

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

Dissertação de Mestrado

Fauna parasitária do peixe invasor *Micropterus salmoides*
(Lacepède 1802): Revisão e análise da influência da pressão
de propágulo em reservatórios do sul do Brasil

Ana Paula Lula Costa

Curitiba, dezembro de 2016

Fauna parasitária do peixe invasor *Micropterus salmoides* (Lacepède 1802): Revisão e análise da influência da pressão de propágulo em reservatórios do sul do Brasil

Ana Paula Lula Costa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule
Coorientador: Ricardo Massato Takemoto




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ANA PAULA LULA COSTA** intitulada: "**Fauna parasitária do peixe invasor *Micropterus salmoides* (Lacepède 1802): Revisão e análise da influência da pressão de propágulo em reservatórios do sul do Brasil**", após terem inquirido a aluna e realizado e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação.

Curitiba, 19 de Dezembro de 2016.


JEAN RICARDO SIMÕES VITULE
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


KARLA MAGALHÃES CAMPIÃO
Avaliador Externo (UFPR)

IGOR DE PAIVA AFFONSO
Avaliador Externo (UEM)



AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Rubênia e Wanderlei, e ao meu irmão, Daniel, pelo amor incondicional. Obrigada por serem minha base e estrutura, amo vocês.

Ao Max, que sempre foi o farol que irradiava felicidade e que agora brilha em forma de estrela lá no céu. E ao Spock, pelo amor canino.

Aos amigos do laboratório de Ictioparasitologia, em especial a Eloiza e ao Guilherme, pelo apoio, discussões e brincadeiras que tornaram todo o trabalho bem mais fácil.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação e do LASB, por todo o conhecimento e ajuda prestada, aprendi muito com todos vocês. Obrigada pelo pinhão de cada dia.

Aos amigos e família, pelos momentos de diversão e descontração, além de todo apoio durante esta minha caminhada.

Aos professores da pós em Ecologia e Conservação, por todo o conhecimento compartilhado e pelo exemplo profissional. Principalmente ao professor André Andrian Padial e André Guaraldo, obrigada pela disponibilidade e ajuda na análise dos resultados.

Ao meu orientador Jean Vitule, um agradecimento especial por me ensinar o real valor da pesquisa e me manter motivada e interessada durante todo caminho. Obrigada por exigir o meu máximo e por acreditar em meu potencial.

Ao meu coorientador Ricardo Takemoto, pela confiança, paciência e por compartilhar seu conhecimento em taxonomia e parasitologia. Obrigada pelo apoio em toda minha caminhada profissional.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, pela estrutura fornecida para execução deste trabalho.

À CAPES, pelo suporte financeiro e ao NUPELIA pelo acolhimento e apoio em toda a caminhada, desde a graduação até o fim do Mestrado.

Resumo Geral

A introdução de espécies, é uma das causas das mudanças globais, que mais tem ameaçado a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. A introdução de organismos de vida livre e consequente cointrodução parasitária, pode resultar em impactos negativos às espécies nativas, como no caso de doenças emergentes. Dentre os fatores que influenciam a cointrodução parasitária, a pressão de propágulos se destaca. O peixe *Micropterus salmoides*, originário da América do Norte, encontra-se estabelecido em grande parte do sul do Brasil desde a década de 1920, e desde então sofre alta pressão de propágulo devido a pesca esportiva. Este estudo se propôs a analisar a fauna parasitária do peixe invasor *M. salmoides* e os possíveis fatores que afetam sua composição em diferentes ambientes, por meio de dois capítulos, sendo o primeiro uma revisão da literatura sobre os estudos que avaliaram a fauna de metazoários parasitos de *M. salmoides* e o segundo capítulo um estudo de caso com base em um quasi-experimento em quatro reservatórios da região metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. Estes possuem como principal característica a liberação ou proibição da pesca, principal vetor de introdução de *M. salmoides* na região, um excelente modelo para avaliar a influencia da pressão de propágulo na invasão deste hospedeiro e consequente cointrodução de seus parasitos. Ambos estudos demonstraram possíveis aquisições de parasitos nos ambientes introduzidos. Além de ressaltar fatores como a pressão de propágulo e força do vetor na composição da comunidade parasitária de *M. salmoides*. A influência da pressão de propágulo na comunidade parasitária possui fortes implicações ecológicas e de manejo, principalmente em relação a impactos causados pela cointrodução de parasitos e patógenos. Esta dissertação realça a necessidade de mais estudos na região em que o peixe *M. salmoides* foi introduzido e a importância da influência parasitária para ações de mitigação e manejo.

Abstract

The introduction of species is one of the causes of global change, which has most threatened biodiversity and the functioning of ecosystems. The introduction of free living organisms and consequent parasite co-introduction may result in negative impacts on native species, as in the case of emerging diseases. Among the factors that influence the co-introduction, the propagule pressure stands out. The fish species *Micropterus salmoides*, originated in North America, has been established in much of southern Brazil since the 1920s, and since then has undergone high propagule pressure due to sport fishing. This study aimed to analyze the parasite fauna of *M. salmoides* and the possible factors that affect its composition in different environments, divided in two different chapters, the first being a review of the literature on studies that evaluated the fauna of metazoan parasites of *M. salmoides* and the second chapter a case study based on a quasi-experiment in four reservoirs in the metropolitan region of Curitiba, Paraná, Brazil. The major difference between the reservoirs is the release or prohibition of fishing, the main introduction vector of *M. salmoides*, what makes then an excellent model to evaluate the influence of propagule pressure on the invasion of this host and consequent co-introduction of its parasites. Both studies have demonstrated possible acquisitions of parasites in the introduced regions and highlighted factors such as propagule pressure and vector strength in the composition of the parasite community of *M. salmoides*. The influence of propagule pressure on the parasite community has strong management and ecological implications, especially in relation to impacts caused by the co-introduction of parasites and pathogens. This study highlights the need for further studies in the region where *M. salmoides* was introduced and the importance of parasite co-introduction in mitigation and management actions.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

