy RA, Moyle PB (1998) Conservation status of the world's fish fauna: an overview. In: Fiedler NPL, Kareiva PM (eds) Conservation biology: for the coming decade. Chapman and Hall, New York, pp 187-227
- Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S (2008) Fish invasions in the world's river system: when natural processes are blurred by human activities. PLoS Biology 6:404-410
- Lorenzoni M, Dorr AJM, Erra R, Giovinazzo G, Mearelli M, Selvi S (2002) Growth and reproduction of largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy). Fisheries Research 56:89-95
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)

- MacDougall AS, Turkington R (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42-55
- Maezono Y, Miyashita T (2003) Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biological Conservation* 109:111-121
- Marinelli A, Scalici M, Gibertini G (2007) Diet and reproduction of largemouth bass in a recently introduced population lake Bracciano (Central Italy). *Bulletin Français de la Peche et de la Pisciculture* 385:53-68
- McPhail JD (2007) *The Freshwater Fishes of British Columbia*. University of Alberta Press, Edmonton, Alberta
- Nack SB, Bunnell D, Green DM, Forney JL (1993) Spawning and nursery habitats of largemouth bass in the Tidal Hudson river. *Transaction of the American Fisheries Society* 122:208-216
- Nieman DA, Clady MD, Gebhart GE (1979) Sexual maturity of small yearling largemouth bass in Oklahoma. *Proceeding of the Oklahoma Academy of Science* 59:51-52
- Ogutu-Ohwayo R (1990) The decline of native fishes of Lake Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of the introduced species, other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Animal Conservation* 9:171-178
- Olson MH (1996) Ontogenetic niche shifts in largemouth bass: variability and consequences for first-year growth. *Ecology* 77:179-190
- OriginPro 8 SR2 (2007) OriginLab: Data analysis and graphing software. [www.originlab.com](http://www.originlab.com)
- Ormerod SJ, Dobson M, Hildrew AG, Townsend CR (2010) Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55:1-4
- Orsi ML, Agostinho AA (1999) Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16:557-560
- Ozen O, Noble RL (2002) Relationship between water level fluctuations and largemouth bass spawning in a Puerto Rico reservoir. In: Phillip DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Symposium 31, Bethesda, Maryland, pp 213-220
- Pankhurst NW, Porter MJR (2003) Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry* 28:385-389
- Parkos JJ, Wahl DH (2002) Towards and understanding of recruitment mechanisms in largemouth bass. In: Phillip DP, Ridgway MS (eds) *Black bass 2000: Ecology, Conservation and Management*. American Fisheries Society Symposium 31, USA, pp 25-46
- Pelicice FM, Agostinho AA (2009) Fish fauna destruction after the introduced of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11:1789-1801



- Peterson MS, Slack WT, Brown-Peterson NJ, McDonald JL (2004) Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Coastal Mississippi watersheds. *Copeia* 4:842-849
- Phillips JM, Jackson JR, Noble RL (1995) Hatching date influence on age-specific diet and growth of age-0 largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 124:370-379
- Pimm SI, Russell GJ, Gittelman JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science* 269:347-350
- Porak W, Coleman WS, Crawford S (1986) Age, growth, and mortality of Florida largemouth bass utilizing otoliths. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 40:206-215
- Post DM (2003) Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84:1298-1310
- Post DM, Kitchell JF, Hodgson JR (1998) Interactions among adult demography, spawning date, growth rate, predation, overwinter mortality, and the recruitment of largemouth bass in a northern lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55:2588-2600
- Qasim SZ (1966) Sex-ratio in fish populations as a function of sexual difference in growth rate. *Current Science* 35:140-142
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>
- Rahel JF (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856
- Ribeiro F, Beldade R, Dix M, Bochechas J (2007) Carta Piscícola Nacional Direção Geral dos Recursos Florestais-Fluviatilis, Lda. <http://www.cartapiscicola.org>. Accessed 20 December 2012
- Ribeiro FR, Collares-Pereira MJ, Moyle PB (2009) Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fisheries Management and Ecology* 16:255-264
- Ricciardi A, Rasmussen J (1999) Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 13:1220-1222
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6:93-107
- Roberge M, Slaney T, Minns CK (2001) Life history characteristics of freshwater fishes occurring in British Columbia, with major emphasis on lake habitat characteristics. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2574
- Rocha O, Espíndola ELG, Rietzler AC, Verani NF, Verani JR (2011) Animal invaders in São Paulo state reservoirs. *Oecologia Australis* 15:631-642
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, III, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K,

- Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475
- Rosenblum PM, Brandt TM, Mayes KB, Hutson P (1994) Annual cycle of growth and reproduction in hatchery-reared Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus* raised on forage or pelleted diets. *Journal of Fish Biology* 44:1045-1059
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow R, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge D, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774
- Sammons SM, Dorsey LG, Bettoli PW (1999) Effects of reservoir hydrology on reproduction by largemouth bass and spotted bass in Normandy reservoir, Tennessee. *North American Journal of Fisheries Management* 19:78-88
- Sargent RC (1997) Parental care. In: Godin J-G (ed) *Behavioural ecology of teleost fishes*. Oxford University Press, New York, pp 292-315
- Sargent RC, Gross MR (1986) William's principle: an explanation of parental care in teleost fishes. In: Pitcher TJ (ed) *The behavior of teleost fishes*. Croom Helm Ltd., London, pp 275-293
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass *Micropterus salmoides* in a reservoir in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62:363-369
- Scott WB, Crossman EJ (1973) *Freshwater Fishes of Canada*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 184:966
- Severi W, Cordeiro AAM (1994) *Catálogo de peixes da bacia do rio Iguaçu*. IAP/GTZ, Curitiba
- Shelton JM, Day JA, Griffiths CL (2008) Influence of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, on abundance and habitat selection of Cape galaxias, *Galaxias zebratus*, in a mountain stream in the Cape Floristic Region, South Africa. *African Journal of Aquatic Science* 33:201-210
- Smaha N, Gobbi MS (2003) Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório do Passaúna - Curitiba - PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8:59-69
- Suski CD, Svec JH, Ludden JB, Phelan FJS, Philipp DP (2003) The effect of catch-and-release angling on the parental care behavior of male smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:210-218
- Takamura K (2007) Performance as a fish predator of largemouth bass [*Micropterus salmoides* (Lacepede)] invading Japanese freshwaters: a review. *Ecological Research* 22:940-946
- Trumpickas J, Mandrack NE, Ricciardi A (2011) Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:338-347
- Tsunoda H, Mitsuo Y, Ohira M, Doi M, Senga Y (2010) Change of fish fauna in ponds after eradication of invasive piscivorous largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in north-eastern Japan. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems* 20:710-716