| | |
|---|----|
| FIGURA 1: FLUXOGRAMA REPRESENTANDO AS ETAPAS DA REVISÃO SISTEMATIZADA PARA SELEÇÃO DOS ARTIGOS, MODIFICADO DE MOHER ET AL. (2009). | 16 |
| FIGURA 2: NÚMERO DE ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO NATIVA E NA REGIÃO QUE <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO, ANALISADOS QUANTO AO ANO DE PUBLICAÇÃO..... | 17 |
| FIGURA 3: PORCENTAGEM DE ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO NATIVA E NA REGIÃO QUE <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO, ANALISADOS QUANTO AO SEU OBJETIVO GERAL | 18 |
| FIGURA 4: PORCENTAGEM DE ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO NATIVA E NA REGIÃO QUE <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO, ANALISADOS QUANTO AO ECOSSISTEMA AMOSTRADO EM CADA ESTUDO..... | 18 |
| FIGURA 5: NÚMERO DE ESTUDOS AMOSTRADOS NA REGIÃO NATIVA E NAS REGIÕES EM QUE O <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO. PRETO: ÁREA NATIVA DA ESPÉCIE; CINZA CLARO: ÁREA EM QUE A ESPÉCIE FOI INTRODUZIDA, MAS AINDA FALTAM DADOS QUE CONFIRMEM O SEU ESTABELECIMENTO | 20 |
| FIGURA 6: CURVA DE ACUMULAÇÃO DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DE METAZOÁRIO PARASITOS DE <i>M. SALMOIDES</i> REGISTRADOS NA REGIÃO NATIVA E NA REGIÃO EM QUE <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO. | 21 |
| FIGURA 7: PORCENTAGEM DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DE METAZOÁRIO PARASITOS DE <i>M. SALMOIDES</i> REGISTRADOS NA REGIÃO NATIVA E NA REGIÃO QUE <i>M. SALMOIDES</i> FOI INTRODUZIDO, ANALISADO DE ACORDO COM ÀS REGIÕES ZOOGEOGRÁFICAS AMOSTRADAS EM CADA ESTUDO | 22 |
| FIGURA 8: ESPÉCIES DE METAZOÁRIO PARASITO DE <i>M. SALMOIDES</i> COM REGISTRO EM TRÊS ESTUDOS OU MAIS, COLETADOS PELA REVISÃO SISTEMATIZADA+INTENSIVA. CINZA ESCURO: NÚMERO DE ESTUDOS COM REGISTRO NA REGIÃO NATIVA DE <i>M. SALMOIDES</i> | 24 |

CAPÍTULO II

| | |
|---|----|
| FIGURA 1: BOXPLOT DA ABUNDÂNCIA DE <i>CONTRACAECUM</i> SPP. EM RELAÇÃO A PRESSÃO DE PROPÁGULO (A) E EM RELAÇÃO AO RESERVATÓRIO AMOSTRADO (B)..... | 44 |
| FIGURA 2: BOXPLOT DA ABUNDÂNCIA DE <i>O. PRINCIPALIS</i> EM RELAÇÃO A PRESSÃO DE PROPÁGULO (A) E EM RELAÇÃO AO RESERVATÓRIO AMOSTRADO (B)..... | 44 |
| FIGURA 3: GRÁFICO DO COMPRIMENTO DE <i>M. SALMOIDES</i> EM RELAÇÃO À ABUNDÂNCIA DE <i>CONTRACAECUM</i> SPP. (A) E <i>O. PRINCIPALIS</i> (B)..... | 45 |

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

| | |
|---|----|
| TABELA 1: NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES REGISTRADAS NOS ESTUDOS ANALISADOS SEPARADOS POR GRUPO DE PARASITOS E POR AMBIENTE NATIVO E INTRODUZIDO..... | 23 |
|---|----|

CAPÍTULO II

| | |
|--|----|
| TABELA 1: PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, PARANÁ, BRASIL AMOSTRADOS NESTE ESTUDO. | 40 |
| TABELA 2: PARASITOS DE <i>M. SALMOIDES</i> POR RESERVATÓRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, PARANÁ, BRASIL.. | 43 |
| TABELA 3: RESULTADO DO GLMM PARA A ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES DE PARASITO <i>CONTRACAECUM</i> SPP. E <i>O. PRINCIPALIS</i> | 43 |

SUMÁRIO

| | |
|-------------------|---|
| PREFÁCIO..... | 1 |
| REFERÊNCIAS | 5 |

CAPÍTULO I

Revisão comparativa de metazoários parasitos de *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) (Percifomes, Centrarchidae) em locais onde a espécie é nativa e onde foi introduzida

| | |
|--|----|
| INTRODUÇÃO..... | 11 |
| Metodologia..... | 13 |
| REVISÃO DA LITERATURA E CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DOS ESTUDOS | 13 |
| ANÁLISE DA RIQUEZA DE METAZOÁRIOS PARASITOS DE <i>M. SALMOIDES</i> | 15 |
| Resultados..... | 16 |
| ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA | 17 |
| ANÁLISE DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DE METAZOÁRIOS PARASITOS DE <i>M. SALMOIDES</i> | 21 |
| Discussão..... | 25 |
| REFERÊNCIAS | 30 |

CAPÍTULO II

A influência da pressão de propágulos sobre parasitos do peixe invasor *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) em reservatórios do sul do Brasil: um experimento quasi-natural

| | |
|-------------------------|----|
| INTRODUÇÃO..... | 37 |
| Metodologia..... | 40 |
| ÁREA DE ESTUDO | 40 |
| AMOSTRAGEM..... | 41 |
| ANÁLISE DOS DADOS | 41 |
| Resultados..... | 42 |
| Discussão..... | 45 |
| REFERÊNCIAS | 50 |

| | |
|-----------------------|----|
| Fluxograma Final..... | 56 |
|-----------------------|----|

PREFÁCIO

A introdução de espécies é uma das principais causas da extinção de espécies, juntamente com aumento da poluição, mudanças climáticas e uso da terra, ameaçando a integridade e o funcionamento dos ecossistemas (Rockström et al. 2009; Vitule 2009). Uma das principais ameaças da introdução de espécies é a exclusão ou extinção de organismos nativos, no entanto, vários estudos não tem conseguido detectar os impactos de espécies introduzidas, mostrando o quão difícil é prever qual será o efeito das introduções biológicas em um dado ambiente (Soulé 1990). Entretanto, o catálogo atual mostra que algumas das espécies introduzidas tornam-se invasoras problemáticas, prejudicando tanto os interesses humanos quanto o meio ambiente, além de gerar danos ambientais e econômicos (Gozlan 2008; Simberloff 2007; Simberloff e Vitule 2014).

O processo de invasão é determinado por uma série de estágios, como: *uptake*, transporte, introdução, estabelecimento e dispersão (e.g. Blackburn et al. 2011; Chapple et al. 2012; Carrete et al. 2012). Cada estágio a ser superado apresenta diversas barreiras ecológicas (e.g. competição, predação e parasitos), físicas (rotas de dispersão), ambientais (e.g. temperatura, recursos) (Blackburn et al., 2011; Lockwood *et al.*, 2007). Portanto, a invasão de uma espécie é um processo complexo, que interage não somente com as características da espécie introduzida, mas também com os fatores ambientais do local invadido.

Espécies invasoras de vida-livre podem ser caracterizadas quanto as suas habilidades: 1. Capacidade de tolerar ampla gama de condições físicas; 2. Geralmente são espécies nativas de ambientes mais severos ou com frequentes perturbações antrópicas; 3. O ambiente onde foi introduzido geralmente é similar ao nativo e/ou não possui indivíduos ocupando nichos similares; 4. As espécies invasoras geralmente possuem alta abundância em seu ambiente nativo e são eficientes competidores (Taraschewski 2006; Ricciardi e Cohen 2007; Lockwood et al. 2007).

Dessa forma, o sucesso ou não introdução até o estágio de invasão é ditado pelos atributos bióticos e abióticos e pela pressão de propágulos, que também exerce grande influência sobre as barreiras ecológicas (Lockwood et al. 2005). Pressão de propágulos, neste caso, refere-se ao conjunto de indivíduos que são liberados em um ambiente não nativo, sendo determinado pelo tamanho e número de propágulos, ou seja, quanto maior o tamanho do propágulo, mais indivíduos são introduzidos e quanto maior a quantidade de solturas no local, maior o número/pressão de propágulos (Lockwood et al. 2005; 2007). Quanto maior a pressão de propágulos, maior a variabilidade genética e demográfica dos

indivíduos, o que estabelece variações genéticas importantes para adaptação da espécie na nova região (Roman e Darling 2007). Os vetores de transporte também atuam em ambos os fatores, interagindo assim com a pressão de propágulos. No caso dos ecossistemas de água doce, foco deste estudo, a maioria das introduções está ligada a produção de alimento ou a atividades de lazer/recreação, ou seja, introduções intencionais (Lockwood et al. 2007).

Neste sentido, em ambientes de água doce, a pesca esportiva e a criação de peixes, seja em tanques-rede ou tanques escavados, são os principais vetores relacionados à disseminação de peixes não nativos. A pesca esportiva tem sido responsável pela introdução e constantes reintroduções de várias espécies não nativas em todo o mundo, sendo esta atividade concentrada principalmente em reservatórios (e.g. Clavero 2013; Gallardo et al. 2016). Além disso, agências governamentais e a mídia em geral, têm incentivado o desenvolvimento da pesca esportiva e as introduções ilegais pelos pescadores (e.g. Vitule et al. 2009).

Espécies não nativas introduzidas para pesca esportiva, normalmente são predadores agressivos e possuem alto valor econômico, no entanto, exercem forte pressão de predação sobre as comunidades nativas, causando graves impactos, como por exemplo, hibridização, competição por habitat, alteração dos padrões de predação, introdução de patógenos e extirpação de espécies nativas (Latini e Petrere 2004; Estes et al. 2011; Ellender e Weyl 2014). Como é o caso do *Micropterus salmoides* (Lacepède 1802) ou *blackbass*, uma das espécies mais importantes relacionada a esse vetor. Esta espécie pertencente à família Centrarchidae, endêmica da América do Norte (Froese e Pauly, 2016), tem se estabelecido com sucesso e gerado fortes impactos negativos sobre populações nativas, especialmente em reservatórios (Ellender e Weyl, 2014) e é considerada uma das 100 piores espécies invasoras do planeta (Lowe et al. 2000).

O *M. salmoides* foi introduzido no Brasil em 1922 (Ribeiro et al. 2015) e tem sido registrado em vários reservatórios, desde Minas Gerais até o Rio Grande do Sul (Schulz and Leal 2005; Ribeiro et al. 2015) . Apesar do tempo de introdução, poucos são os estudos no Brasil sobre o estabelecimento e as consequências da invasão desta espécie no país (Ribeiro et al. 2015; Nakagawa 2016). Tanto que em bases de dados como o *Fishbase.org* ainda mantém a espécie com o status de não estabelecida no Brasil, informação que já está ultrapassada há tempos (Schulz e Leal 2005; Garcia 2014; Azevedo-Santos et al. 2015; Ribeiro et al. 2015). Em especial, as interações ecológicas entre esta espécie e seus parasitos ainda não foi estudada nos ambientes de água doce do Brasil.

Sabe-se que muitos patógenos e parasitos são introduzidos indiretamente, com seus hospedeiros, podendo causar sérios impactos aos ambientes em que são introduzidos (Poulin et al. 2011). Entretanto, os processos e circunstâncias que levam ao estabelecimento e invasão dos parasitos são pouco conhecidos. Em teoria, o principal fator que leva ao sucesso de estabelecimento de um parasito exótico é a presença de hospedeiros adequados ao seu ciclo de vida (Taraschewski, 2006). Dessa forma, a história de introdução dos hospedeiros influencia no sucesso de estabelecimento de seus parasitos, no caso, o número de introduções e a frequência de eventos (Blakeslee et al. 2012, 2013). Além disso, espécies de parasitos que possuem maior prevalência nas populações nativas, ou populações fonte, tem maior probabilidade de sucesso no novo local. Concomitantemente, o vetor de introdução pode influenciar a entrada do parasito em um novo local (Blakeslee et al. 2013).