- Vazzoler AEAM (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Eduem, Maringá
- Vitousek PM (1994) Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology* 75:1861-1876
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10:98-108
- Vitule JRS, Freire CA, Vazquez DP, Nuñez MA, Simberloff D (2012) Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x
- Vlaming VL De (1972) Environmental control of teleost reproductive cycles: a brief review. *Journal of Fish Biology* 4:131-140
- Wasserman RJ, Strydom NA, Weyl OLF (2011) Diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), an invasive alien in the lower reaches of an Eastern Cape river, South Africa. *African Zoology* 46:378-386
- Waters DS, Noble RL (2004) - Spawning season and nest fidelity of largemouth bass in a tropical reservoir. *North American Journal of Fisheries Management* 24:1240-1251
- Welcomme RL (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. In: *Introductions and transfers of aquatic species*. ICES Marine Science Symposium 194, pp 3-14
- Weyl OLF, Hecht T (1999) A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes* 54:53-66
- Weyl PSR, De Moor FC, Hill MP, Weyl OLF (2010) The effects of largemouth bass *Micropterus salmoides* on aquatic macro-invertebrate communities in the Wit River, Eastern Cape, South Africa. *African Journal of Aquatic Science* 35:273-281
- Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661-1666
- Yodo T, Kimura S (2002) Gonadal maturation of largemouth Bass *Micropterus salmoides* in Lakes Shorenji and Nishinoko, Central Japan. *Nippon Suisan Gakkaishi* 68:151-156
- Zambrano L, Martinez-Meyer E, Menezes NA, Petersen AT (2006) Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:1906-1910
- Zambrano L, Scheffer M, Martinez-Ramos M (2001) Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94:344-350
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey

---

## Capítulo III

### Comparação da eficiência de três técnicas de captura para o controle populacional do predador não nativo black bass (*Micropterus salmoides*), em um reservatório Neotropical

---

Vanessa Maria Ribeiro<sup>1,2,3\*</sup>, Vinícius Abilhoa<sup>3</sup>, Jean Ricardo Simões Vitule<sup>1,2,3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

<sup>3</sup> GPIC – Grupo de Pesquisas em Ictiofauna, Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba, Paraná, Brasil.

\*Autor para correspondência. Email: vanessa.gpic@gmail.com

#### RESUMO

A translocação de espécies pelo mundo tomou grandes proporções nos últimos séculos, devido à maior facilidade de transporte e crescimento do comércio internacional. Atualmente esse problema representa uma das maiores ameaças à diversidade biológica e um dos maiores desafios para a ecologia e sociedade. Nos ecossistemas aquáticos continentais os peixes estão entre os animais mais introduzidos, e também entre os mais ameaçados por essa prática. Oito espécies de peixes de água doce são listadas pela IUNC entre as “100 piores espécies invasoras do mundo”, devido ao grande potencial dessas espécies de se espalharem e gerem sérios impactos ecológicos. Entre elas está o black bass, *Micropterus salmoides*, um piscívoro Norte Americano, introduzido em mais de 50 países para fins de pesca esportiva. O black bass foi trazido para o Brasil em 1922 e desde então tem se espalhado pelas regiões sul e sudeste do país, revelando uma grande necessidade de controle populacional, a fim de evitar que a espécie se espalhe ainda mais e mitigar possíveis impactos negativos. Neste sentido, esse trabalho teve por objetivo testar a eficiência de três metodologias na captura de *M. salmoides* que possam ser aplicadas para o controle populacional da espécie. As técnicas de pesca elétrica e redes de emalhe passivas, foram aplicadas mensalmente entre maio/11 e abril/12, enquanto que as amostragens através de pesca com iscas artificiais ocorreram em dezembro/10, outubro e dezembro/11 e janeiro, agosto e setembro/12. A eficiência de captura dessas técnicas foi comparada através de captura por unidade de esforço, calculada em número de indivíduos e biomassa capturada. As técnicas de pesca elétrica e pesca com iscas artificiais podem ser consideradas eficazes na captura do black bass, sendo a primeira capaz de capturar indivíduos menores (22 e 183 mm, CP) e a segunda mais eficaz na captura de indivíduos maiores (72 a 450 mm). Em contraste, a captura com redes de emalhe não foi eficaz,

sendo que essa técnica capturou apenas nove indivíduos durante todo o período. Desta forma, sugere-se que as técnicas de pesca elétrica e pesca com iscas artificiais sejam aplicadas em conjunto, garantindo o controle populacional da espécie ao retirar indivíduos jovens da população, evitando que cheguem a fase adulta, e indivíduos adultos em fase reprodutiva, diminuindo a quantidade de desovas e entrada de novos indivíduos na população.

**Palavras-chave:** pesca elétrica; pesca com iscas artificiais; captura por unidade de esforço; manejo; Brasil.

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos séculos, com o crescimento do comércio internacional e facilidades de transporte, a translocação de espécies pelo mundo tomou grandes proporções (Sala et al. 2000; Perrings et al. 2005; Gozlan 2008) e é tida atualmente como um problema de interesse público, representando um dos maiores desafios para a ecologia e sociedade (Soulé 1990; Lövei 1997; Vitule et al. 2012a). Atualmente espécies não nativas representam uma das maiores ameaças à biodiversidade (Wilcove et al. 1998; Simberloff 2003; Clavero e García-Berthou 2005; Pyšek e Richardson 2010), podendo gerar impactos através de processos como: predação, competição, hibridização, modificação de habitats e transmissão de doenças e parasitas (Cucherousset e Olden 2011; Ribeiro e Leunda 2012). Diversos autores defendem ainda que algumas mudanças ecológicas geradas pela introdução de espécies não nativas só poderão ser percebidas em longo prazo e larga escala espacial, caso do processo de homogeneização biótica (Rahel 2000; Olden 2006; Vitule et al. 2012b).

Em ecossistemas aquáticos continentais, os peixes estão entre os animais mais introduzidos (Gozlan 2008; Gozlan et al. 2010) e amplamente disseminados pela sociedade, sendo também um dos grupos mais ameaçados por essa prática (Cowx 2002; Clavero e García-Berthou 2005; Dudgeon et al. 2006; Gherardi 2007; Leprieur et al. 2008; IUCN 2008; Gozlan et al. 2010; Cucherousset e Olden 2011). Essas introduções são principalmente movidas pela aquicultura (alimentação humana - 51%), aquariofilia (comércio de peixes ornamentais - 21%) e pesca esportiva (12%) (Gozlan 2008), atividades que geram substancial retorno econômico (Pitcher 1999; Hickey et al. 2008; Britton e Orsi 2012) e podem ser acentuadas em países em desenvolvimento, como o Brasil, com constante estímulo de crescimento econômico (Casal 2006; Vitule et al. 2006a, b; Agostinho et al. 2007; Vitule 2009; Nuñez e Pauchard 2010; Lima-Junior et al.

2012). Grande parte dessas introduções é realizada deliberadamente sem considerar os potenciais impactos a serem gerados pelas espécies introduzidas (Cambray 2003; Copp et al. 2005; Vitule 2009), sendo que muitas delas conseguem se estabelecer com sucesso no novo ambiente e propagar-se de forma muito rápida, tornando-se invasoras (McDowall 2003; Canonico et al. 2005; De Silva et al. 2006; Takamura 2007; Weyl 2008; Gozlan e Newton 2009).