Além disso, o Brasil apresenta centenas de reservatórios distribuídos por todo o território nacional, sendo que eles tendem a modificar as condições bióticas e abióticas dos ambientes ao destruir diversos habitats presentes nos sistemas lóticos (locais de abrigo, sítios alimentares e reprodutivos), que constituem ambientes propícios ao estabelecimento de espécies não nativas. Além deste fator, reservatórios geralmente apresentam condições limnológicas e de paisagem similares, o que facilitaria a identificação de outros fatores, como a pressão de propágulos por múltiplas reintroduções como responsáveis pelo sucesso de introdução (Agostinho et al. 2008).

A maioria dos parasitos são introduzidos com seus hospedeiros, e alguns desses parasitos falham em se estabelecer caso o hospedeiro não resista a introdução (MacLeod et al. 2010). Isto demonstra que os processos que determinam o sucesso de introdução do hospedeiro são também a chave para o sucesso dos parasitos. Adicionalmente, introduções secundárias podem causar sérios impactos ecológicos em comunidades nativas, uma vez que parasitos possuem padrões de interações que interligam e influenciam diversos níveis tróficos (Prenter et al. 2004). A cointrodução pode levar ao *Spillover* parasitário, ou seja, a colonização de parasitos não nativas em hospedeiros nativos. Isto pode tornar a relação entre ambos amplamente mais patogênica, devida a falta de história evolutiva entre as espécies e a ingenuidade imunológica do hospedeiro sobre o patógeno. Assim como no caso do *Spillback*, que seria a infecção de hospedeiros introduzidos por parasitos nativos, tornando-os reservatórios parasitários (Dunn 2009; Dunn e Hatcher 2015). Devido a tais fatores, é fundamental analisar quais mecanismos levam ao sucesso de introdução dos parasitos em um novo local.

A espécie *M. salmoides* é constantemente introduzida em diversos reservatórios nas regiões nas quais ocorre, devido a sua importância na pesca esportiva. Por ser de grande porte e voracidade, apresenta inúmeros impactos nos ambientes introduzidos (Ellender e Weyl 2014), o que faz deste peixe um ótimo modelo para o estudo do sucesso de invasão por propágulos diferenciados. Adicionalmente, espécies com grande abundância em ambientes não nativos, apresentam maior probabilidade de introduzir parasitos adjacentes, causando, além de diversos impactos relacionados à espécie, impactos secundários relacionados aos seus parasitos (Taraschewski, 2006). Este fator deve ser levado em conta para o manejo e restauração dos ambientes invadidos.

Levando em conta tais informações, este estudo se propôs a analisar a fauna parasitária do peixe invasor *M. salmoides* e os possíveis fatores que afetam sua composição em diferentes ambientes, a fim de fornecer informações sobre as interações parasito-hospedeiro desta espécie tanto no Brasil quanto nos diversos ambientes que ela encontra-se introduzida, com foco principal na riqueza e composição das espécies de parasitos. Para isso, este estudo foi dividido em dois capítulos, apresentados na forma de artigo científico com base nas normas da revista *Biological Invasions*.

O primeiro capítulo consiste em uma revisão da literatura sobre os estudos que avaliaram a fauna de metazoários parasitos de *M. salmoides*. Com foco nas diferenças científicas entre a região nativa e as regiões em que foi introduzida, e na diferença da riqueza e composição de parasitos entre esses dois ambientes. Esse capítulo tem como objetivo disponibilizar informações sobre as interações parasito-hospedeiro de *M. salmoides*, importantes para direcionar estudos futuros e ações de mitigação e manejo dos impactos gerados por este hospedeiro e sua fauna parasitária.

O segundo capítulo apresenta um estudo de caso com base em um experimento quase-experimento em quatro reservatórios da região metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. Estes possuem como principal característica a liberação ou proibição da pesca, principal vetor de introdução de *M. salmoides* na região, o que gera um excelente modelo para avaliar a influência da pressão de propágulo na invasão deste hospedeiro e consequente reintrodução de seus parasitos. Este estudo teve como objetivo avaliar a composição da comunidade parasitária de *M. salmoides* em quatro reservatórios com diferentes pressões de propágulos, a fim de analisar a fauna parasitária da espécie no Brasil e identificar se a pressão de propágulo se destaca entre os fatores que influenciam na composição de parasitos da espécie introduzida.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68:1119–1132. doi: 10.1590/S1519-69842008000500019
- Al-Shorbaji F, Roche B, Gozlan R, et al (2016) The consequences of reservoir host eradication on disease epidemiology in animal communities. *Emerg Microbes Infect* 5:e46. doi: 10.1038/emi.2016.46
- Azevedo-Santos VM, Pelicice FM, Lima-Junior DP, et al (2015) How to avoid fish introductions in Brazil: Education and information as alternatives. *Nat e Conserv* 13:123–132. doi: 10.1016/j.ncon.2015.06.002
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blackburn TM, Ewen JG (2016) Parasites as Drivers and Passengers of Human-Mediated Biological Invasions. *Ecohealth* 1–13. doi: 10.1007/s10393-015-1092-6
- Blakeslee AMH, Altman I, Miller a. W, et al (2012) Parasites and invasions: A biogeographic examination of parasites and hosts in native and introduced ranges. *J Biogeogr* 39:609–622. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02631.x
- Blakeslee AMH, Fowler AE, Keogh CL (2013) *Marine Invasions and Parasite Escape: Updates and New Perspectives*, 1st edn. Elsevier Ltd.
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological Synopsis of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Can Manuscr Rep Fish Aquat Sci* 27: 2884
- Carrete M, Edelaar P, Blas J, et al (2012) Don't neglect pre-establishment individual selection in deliberate introductions. *Trends Ecol Evol* 27:67–68. doi: 10.1016/j.tree.2011.11.011
- Chapple DG, Simmonds SM, Wong BBM (2012) Can behavioral and personality traits influence the success of unintentional species introductions? *Trends Ecol Evol* 27:57–62. doi: 10.1016/j.tree.2011.09.010
- Clavero M (2013) Biodiversity in heavily modified waterbodies : native and introduced fish in Iberian reservoirs Biodiversity in heavily modified waterbodies : native and introduced fish in Iberian reservoirs. doi: 10.1111/fwb.12120
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich I a., MacIsaac HJ (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol Lett* 7:721–733. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x
- Dunn AM (2009) Chapter 7 Parasites and Biological Invasions, 1st edn. Elsevier Ltd
- Dunn AM, Hatcher MJ (2015) Parasites and biological invasions: Parallels, interactions, and control. *Trends Parasitol* 31:189–199. doi: 10.1016/j.pt.2014.12.003
- Ellender BR, Weyl OLF (2014) A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquat Invasions* 9:117–132. doi: 10.3391/ai.2014.9.2.01

- Ferreira Mercuri EG, Jakubiak Kumata AY, Amaral EB, Simões Vitule JR (2016) Energy by Microbial Fuel Cells: Scientometric global synthesis and challenges. *Renew Sustain Energy Rev* 65:832–840. doi: 10.1016/j.rser.2016.06.050
- Frehse F de A, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016) Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biol Invasions*. doi: 10.1007/s10530-016-1260-9
- Froese, R, Pauly D. Editors (2016). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, Acessado em junho de 2016.
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M (2016) Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob Chang Biol* 22:151–163. doi: 10.1111/gcb.13004
- Garcia DAZ (2014) Biology of black bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) fifty years after the introduction in a small drainage of the Upper Paraná River basin, Brazil. *Biodiversitas, J Biol Divers* 15:180–185. doi: 10.13057/biodiv/d150209
- Gendron AD, Marcogliese DJ, Thomas M (2012) Invasive species are less parasitized than native competitors, but for how long? The case of the round goby in the Great Lakes-St. Lawrence Basin. *Biol Invasions* 14:367–384. doi: 10.1007/s10530-011-0083-y
- Gozlan RE (2008) Introduction of non-native freshwater fish: Is it all bad? *Fish Fish* 9:106–115. doi: 10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J Fish Biol* 76:751–786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Hatcher MJ, Dick JTA, Dunn AM (2012) Disease emergence and invasions. *Funct Ecol* 26:1275–1287. doi: 10.1111/j.1365-2435.2012.02031.x
- Hudson PL, Bowen C a (2002) First record of *Neoergasilus japonicus* (Poecilostomatoida: Ergasilidae), a parasitic copepod new to the Laurentian Great Lakes. *J Parasitol* 88:657–663. doi: 10.1645/0022-3395(2002)088[0657:FRONJP]2.0.CO;2
- Ishida K, Kubota T, Matsuda S, et al (2003) A human case of *Gnathostomiasis nipponica* confirmed indirectly by finding infective larvae in leftover largemouth bass meat. *J Parasitol* 89:407–409. doi: 10.1645/0022-3395(2003)089[0407:ahcogn]2.0.co;2
- Jackson D a (2002) Ecological Effects of *Micropterus* Introductions : the Dark Side of Black Bass. *Am Fish Soc Symp* 31:221–232.
- Johnson PTJ, Olden JD, Vander Zanden MJ (2008) Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front Ecol Environ* 6:357–363. doi: 10.1890/070156
- Lacerda ACF, Takemoto RM, Poulin R, Pavanelli GC (2013) Parasites of the fish *Cichla piquiti* (Cichlidae) in native and invaded Brazilian basins: Release not from the enemy, but from its effects. *Parasitol Res* 112:279–288. doi: 10.1007/s00436-012-3135-z
- Lafferty KD, Torchin ME, Kuris AM (2007) The geography of host and parasite invasions. *Biogeogr Host-Parasite Interact* 191–203.

- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol Evol* 20:223–228. doi: 10.1016/j.tree.2005.02.004
- Lockwood, JL, Hoopes, MF, Marchetti, MP (2007) *Invasion Ecology*. Blackwell, Malden.
- 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. *Invasive Species Spec Gr a Spec Gr Species Surviv Comm World Conserv Union* 12. doi: 10.1614/WT-04-126.1
- Lowry E, Rollinson EJ, Laybourn AJ, et al (2013) Biological invasions: A field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecol Evol* 3:182–196. doi: 10.1002/ece3.431
- Luque JL, Poulin R (2007) Metazoan parasite species richness in Neotropical fishes: hotspots and the geography of biodiversity. *Parasitology* 134:865–878. doi: 10.1017/S0031182007002272
- Lymbery AJ, Morine M, Kanani HG, et al (2014) Co-invaders: The effects of alien parasites on native hosts. *Int J Parasitol Parasites Wildl* 3:171–177. doi: 10.1016/j.ijppaw.2014.04.002
- MacLeod CJ, Paterson AM, Tompkins DM, Duncan RP (2010) Parasites lost - do invaders miss the boat or drown on arrival? *Ecol Lett* 13:516–527. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01446.x
- Muzzall PM, Gilliland MG (2004) Occurrence of acanthocephalans in largemouth bass and smallmouth bass (Centrarchidae) from Gull Lake, Michigan. *J Parasitol* 90:663–664. doi: 10.1645/GE-3308RN
- Nakagawa BK (2016) *Biologia populacional do predador invasor Micropterus salmoides (Lacépède, 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e recaptura*. Dissertação, Universidade Federal do Paraná.
- Peeler EJ, Oidtmann BC, Midtlyng PJ, et al (2011) Non-native aquatic animal introductions have driven disease emergence in Europe. *Biol Invasions* 13:1291–1303. doi: 10.1007/s10530-010-9890-9
- Poulin R (1992) Determinants of host-specificity in parasites of freshwater fishes. *Int J Parasitol* 22:753–758. doi: 10.1016/0020-7519(92)90124-4
- Poulin R, Paterson RA, Townsend CR, et al (2011) Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshw Biol* 56:676–688. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02425.x
- Prenter J, MacNeil C, Dick JT a, Dunn AM (2004) Roles of parasites in animal invasions. *Trends Ecol Evol* 19:385–390. doi: 10.1016/j.tree.2004.05.002
- Price PW, Westoby M, Rice B, et al (1986) Parasite Mediation in Ecological Interactions. *Annu Rev Ecol Syst* 17:487–505. doi: 10.1146/annurev.es.17.110186.002415
- Prior KM, Powell THQ, Joseph AL, Hellmann JJ (2015) Insights from community ecology into the role of enemy release in causing invasion success: the importance of native enemy effects. *Biol Invasions* 17:1283–1297. doi: 10.1007/s10530-014-0800-4