A introdução de espécies para a pesca esportiva, em particular, é considerada uma das formas mais preocupantes em relação à perda de biodiversidade e degradação ambiental (Cambray 2003), já que para este fim geralmente são introduzidas espécies predadoras, muitas delas de grande porte e voracidade (Britton e Orsi 2012). Como exemplo, podemos citar a introdução de espécies de trutas (*Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta*, *Salvelinus fontinalis*; McDowall 2003), bagre do canal (*Ictalurus punctatus*; Cambray 2003), tucunaré (*Cichla* spp.; Shafland 1996; Winemiller et al. 1997; Agostinho et al. 2007; Gomiero et al. 2009) e black bass (*Micropterus* spp.; Jackson 2002; Brown et al. 2009). Frente ao grande problema da introdução de espécies, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUNC) preparou no ano 2000, uma lista das “100 piores espécies invasoras do mundo”, as quais ilustram a gama de impactos causados pela invasão biológica (Lowe et al. 2000). Dentre as espécies listadas oito são peixes de água doce e entre essas, três são amplamente introduzidas pela pesca esportiva, são elas: *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta* e *Micropterus salmoides* (Cambray 2003).

*Micropterus salmoides*, em particular, é uma espécie norte americana, presente em diversas partes do mundo, ocupando o quinto lugar entre as espécies mais introduzidas em águas interiores (Welcomme 1992). Hoje um pescador pode viajar ao redor do mundo e capturar o black bass em mais de 50 países (Froese e Pauly 2013), inclusive no Brasil (Godoy 1954) nas regiões sul e sudeste, fato que torna-se ainda mais preocupante ao

atentarmos que essa é uma espécie predadora de topo de cadeia e pode atingir grande porte (Jackson 2002; Brown et al. 2009). Em muitos países o black bass tem se estabelecido com sucesso e gerado fortes impactos negativos sobre populações nativas (García-Berthou 2002; Jackson 2002; Lorenzoni et al. 2002; Takamura 2007; Trumpickas et al. 2011), impactos esses que podem atingir proporções ecossistêmicas, através de efeitos em cascata (Power et al. 1985; Carpenter et al. 2001; Estes et al. 2011).

Frente à todos esses problemas cabe uma questão: Como mitigar os efeitos negativos gerados por espécies introduzidas? A resposta à essa pergunta não é simples, mas tem sido investigada por diversos grupos de pesquisa de formas específicas. De uma maneira geral são propostas três abordagens que visam a redução de ameaças e efeitos negativos, são elas: (1) prevenção; (2) detecção precoce e erradicação e (3) controle – mantendo populações em níveis baixos (Mack et al. 2000; Simberloff et al. 2005). Casos em que as duas primeiras opções não são mais possíveis, ações de controle devem ser aplicadas de forma intensa e eficaz. No entanto, para garantir um controle efetivo, são necessárias algumas informações básicas a cerca da história de vida e ecologia das espécies (Simberloff 2003; Travis e Park 2004), assim como o conhecimento específico das técnicas mais eficazes para a retirada de indivíduos da população.

Neste sentido este trabalho teve por objetivo testar a eficiência de três métodos amostrais na captura de indivíduos de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna, visando estratégias de manejo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

O trabalho foi desenvolvido no reservatório do Passaúna, localizado em uma área urbana próxima à cidade de Curitiba, estado do Paraná, Brasil (25° 31' 59.9" S; 049° 23' 16.5" W). O reservatório faz parte da eco-região (*sensu* Abell et al. 2008) do Rio Iguaçu, pertence à sub-bacia do Rio Passaúna e está inserido em uma Área de Proteção Ambiental



(APA) de aproximadamente 16000 hectares, que foi criada com o objetivo de proteger e conservar a qualidade ambiental (Andreoli et al. 1999). A represa tem área total de 10 km<sup>2</sup>, é administrada pela Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) e utilizada para abastecimento público de água (Smaha e Gobbi, 2003), motivo pelo qual é proibida qualquer atividade de pesca no reservatório.

Para fins de comparação, indivíduos de *M. salmoides* foram amostrados através de três metodologias: pesca elétrica, pesca com iscas artificiais e redes de emalhe passivas. As amostragens com pesca elétrica e redes de emalhe foram realizadas mensalmente no período entre maio/11 e abril/12, enquanto que as capturas através da pesca com iscas artificiais foram realizadas em dezembro/10, outubro e dezembro/11 e janeiro, agosto e setembro/12. As capturas com os métodos de pesca elétrica e redes de emalhe não puderam ser realizadas no mês de fevereiro/12, devido à problemas com a licença cedida pela empresa administradora do reservatório.

A técnica de pesca elétrica foi aplicada em uma região de zona litoral, paralelamente à barragem do reservatório, local composto por um misto de pedras e vegetação submersa com profundidade máxima aproximada de um metro. A baixa profundidade e o fácil acesso à região possibilitaram a aplicação da técnica com segurança, assim como a eficiência do método amostral. A técnica de pesca elétrica foi aplicada durante uma hora e meia, no período diurno e realizada sempre por duas pessoas. Um caiaque inflável foi utilizado, para carregar os peixes capturados e o equipamento utilizado que, por sua vez, consiste em um transformador de voltagem de 1000 W, alimentado por uma bateria de 12 V e 7 A, capaz de aumentar a tensão de 12 para 127 V. À esse transformador estavam ligados um puçá (polo positivo), e uma rede de fios de cobre posicionada na parte da frente do caiaque (polo negativo). Durante o período de descarga elétrica uma pessoa era responsável por remar o caiaque, paralelamente à

barragem, enquanto a outra, caminhando pela água e devidamente protegida com roupa e luvas de borracha, apanhava os peixes com o puçá.

Para a aplicação do método de redes de emalhe, foram utilizadas redes do tipo simples e tresmalho. Não foi possível utilizar o mesmo conjunto de redes durante todo o período amostrado, o que impediu a manutenção do mesmo esforço de redes para todos os meses. Desta forma, as redes utilizadas tiveram malha variando entre 15 e 150 mm entre nós consecutivos, e dimensões que variaram entre 5 e 40 metros de comprimento e 1,3 e 5 metros de altura. Um total de 26 redes foi utilizado durante todo o período amostral e, maiores detalhes em relação ao número de redes, malhas e esforço (em km<sup>2</sup> de rede) aplicado em cada mês estão dispostos na Tabela 1. As redes foram instaladas em diferentes locais do reservatório, eram armadas no início da manhã e permaneciam na água por um período de 24 horas (não eram realizadas revisões nas redes durante esse período).

As amostragens por pesca com iscas artificiais foram realizadas por pescadores esportivos, pessoas com experiência na captura de *M. salmoides*, através de parceria estabelecida entre esses pescadores e o grupo de pesquisas. A quantidade de barcos, pescadores e horas de pesca aplicados em cada mês amostrado são mostrados na Tabela 2.

A eficiência de captura de cada técnica foi representada pela Captura por unidade de esforço média (CPUE), calculada em número de indivíduos e biomassa de peixe capturado (Krebs 1999). Para a pesca elétrica a CPUE foi expressa em número de indivíduos ou kg/hora, para as redes de emalhe em número de indivíduos ou kg/km<sup>2</sup> de rede/hora e para a pesca com iscas artificiais em número de indivíduos ou kg/pescador/hora. Diferenças entre o tamanho (comprimento padrão - CP) dos indivíduos capturados por cada técnica foram avaliadas através da análise de variância unifatorial (ANOVA), com nível de significância de 95%. O pressupostos para a ANOVA foram

examinados pelos testes de Shapiro-Wilk (normalidade) e Levene (homogeneidade). Os testes foram realizados utilizando-se o programa Statistica 7.0.