- Ribeiro VM, Braga RR, Abilhoa V, Vitule JRS (2015) Evaluation of three capture techniques for invasive *Micropterus salmoides* (Lacapède, 1802) in a Neotropical reservoir: Implications for population control and management. *J Appl Ichthyol* 31:1127–1129. doi: 10.1111/jai.12904
- Ricciardi A, Cohen J (2007) The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biol Invasions* 9:309–315. doi: 10.1007/s10530-006-9034-4
- Roche DG, Leung B, Mendoza Franco EF, Torchin ME (2010) Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *Int J Parasitol* 40:1525–1530. doi: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007
- Rockström J, Steffen WL, Noone K, et al (2009) Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. doi: 10.1038/461472a
- Roman J, Darling JA (2007) Paradox lost : genetic diversity and the success of aquatic invasions. doi: 10.1016/j.tree.2007.07.002
- Roy HE, Handley LJJ, Schönrogge K, et al (2011) Can the enemy release hypothesis explain the success of invasive alien predators and parasitoids? *BioControl* 56:451–468. doi: 10.1007/s10526-011-9349-7
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Braz J Biol* 65:363–369. doi: 10.1590/S1519-69842005000200021
- Serge Morand and Boris R. Krasnov (2010) The Biogeography of Host–Parasite Interactions. Oxford Univ Press 61:288. doi: 10.1525/bio.2011.61.11.12
- Sheath DJ, Williams CF, Reading AJ, Robert Britton J (2015) Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biol Invasions* 17:2235–2246. doi: 10.1007/s10530-015-0857-8
- Simberloff D, Vitule JRS (2014) A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos* 123:408–413. doi: 10.1111/j.1600-0706.2013.01228.x
- Soulé M (1990) The Onslaught of Alien Species, and Other Challenges in the Coming Decades*. *Conserv Biol* 4:233–239. doi: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00283.x
- Steinauer ML, Parham JE, Nickol BB (2006) Geographic analysis of host use, development, and habitat use of an acanthocephalan species, *Leptorhynchoides thecatus*. *J Parasitol* 92:464–472. doi: 10.1645/GE-708R.1
- Takemoto RM, Pavanelli GC, Lizama MAP, et al (2005) Host population density as the major determinant of endoparasite species richness in floodplain fishes of the upper Paraná River, Brazil. *J Helminthol* 79:75–84. doi: 10.1079/JOH2004264
- Taraschewski H (2006) Hosts and parasites as aliens. *J Helminthol* 80:99–128. doi: 10.1079/JOH2006364
- Tavakol S, Smit WJ, Sara JR, et al (2015) Distribution of *Contraecaecum* (Nematoda : Anisakidae) larvae in freshwater fish from the northern regions of South Africa. *African Zool*. doi: 10.1080/15627020.2015.1052302

- Torchin ME, Lafferty KD, Dobson AP, et al (2003) Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421:628–630. doi: 10.1038/nature01346
- Torchin ME, Mitchell CE (2004) Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Front Ecol Environ* 2:183–190. doi: 10.1890/1540-9295(2004)002[0183:PPAIBP]2.0.CO;2
- Valduga MO, Zenni RD, Vitule JRS (2016) Ecological impacts of non-native tree species plantations are broad and heterogeneous: a review of Brazilian research. *An Acad Bras Cienc* 1–14.
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish Fish* 10:98–108. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x
- Wells K, O’Hara RB, Morand S, et al (2015) The importance of parasite geography and spillover effects for global patterns of host-parasite associations in two invasive species. *Divers Distrib* 21:477–486. doi: 10.1111/ddi.12297
- Young HS, Parker IM, Gilbert GS, et al (2016) Introduced Species, Disease Ecology, and Biodiversity–Disease Relationships. *Trends Ecol Evol* xx:1–14. doi: 10.1016/j.tree.2016.09.008

CAPÍTULO I

REVISÃO COMPARATIVA DE METAZOÁRIOS PARASITOS DE *MICROPTERUS SALMOIDES* (LACÉPÈDE 1802) (PERCIFOMES, CENTRARCHIDAE) EM LOCAIS ONDE A ESPÉCIE É NATIVA E ONDE FOI INTRODUZIDA

Ana Paula Lula Costa^{1*}, Ricardo Massato Takemoto², Jean Ricardo Simões Vitule³

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

² Laboratório de Ictioparasitologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil.

³ Laboratório de ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

*Autor para correspondência: anapaulalula@gmail.com,

RESUMO

Dentre os impactos causados por espécies invasoras, cointrodução e *spillback* parasitário estão entre os menos estudados, apesar do alto risco de patogenicidade e doenças emergentes ao ecossistema nativo. Além disso, estudos que relacionam hipóteses como o escape do inimigo não possuem padrão de amostragem entre os locais nativos e introduzidos, o que gera incerteza quanto às implicações da teoria no sucesso de invasão. Com isso, este estudo objetivou revisar a literatura da fauna de metazoários parasitos de *Micropterus salmoides* a fim de comparar informações cienciométricas, de riqueza e composição de parasitos entre as regiões nativa e introduzida do hospedeiro. Com base na revisão sistematizada sobre o tema observou-se que ambientes nativos possuem o dobro de estudos sobre metazoários parasitos de *M. salmoides* do que ambientes que este foi introduzido, além da maioria dos estudos tem como objetivo analisar uma espécie ou grupo de parasito em específico. O viés de estudos interfere diretamente no número de parasitos em cada região e, portanto no aparente escape do inimigo sofrido pelo hospedeiro. Entretanto, a riqueza de espécies nas duas regiões apresentou baixa similaridade e pouca relação com a distância geográfica da região nativa, o que demonstra possíveis aquisições de parasitos nos ambientes introduzidos. Além de ressaltar fatores como a pressão de propágulo e força do vetor na composição da comunidade parasitária de *M. salmoides*. Esta revisão realça a necessidade de novas pesquisas que envolvam a interação parasito-hospedeiro de *M. salmoides* com a comunidade parasitária dos diversos ecossistemas em que este foi introduzido, atentando para possíveis ações de mitigação, controle e manejo da invasão de *M. salmoides* e sua fauna parasitária.