**Tabela 1** Número de redes, amplitude de malhas e esforço em km<sup>2</sup> de rede aplicado em cada mês amostrado pela técnica de rede de emalhe passiva, na captura de indivíduos de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna.

Mês/ano	Nº de redes utilizadas	Amplitude de malhas (mm)	Esforço aplicado (km <sup>2</sup> de rede)
Maio/11	10	15 - 75	0,426
Junho/11	12	15 - 75	0,475
Julho/11	15	15 - 150	1,194
Agosto/11	12	15 - 75	0,766
Setembro/11	9	15 - 75	0,645
Outubro/11	9	15 - 75	0,645
Novembro/11	8	15 - 75	0,533
Dezembro/11	9	15 - 115	0,573
Janeiro/12	5	25 - 50	0,262
Março/12	7	15 - 110	0,329
Abril/12	8	15 a 110	0,431

**Tabela 2** Esforço de pesca aplicado em cada mês amostrado pela técnica de pesca com iscas artificiais, na captura de indivíduos de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna.

Mês/ano	Nº de barcos	Nº de pescadores	Nº de dias de pesca	Horas de pesca por dia
Dezembro/10	13	26	1	8
Dezembro/11	3	6	1	8
Janeiro/12	2	4	2	8
Agosto/12	4	9	3	8
Setembro/12	3	7	1	8

### 3. RESULTADOS

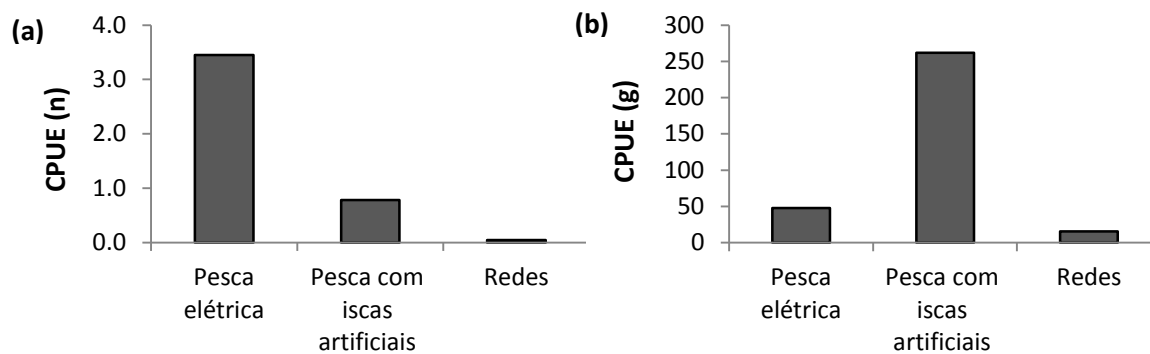
Durante todo o período amostrado foi capturado um total de 490 indivíduos de *M. salmoides*, 313 através da pesca com iscas artificiais, 168 pela técnica de pesca elétrica e 9 por redes de emalhe. Em relação ao número de indivíduos capturados, a pesca elétrica

foi o método com maior captura por unidade de esforço, com CPUE média de 3,4 indivíduos/hora, seguida pela pesca com iscas artificiais com 0,78 indivíduos/pescador/hora e redes de emalhe com 0,05 indivíduos/km<sup>2</sup> de rede/hora (Fig. 1a). No entanto, o método mais eficaz em relação à biomassa de peixe capturado foi a pesca com iscas artificiais com CPUE média de 262,02 g/pescador/hora, seguido pela pesca elétrica com 47,88 g/hora e redes de emalhe com 15,54 g/km<sup>2</sup> de rede/hora (Fig. 1b).

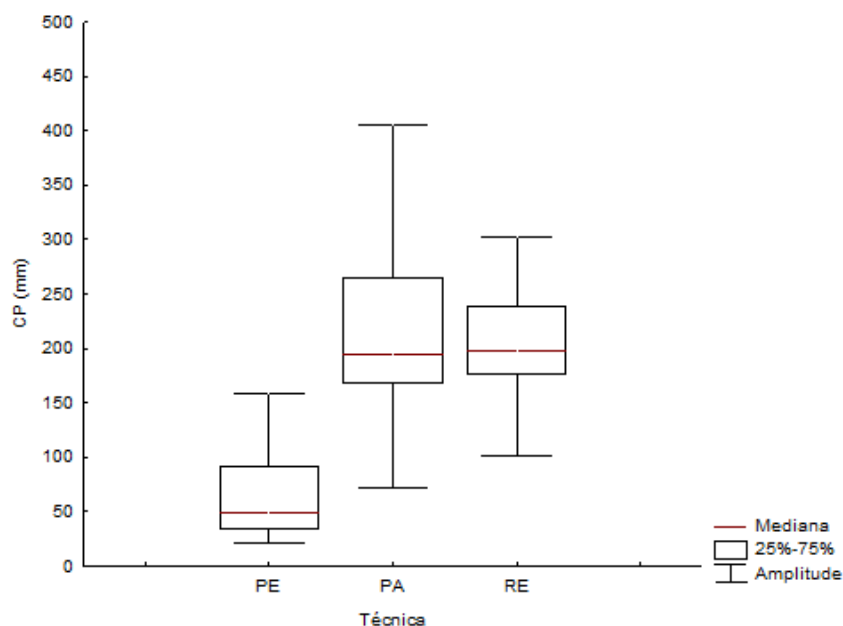
Os dados de CPUE apresentados indicam que as técnicas empregadas são seletivas em relação ao tamanho dos indivíduos capturados ( $F_{2,487} = 291,89$ ;  $p < 0,001$ ). A pesca elétrica, quando comparada aos demais métodos, capturou indivíduos menores (CP médio = 63 mm; SE = 2,74; intervalo 22-183), enquanto que não houve diferença entre o tamanho médio dos indivíduos capturados pela pesca com iscas artificiais (CP médio = 219 mm; SE = 4,51; intervalo 72-450) e redes de emalhe (CP médio = 216 mm; SE = 24,85; intervalo 101-353) (Fig. 2).

Em relação ao período de amostragem é possível perceber que a pesca elétrica capturou uma maior quantidade de indivíduos nos meses de dezembro e janeiro, o que não correspondeu à uma maior captura em biomassa (Fig. 3a). A pesca com iscas artificiais, apresentou maiores valores de CPUE, em número de indivíduos, entre agosto e setembro, período que também correspondeu à uma grande quantidade capturada em biomassa (Fig. 3b). A capturabilidade mensal das redes de emalhe, no entanto, não apresenta um padrão claro (Fig. 3c).

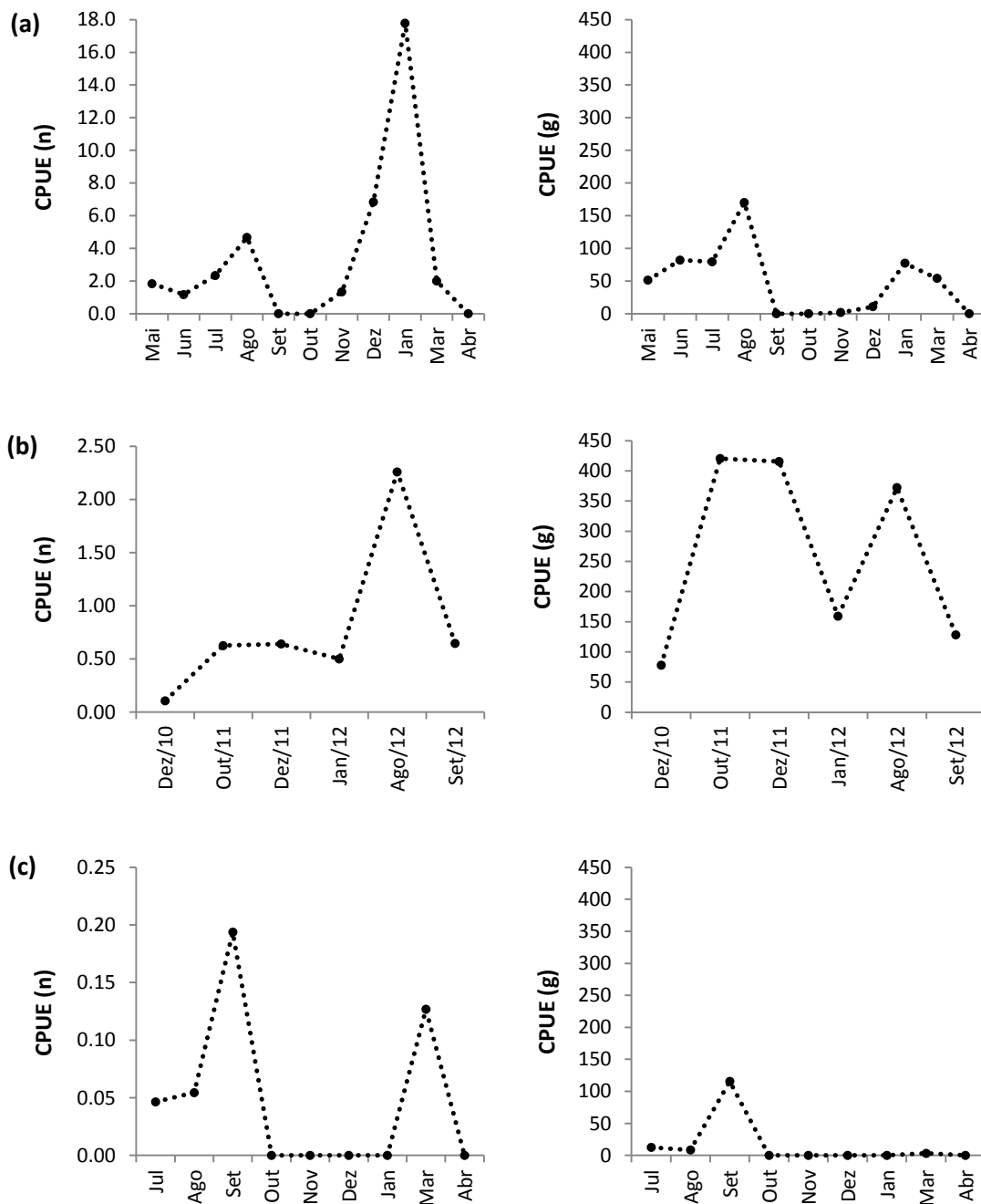
Os poucos indivíduos amostrados pelas redes de emalhe foram capturados por redes com diversos tamanhos de malha (15 à 60 mm entre nós consecutivos). No entanto, devido à baixa representatividade da amostra capturada por esse método não foi possível realizar análises mais detalhadas.



**Fig. 1** Captura por unidade de esforço média estimada em número de indivíduos (a) e biomassa (b) para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna.



**Fig. 2** Boxplot com medianas e amplitude de comprimento padrão de indivíduos de *M. salmoides*, amostrados no reservatório do Passaúna por diferentes técnicas de captura. PE = pesca elétrica; PA = pesca com iscas artificiais; RE = redes de emalhe.



**Fig. 3** Captura por unidade de esforço por período amostrado estimada em número de indivíduos (n) e biomassa (g), para indivíduos de *M. salmoides* capturados no reservatório do Passaúna através das técnicas de pesca elétrica (n total = 313) (a), pesca com iscas artificiais (n total = 168) (b) e redes de emalhe (n total = 9) (c).

#### 4. DISCUSSÃO

Através dos três métodos de captura empregados no reservatório do Passaúna, durante o período amostral, foi possível capturar indivíduos de *M. salmoides* com uma ampla variedade de tamanhos (22 a 450 mm), resultando em boa representatividade da população local.

A grande eficácia do método de pesca elétrica na amostragem do black bass, representada pela maior capturabilidade em número de indivíduos, pode ser explicada pelo fato de essa ser uma técnica capaz de amostrar indivíduos inativos e ativos, ao contrário da pesca com iscas artificiais ou redes de emalhe, que dependem da atividade dos indivíduos para uma boa amostragem. Embora a eficiência de captura da pesca elétrica possa variar em relação aos locais onde é aplicada, em resposta ao equipamento utilizado e condições ambientais (McInerny e Degan 1993; Hill e Willis 1994; Edwards et al. 1997), essa técnica é também apontada por outros estudos como uma das mais eficientes para a amostragem do black bass (Hill e Willis 1994; Sammons e Bettoli 1999; McInerny e Cross 2000; Tate e Allen 2003) e, por conseguinte tem sido uma das mais utilizadas em estudos envolvendo a espécie (Reynolds 1983; Godinho e Ferreira 1994; García-Berthou 2002; Post 2003). Em alguns casos, dados de captura por unidade de esforço da pesca elétrica são utilizados como estimadores diretos da densidade populacional de *M. salmoides* (Hall 1986; Coble 1992; Buynak e Mitchell 1993; McInerny e Degan 1993; Edwards et al. 1997; McInerny e Cross 2000).

Nas condições deste estudo, a pesca elétrica mostrou-se ainda ser seletiva em relação ao tamanho do black bass, capturando indivíduos com até 180 mm de CP, e sendo exclusiva na amostragem dos menores indivíduos. Este padrão também foi observado por McInerny e Cross (2000) na amostragem de *M. salmoides* e por Dauwalter e Fisher (2007) para *M. dolomieu*, quando a técnica foi aplicada em região de zona litoral, já que

essa região, por ser composta por habitats mais estruturados, oferece abrigo e alimento em abundância aos indivíduos jovens (Wanjala et al. 1986; Olson et al. 2003; Brown et al. 2009). As maiores taxas de captura foram observadas nos meses de dezembro e janeiro, quando a técnica amostrou uma grande quantidade de indivíduos muito jovens (CP médio de 46 mm). Esses indivíduos são provavelmente fruto da última desova, já que o período reprodutivo da espécie no reservatório estende-se entre os meses de agosto e dezembro (Dados do Capítulo II), destacando importância da aplicação dessa técnica quando objetiva-se capturar jovens do ano. Outros trabalhos demonstram uma maior capturabilidade pela pesca elétrica após o período de desova (Bryant e Houser 1971; Simpson 1978; Jackson e Noble 1995) pelo mesmo motivo.