PALAVRAS-CHAVE: revisão sistematizada, *blackbass*, invasão, cointrodução, ictioparasitologia

INTRODUÇÃO

Biologia da invasão, área que estuda a introdução de espécies e seus impactos ambientais, sociais e econômicos pelo globo, teve destaque na área de Ecologia e Conservação a partir da década de 1980, embora tenha despertado o interesse de estudiosos desde o começo da ciência moderna, no século XVI (Simberloff e Rejmanek 2011). A maioria dos estudos acerca do tema tem focado nas diferentes teorias que procuram explicar as consequências da invasão de espécies, grande parte sendo sobre a invasão de plantas e animais de vida livre, principalmente em ambiente terrestre, sendo que parasitos e patógenos compõem uma pequena parcela das pesquisas atuais (Lowry et al. 2013), especialmente no Brasil (Frehse et al. 2016).

Apesar do pequeno número de estudos avaliando as interações parasita-hospedeiro, sabe-se que a introdução de parasitos pode causar sérios impactos, tanto ecológicos quanto econômicos e sociais (Torchin et al. 2003; Prenter et al. 2004; Gozlan et al. 2010; Dunn e Hatcher 2015). Um parasito pode influenciar no sucesso da invasão do hospedeiro, como no caso do *spillback*, que configura o hospedeiro introduzido como reservatório de parasitos nativos, aumentando a vantagem competitiva do hospedeiro. Ou pode também ser causador de impactos por si só, como no caso do *spillover*, ou seja, a infecção de parasitos introduzidos nas espécies nativas (Hatcher et al. 2012; Lymbery et al. 2014; Blackburn e Ewen 2016).

O conhecimento da variação da comunidade componente de parasitos de uma espécie não-nativa entre os diversos ambientes aos quais ela foi introduzida é essencial para se entender quais padrões configuram a distribuição da fauna parasitária na espécie. Além de relacionar os parasitos mais amplamente distribuídos com as características que regem a adaptação a novos ambientes (Morand e Krasnov 2010; Poulin 2011; Wells et al. 2015). No geral, parasitos generalistas tem uma maior chance de sucesso de introdução se comparados a parasitos especialistas, pois tendem a ser mais resistentes à mudanças ambientais e melhores competidores em relação a outros parasitos nativos (Lafferty et al. 2010; Poulin et al. 2011; Roy et al. 2011). O ciclo de vida da espécie de parasito também exerce influência em seu estabelecimento, já que parasitos monoxênicos tem maior facilidade de adaptação que parasitos com ciclo de vida complexo (Blackburn e Ewen 2016).

Apesar da introdução de novos parasitos causar um aumento na biodiversidade do novo ambiente, a maior resistência dos parasitos com sucesso em sua introdução pode aumentar a competição e levar à extirpação de espécies raras de parasitos nativos. Isto acarretaria no processo de homogeneização da fauna parasitária do local, potencializando-a

em nível global. Este fato pode gerar o aumento da abundância e prevalência de um parasito em específico, aumentando sua patogenicidade em espécies nativas (Peeler et al. 2011; Al-Shorbaji et al. 2016).

A distribuição de parasitos de uma espécie é diretamente relacionada a fatores biogeográficos, como latitude, tamanho da massa terrestre (continente ou ilha) e distância entre populações de hospedeiros. Porém, quando é relacionado a introdução biológica à distribuição da comunidade parasitária de uma espécie, os fatores são sobrepostos por ações antrópicas de transporte, que influencia na presença ou ausência de um parasito (Lafferty et al. 2010). Além disso, introduções em ambientes terrestres e aquáticos também apresentam diferentes fatores em relação à reintrodução parasitária, já que grande parte das introduções aquáticas é feita por indivíduos em sua forma juvenil ou larval, com menor carga parasitária (Morand e Krasnov, 2010).

Adicionalmente, o padrão geral de escape de parasitos no novo ambiente pode ser visto muitas vezes como mediador de invasão, uma vez que a não introdução de parasitos e patógenos no novo ambiente juntamente com o hospedeiro introduzido é uma vantagem para a espécie ao ser introduzida (Colautti et al. 2004). A hipótese do escape do inimigo dita que a ausência de inimigos (*i.e* parasitos, predadores, competidores) no local introduzido é um dos fatores do sucesso de invasão (Heger e Jeschke 2014). Entretanto, poucos são os estudos que confirmam a real influência da diminuição da riqueza da comunidade parasitária no sucesso de estabelecimento e invasão do hospedeiro. Além disso, há ainda diversas contradições quanto aos fatores que influenciam o escape parasitário, como por exemplo, o que é mais frequente, a não introdução parasitária ou o não estabelecimento do parasito no novo ambiente devido a filtros ambientais (Lafferty et al. 2010; MacLeod et al. 2010; Prior et al. 2015). Estudos que visam entender possíveis padrões de introdução ou aquisição de parasitos, assim como a sua influência na invasão de seu hospedeiro observam tanto o escape de parasitos quanto troca parasitárias entre hospedeiros nativos e introduzidos (*i.e*. Sheath et al. 2015; Wells et al. 2015).

Neste sentido o peixe predador invasor *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802), pode ser considerado um excelente organismo modelo para medição do escape parasitário e sua influência na invasão da espécie, uma vez que esta espécie possui ampla distribuição, devido à sua introdução generalizada para pesca esportiva, fato que associado às suas características biológicas (*e.g.* topo de cadeia trófica, alimentação onívora, criação de ninhos, cuidado parental), proporcionou sua classificação como uma das cem piores espécies introduzidas do mundo em relação a impactos ecológicos (Lowe et al. 2000; Brown et al.

2009). É sabido que sua fauna parasitária é bastante vasta e diversa, entretanto, a mudança na composição parasitária entre os ambientes nativos e os ambientes no qual este hospedeiro foi introduzido é pouco conhecida, tanto no âmbito do escape parasitário quanto de possíveis novas infecções em ambientes introduzidos (Hoffman 1999). Esse fator provavelmente faz com que os reais impactos desta espécie de peixe sejam subestimados nos ambientes em que foi introduzida. Assim, estudar e focar em tais dados faltantes poderiam gerar informações para propiciar ações mitigatórias e de manejo eficientes.