A técnica de pesca elétrica já é empregada para controlar populações de peixe gato, *Ameiurus melas*, invasores na Europa (Cucherousset et al. 2006) e amplamente utilizada para o controle de salmonídeos não nativos, reduzindo significativamente, em outros países, a densidade de trutas introduzidas (Thompson e Rahel 1996; Kulp e Moore 2000; Shepard e Nelson 2004; Peterson et al. 2008). Na França, por exemplo, a aplicação da pesca elétrica diminuiu consideravelmente a densidade e biomassa de *Salmo trutta* entre 2006 e 2009, sendo que de 82 a 100% dos indivíduos de porte médio foram removidos nesse período (Caudron e Champigneulle 2011). Para o black bass, no entanto, não foi encontrada informação de que essa técnica tenha sido aplicada para controlar populações, embora tenha potencial para fazê-lo.

Para o reservatório do Passaúna, a pesca com iscas artificiais também mostrou-se eficaz para o controle do black bass, sendo a segunda técnica com maior captura por unidade de esforço em número de indivíduos, e a primeira em relação à biomassa capturada. O potencial dessa técnica em controlar populações de *M. salmoides* já era esperado, visto que essa é uma das espécies mais apreciadas pela pesca esportiva



(Lasenby e Kerr 2000; Jackson 2002; Brown et al. 2009). No entanto, em contraste com a pesca elétrica, a pesca com iscas artificiais foi capaz de capturar indivíduos grandes, sendo os indivíduos acima de 360 mm de CP capturados exclusivamente por esse método. Assim, a seleção de indivíduos maiores pode ter sido resultado das iscas utilizadas pelos pescadores, que na sua maioria simulavam peixes, o item alimentar que passa a ser mais consumido por indivíduos > 70 mm no reservatório do Passaúna (Dados do Capítulo I), e ao alto grau de piscivoria registrado para indivíduos maiores (Post 2003; Bacheler et al. 2004; Jang et al. 2006; Brown et al. 2009; Wasserman et al. 2011). A maior capturabilidade nos meses de agosto e setembro pode ter relação com o período reprodutivo da espécie, embora muitos indivíduos imaturos também tenham sido capturados nesse período. A utilização da pesca com varas e iscas artificiais e naturais, em parceria com programas de pesca esportiva, já foi proposta como um método alternativo na redução da densidade de trutas invasoras (Larson et al. 1986; Stelfox et al. 2001). No entanto, é sugerido um cuidado especial às populações de espécies nativas, quando essas são eventualmente capturadas durante as campanhas de pesca, já que podem haver altas taxas de mortalidade acidental (Paul et al. 2003; Nuñez et al. 2012).

Em contraste com as duas técnicas apresentadas, a utilização de redes de emalhe não é recomendada para o controle de populações de black bass, visto as baixas capturas registradas com essa técnica no reservatório do Passaúna. A baixa capturabilidade pode ser explicada pelo fato de o black bass orientar-se principalmente pela visão (Scott e Crossman 1973; McMahon e Halanov 1995; Brown et al. 2009), o que dificulta o emalhe nas redes (Parker 1958; Ebbers 1987). Outro fator que pode ter contribuído para a baixa eficiência do método é a transparência da água, já que o reservatório do Passaúna apresenta água bastante clara, com transparência média de 2,3 metros, o que pode ter auxiliado na detecção das redes pelo predador. Outros trabalhos, no entanto, utilizam essa

técnica para a captura da espécie (García-Berthou 2002; Jang et al. 2006; Britton et al. 2010), sugerindo que características ambientais dos locais amostrados devam influenciar as taxas de captura.

Destaca-se aqui que através do conhecimento da eficiência de técnicas de captura, torna-se possível direcionar esforços para o controle de populações *M. salmoides*, diminuindo em número e biomassa a concentração de indivíduos e conseqüentemente a pressão de predação e competição exercida sobre populações nativas.

Os resultados mostram que a pesca elétrica e a pesca com iscas artificiais têm grande potencial de serem empregadas no controle do black bass, e sugerem que essas duas técnicas sejam aplicadas de forma conjunta para garantir a captura de indivíduos de diferentes tamanhos. Dessa forma, o controle pode ocorrer ao evitar que recrutas cheguem à idade adulta, através da aplicação da técnica de pesca elétrica, e pela retirada de indivíduos adultos em fase reprodutiva, através da pesca com iscas artificiais, evitando assim que a população atinja altas densidades.

Sem dúvida o mais adequado seria erradicar populações não nativas, mas, em muitos casos ações dessa magnitude não são possíveis devido à ampla distribuição da espécie, entretanto, o controle pode minimizar fortemente o impacto gerado ao diminuir as densidades populacionais do invasor (Manchester e Bullock 2000; Sorensen e Stacey 2004; Copp et al. 2005).

Neste sentido destaca-se as indicações feitas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e artigo 8º da Convenção Internacional sobre a Diversidade Biológica (CDB), de que os países devem evitar a introdução de espécies e controlar/erradicar espécies não nativas que possam oferecer riscos ao ecossistema, habitats ou espécies (UNEP 1992; Cambray 2003; Vitule 2009; CBD 2012). No entanto, são poucos os países que cumprem esses termos e comprometem-se ativamente com a

efetiva conservação da diversidade biológica (Neville e Murphy, 2001), o que inclui o Brasil, mesmo sendo esse um dos países signatários da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (ECO-92). Entretanto, o estado do Paraná tem se destacado neste sentido, sendo o primeiro no Brasil a tratar o assunto ao propor recentemente, através do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), um plano de ação e controle para diversas espécies não nativas invasoras no estado, incluindo *M. salmoides*. Nesse documento é aconselhado o controle e monitoramento de populações de black bass em reservatórios da região metropolitana de Curitiba, com a finalidade de minimizar os possíveis desequilíbrios gerados pela sua introdução, além de fomentar a fiscalização e sensibilizar a sociedade sobre o problema dessa espécie invasora e seus potenciais prejuízos (Abilhoa e Vitule 2009). Dentro deste contexto, acreditamos que os resultados aqui apresentados, mostrando a eficiência de diferentes técnicas na captura da espécie, poderão incrementar planos de manejo e controle de *M. salmoides*, guiando a aplicação de técnicas específicas para a captura de indivíduos jovens e adultos.

## REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Melanie WB, Stiassny LJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, Ng R, Sindorf N, Robertson R, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of Biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58:403-14
- Abilhoa V, Vitule JRS (2009) Black Bass (*Micropterus salmoides*). In: Vidolin GP, Tossulino MGP, Britto MM (org) Plano de controle de espécies exóticas invasoras no estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp 97-103
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Eduem. Maringá
- Andreoli CV, Lara AI, Rodrigues EM, Andreoli FDN (1999) Os mananciais de abastecimento do sistema integrado da região metropolitana de Curitiba – RMC. Sanare, revista técnica da Sanepar 12. <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/V12/Mananciais/mananciais.html>. Accessed 03 January 2013
- Bacheler NM, Neal JW, Noble RL (2004) Diet overlap between native bigmouth (*Gobiomorus dormitor*) and introduced predatory fishes in a Puerto Rico reservoir. *Ecology of Freshwater Fish* 13:111-118
- Britton JR, Harper DM, Oyugi DO, Grey J (2010) The introduced *Micropterus salmoides* in a equatorial lake, a paradoxical loser in an invasion meltdown scenario. *Biological Invasions* 12:3439-3448
- Britton JR, Orsi ML (2012) Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22:555-565
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological synopsis of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2884, Nanaimo, British Columbia
- Bryant HD, Houser A (1971) Population estimates and growth of largemouth bass in Beaver and Bull Shoals reservoirs. *American Fisheries Society Special Publication* 8:349-357
- Buynak GL, Mitchell B (1993) Electrofishing catch per effort as a predictor of largemouth bass abundance and angler catch in Taylorsville lake, Kentucky. *North American Journal of Fisheries Management* 13:630-633
- Cambay JA (2003) Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500:217-230
- Canonico GC, Arthington A, McCrary JK, Thieme ML (2005) The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:463-483
- Carpenter SR, Cole JJ, Hodgson JR, Kitchell JF, Pace ML, Bade D, Cottingham KL, Essington TE, Houser JN, Schindler DE (2001) Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecology Monographs* 71:163-186

- Casal CMV (2006) Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions* 8:3-11
- Caudron A, Champigneulle A (2011) Multiple electrofishing as a mitigate tool for removing nonnative Atlantic brown trout - *Salmo trutta* L. threatening a native Mediterranean brown trout population. *European Journal of Wildlife Research* 57:575-583
- CBD (2012) Invasive alien species. <http://www.cbd.int/invasive/>. Accessed 02 December 2012
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110
- Coble DW (1992) Predicting population density of largemouth bass from electrofishing catch per effort. *North American Journal of Fisheries Management* 12:560-652
- Copp GH, Bianco PG, Bogutskaya N, Erős T, Falka I, Ferreira MT, Fox MG, Freyhof J, Gozlan RE, Grabowska J, Kovác V, Moreno-Amich R, Naseka AM, Penaz M, Povz M, Przybylski M, Robillard M, Russell IC, Stakenas S, Sumer S, Vila-Gispert A, Wiesner C (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21:242-262
- Cowx IG (2002) Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: Collares-Pereira MJ, Cowx IG, Coelho MM (eds) *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Blackwell Science, Oxford, pp 201-220
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36:215-230
- Cucherousset J, Paillisson JM, Carpentier A (2006) Is mass removal an efficient measure to regulate the North American catfish *Ameiurus melas* outside of its native range? *Journal of Freshwater Ecology* 21:699-704
- Dauwalter D, Fisher WL (2007) Electrofishing capture probability of smallmouth bass in streams. *North American Journal of Fisheries Management* 27:162-171
- De Silva SS, Nguyen TTT, Abery NW, Amarasinghe US (2006). An evaluation of the role and impacts of alien finfish in Asian inland aquaculture. *Aquaculture Research* 37:1-17
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182
- Ebbers MA (1987) Vital statistics of a largemouth bass population in Minnesota from electrofishing and angler-supplied data. *North American Journal of Fisheries Management* 7:252-259
- Edwards CM, Drenner RW, Gallo KL, Rieger KE (1997) Estimation of population density of largemouth bass density in ponds by using mark-recapture and electrofishing catch per effort. *North American Journal of Fisheries Management* 17:719-725
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pikitch EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB,

- Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R, Wardle DA (2011) Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* 333:301-306
- Froese R, Pauly D (2013) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Accessed 03 January 2013
- García-Berthou (2002) Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *International Review of Hydrobiology* 87:353-363
- Gherardi F (2007) Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F (ed) *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats* 2nd edn. Book Series *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, Springer, Amsterdam
- Godinho FN, Ferreira MT (1994) Diet composition of largemouth black bass in southern Portuguese reservoirs. *Fisheries Management and Ecology* 1:129-137
- Godoy MP (1954) Observações sobre a adaptação do "black bass" (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 14:32-38
- Gomiero LM, Villares-Junior GA, Naous F (2009) Pesca experimental do tucunaré *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 introduzido em um lago artificial do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca* 4:11-19
- Gozlan RE (2008) Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* 9:106-115
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current Knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76:751-786
- Gozlan RE, Newton AC (2009). Biological invasions: benefits versus risks. *Science* 324:1015-1016
- Hall TJ (1986) Electrofishing catch rate per hour as an indicator of largemouth bass density in Ohio impoundments. *North America Journal of Fisheries Management* 6:397-400
- Hickley P, Muchiri M, Britton R, Board R (2008) Economic Gain *versus* ecological damage from the introduction of non-native freshwater fish: Case studies from Kenya. *The open Fish Science Journal* 1:36-46
- Hill TD, Willis DW (1994) influence of water conductivity on pulsed AC and pulsed DC electrofishing catch rates for largemouth bass. *North American Journal of Fisheries management* 14:202-207
- IUCN (2008) Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996-2007). [http://www.iucnredlist.org/info/2007RL\\_Stats\\_Table%201.pdf](http://www.iucnredlist.org/info/2007RL_Stats_Table%201.pdf). Accessed 20 December 2012
- Jackson DA (2002) Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: Ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 221-232
- Jackson JR, Noble RL (1995) Selectivity of sampling methods for juvenile largemouth bass in assessments of recruitment processes. *North American Journal of Fisheries Management* 15:408-418

- Jang M-H, Joo G-J, Lucas MC (2006) Diet of introduced largemouth bass in Korean Rivers and potential interactions with native fishes. *Ecology of freshwater Fish* 16:315-320
- Krebs CJ (1999) *Ecological Methodology*. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park
- Kulp MA, Moore SE (2000) Multiple electrofishing removals for eliminating rainbow trout in a small southern Appalachian stream. *North American Journal of Fisheries Management* 20:259-266
- Larson GL, Moore SE, Lee DC (1986) Angling and electrofishing for removing nonnative rainbow trout from a stream in a national park. *North American Journal of Fisheries Management* 6:580-585
- Lasenby TA, Kerr SJ (2000) Bass transfers and stocking: An annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural resources. Peterborough, Ontario
- Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S (2008) Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* 6:404-410
- Lima-Junior DP, Pelicice MP, Vitule JRS, Agostinho AA (2012) Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Natureza & Conservação* 10:88-91
- Lorenzoni M, Corbolli M, Dorr AJM, Giovinazzo G, Selvi S, Mearelli M (2002) Diet of *Micropterus salmoides* Lac. And *Esox lucius* L. In lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 365:537-547
- Lövei GL (1997) Global change through invasion. *Nature* 388:627-628
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10:689-710
- Manchester SJ, Bullock J (2000) The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37:845-864
- McDowall RM (2003) Impacts of introduced salmonids on native galaxiids in New Zealand upland streams: a new look at an old problem. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:229-238
- McInerney MC, Cross TK (2000) Effects of sampling time, intraspecific density, and environmental variables on electrofishing catch per effort of largemouth bass in Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Society* 20:328-336
- McInerney MC, Degan DJ (1993) Electrofishing catch rates as an index of largemouth bass population density in two large reservoirs. *North American journal of Fisheries Management* 13:223-228

- McMahon TE, Holanov SH (1995) Foraging success of largemouth bass at different light intensities: implications for time and depth of feeding. *Journal of Fish Biology* 46:759-767
- Neville LE, Murphy S (2001) Invasive alien species: Forging cooperation to address a borderless issue. *International Association for Ecology (INTECOL) Newsletter* Spring/Summer 2001, pp 3-7
- Núñez MA, Kuebbing S, Dimarco RD, Simberloff D (2012) Invasive species: To eat or not to eat, that is the question. *Conservation Letters* 5:334-341
- Núñez MA, Pauchard A (2010) Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biological Invasions* 12:707-714
- Olden JD (2006) Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33:2027-2039
- Olson M, Young B, Blinkoff KD (2003) Mechanisms underlying habitat use of juvenile largemouth bass and smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:398-405
- Parker RA (1958) Some effects of thinning on a population of fishes. *Ecology* 39:304-317
- Paul AJ, Post JR, Stelfox JM (2003) Can anglers influence the abundance of native and nonnative salmonids in a stream from the Canadian Rocky Mountains? *North American Journal of Fisheries Management* 23:109-119
- Perrings C, Dalmazzone S, Williamson M (2005) The economics of biological invasions. In: Mooney HA, Mack RN, McNeely JA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK (eds) *Invasive alien species a new synthesis*. Island Press, Washington
- Peterson DP, Fausch KD, Watmough J, Cunjak RA (2008) When eradication is not an option: modelling strategies for electrofishing suppression of nonnative brook trout to foster persistence of sympatric native cutthroat trout in small streams. *North American Journal Fisheries Management* 28:1847-1867
- Pitcher TJ (1999) Evaluating the benefits of sport fisheries. Paper, Discussion and Issues: A Conference held at the UBC Fisheries Center. Fisheries centre research reports 7, University of British Columbia, Canadá. <http://fisheries.ubc.ca/publications/reports/7-2.pdf>. Accessed 10 January 2013
- Post DM (2003) Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84:1298-1310
- Power ME, Matthews WJ, Stewart AJ (1985) Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology* 66:1448-1456
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25-55
- Rahel FJ (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856
- Reynolds JB (1983) Electrofishing. In: Nielsen LA, Johnson DL (eds) *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp 147-163
- Ribeiro F, Leunda PM (2012) Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries management and Ecology* 19:142-156



- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow R, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge D, Mooney HA, Oosterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774
- Sammons SM, Bettoli PW (1999) Spatial and temporal variations in electrofishing catch rates of three species of black bass (*Micropterus salmoides*) from Normandy reservoir, Tennessee. *North American Journal of Fisheries Management* 19:454-461
- Scott WB, Crossman EJ (1973). *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board Canadian Bulletin 184
- Shafland PL (1996) An overview of Florida's introduced butterfly peacockbass (*Cichla ocellaris*) sportfishery. *Natura Caracas* 96:26-9
- Shepard BB, Nelson L (2004) Conservation of westslope cutthroat trout by removal of brook trout using electrofishing: 2001-2003. Report to Montana Fish, Wildlife and Parks, Helena
- Simberloff D (2003) How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17:83-92
- Simberloff D, Parker IM, Windle PN (2005) Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:12-20
- Simpson DE (1978) Evaluation of electrofishing efficiency for assessment of bass and bluegill populations. Master's thesis, University of Missouri, Columbia
- Smaha N, Gobbi MS (2003) Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório do Passaúna - Curitiba - PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8:59-69
- Sorensen PW, Stacey NE (2004) Brief review of fish pheromones and discussion of their possible uses in the control of non-indigenous teleost fishes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38:399-417
- Soulé ME (1990) The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4:233-239
- Stelfox JD, Baayens DM, Paul AJ, Shumaker GE (2001) Quirk Creek brook trout suppression project. In: Brewin MK, Paul AJ, Monita M (eds) *Bull trout II conference proceedings*. Trout Unlimited Canada, Calgary, Alberta
- Takamura K (2007) Performance as a fish predator of largemouth bass [*Micropterus salmoides* (Lacépède)] invading Japanese freshwaters: a review. *Ecological Research* 22:940-946
- Tate W, Allen MS (2003) Comparison of electrofishing and rotenone for sampling largemouth bass in vegetated areas of two Florida lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 23:181-188
- Thompson PD, Rahel F (1996) Evaluation of depletion-removal electrofishing of brook trout in small Rocky Mountain streams. *North American Journal of Fisheries Management* 16:332-339
- Travis JMJ, Park KJ (2004) Spatial structure and control of invasive alien species. *Animal Conservation* 7:321-330

- Trumpickas J, Mandrak NE, Ricciardi A (2011) Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:338-347
- UNEP (1992) United Nations Environmental Programme. Rio declaration on environment and development. Made at the United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, Brazil. <http://www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=78&ArticleID=1163>. Accessed 10 December 2012
- Vitule JRS (2009) Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation* 4:111-122
- Vitule JRS, Freire CA, Vazquez DP, Nuñez MA, Simberloff D (2012a) Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x
- Vitule JRS, Skóra F, Abilhoa V (2012b) Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions* 18:111-120
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006a) Introdução de Espécies, com ênfase em peixes de ecossistemas continentais. In: Monteiro-Filho ELA, Aranha JMR (eds) *Revisões em Zoologia I: Volume Comemorativo dos 30 Anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná*. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Paraná, pp 217-229
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006b) Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions* 8:677-681
- Wanjala BS, Tash JC, Matter WJ, Ziebell CD (1986) Food and habitat use by different sizes of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in Alamo Lake, Arizona. *Journal of Freshwater Ecology* 3:359-369
- Wasserman RJ, Strydom NA, Weyl OLF (2011) Diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae), an invasive alien in the lower reaches of an Eastern Cape river, South Africa. *African Zoology* 46:378-386
- Welcomme RL (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. In: *Introductions and transfers of aquatic species*. ICES Marine Science Symposium 194, pp 3-14
- Weyl OLF (2008) Rapid invasion of a subtropical lake fishery in central Mozambique by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:839-851
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607-615
- Winemiller KO, Taphorn DC, Barbarino-Duque A (1997) Ecology of *Cichla* (Cichlidae) in two blackwater rivers of Southern Venezuela. *Copeia* 4:690-696

**FLUXOGRAMA FINAL:** A imagem mostra um resumo dos resultados dos três capítulos apresentados nesse trabalho. Caixas tracejadas indicam possíveis consequências dos resultados; Caixas pontilhadas indicam hipóteses que devem ser testadas e linhas pontilhadas indicam os resultados que levam à essas hipóteses.