Desta maneira, revisões da literatura constituem uma excelente ferramenta, uma vez que concatenam informações múltiplas, desconexas e distantes, o que sintetiza e exalta padrões globais mascarados em estudos regionais. Além de ressaltar lacunas sobre o tema e direcionar possíveis novos estudos. Dentre os diversos métodos de síntese da literatura, a revisão sistematizada identifica os principais estudos encontrados sobre um tema específico por meio de um rigoroso protocolo, o que diminui os possíveis vieses da busca sem métodos standard (Lowry et al. 2013; Mercuri et al. 2016; Valduga et al. 2016).

Portanto, por meio da revisão sistematizada dos estudos que avaliaram a fauna de parasitos metazoários do peixe *M. salmoides*, procurou-se responder às seguintes perguntas cienciométricas, usando como comparação básica a diferença de estudos entre a região nativa e a região em que o hospedeiro foi introduzido: I) Qual é o principal foco dos estudos de metazoários parasitos de *M. salmoides*? II) Quais ecossistemas são mais abordados? III) Quais países apresentaram estudos sobre o tema? IV) Qual a diferença temporal dos estudos? V) Existe diferença na quantidade de estudos na região nativa e na região em que *M. salmoides* foi introduzido? VI) O número de espécies registradas em cada região é influenciado pelo número de estudos? A revisão sistematizada foi complementada com uma busca intensiva sobre metazoários de *M. salmoides* a fim de concatenar o maior número possível de espécies registradas para este hospedeiro e responder as seguintes perguntas sobre a diferença da riqueza parasitária entre as regiões nativas e introduzidas: I) Como é distribuída a fauna metazoária de *M. salmoides* entre as regiões zoogeográficas? II) Qual a proporção de espécies de parasitos de *M. salmoides* compartilhadas entre as comunidades componentes nativas e não nativas? III) Quais as espécies de parasitos com maior número de registros para *M. salmoides*?

METODOLOGIA

Revisão da literatura e critérios para a seleção dos estudos

A busca de artigos foi realizada utilizando duas metodologias: revisão sistematizada e busca intensiva. A revisão sistematizada consistiu na busca replicável e com método padronizado em base de dados previamente selecionadas e critérios específicos de busca, os quais resultaram em uma amostra aleatória da literatura total sobre o tema em questão. A revisão intensiva teve como objetivo complementar a revisão sistematizada para concatenar a maior quantidade de estudos possíveis sobre o tema em análise (Lowry et al. 2013). A revisão sistematizada foi realizada através das bases de dados do *ISI Web of Science* e *Scopus*. Para isso as seguintes palavras-chave foram utilizadas na opção tópico: (parasit* OR metazoan OR helmint* OR infection) AND (“*Micropterus salmoides*” OR *Micropterus* OR “largemouthbass” OR “black bass” OR Centrarchidae). O período de tempo selecionado foi para todos os anos e a busca foi finalizada em junho de 2016. No mês seguinte foi realizada a busca intensiva de artigos no *Google Scholar*, utilizando para tal, combinações aleatórias das palavras-chave usadas na busca sistematizada bem como estudos constantes nas referências dos artigos encontrados na revisão.

Em ambas as metodologias de busca somente artigos que apresentaram o registro de metazoários parasitos de *M. salmoides* foram selecionados. Artigos experimentais que realizaram infecção induzida e artigos que não chegaram até o nível de gênero do parasito não foram usados nas análises. Além disso, foi assumido o critério de que cada registro de gênero (*e.g. Contracaecum* sp.) seria equivalente a presença de apenas uma espécie no estudo, já que alguns estudos apresentaram somente o gênero dos parasitos, não chegando ao nível de espécie. Nem todos os registros possuíam dados de abundância e prevalência, portanto estes fatores não foram compilados.

Os artigos resultantes da busca foram classificados de acordo com os seguintes critérios:

1. *Região nativa e introduzida*: os estudos foram separados quanto à origem do hospedeiro em relação a sua distribuição natural, denominada região nativa, e sua distribuição artificial, realizada por meio antrópico, denominada região introduzida. Esta divisão serviu como base geral analítica primária para todas as análises subsequentes, a fim de avaliar a diferença temporal entre o número de estudos, além da relação da introdução entre as diversas regiões e focos de estudos e qual a riqueza e composição de parasitos nas duas regiões.
2. *Foco do estudo*: os estudos foram separados quanto ao seu principal objetivo e classificados em três categorias:

- 2.1. Parasito-específico: estudos que focam na ocorrência ou em impactos gerados por uma espécie de parasito ou por um grupo parasitário (e.g. Digenea, Cestoda, Nematoda) no *M. salmoides*;
 - 2.2. Ecossistema-específico: estudos que objetivaram analisar a fauna parasitária de várias espécies de peixes em um ecossistema em específico;
 - 2.3. Hospedeiro-específico: estudos com foco exclusivo na fauna parasitária de *M. salmoides*.
3. *Distribuição global e local de amostragem de cada estudo:*
- 3.1. Ecossistema: os ecossistemas foram classificados em sistemas de mananciais, rio, lago, reservatório e viveiro; com o objetivo de avaliar quais os principais locais analisados;
 - 3.2. Países: os estudos foram separados de acordo com suas configurações geopolíticas, com o objetivo de analisar quais regiões possuem inventários incompletos;
 - 3.3. Regiões zoogeográficas: os estudos foram agrupados conforme as regiões zoogeográficas atualizadas por Holt et al. (2013), com o objetivo de analisar a diferença da riqueza de espécies encontradas em cada região. Neste caso foi usada a separação dos 11 reinos geográficos, sendo: Paleártico, Neoártico, Neotropical, Panamenho, Saharo-arábico, Afrotropical, Madasquenho, Sino-japonês, Oriental, Oceânico e Australiano.

Análise da riqueza de metazoários parasitos de M. salmoides

O teste de correlação de Pearson foi realizado a fim de analisar se o esforço amostral, *i.e.* número de peixes analisados por estudo, foi relacionado com a riqueza de parasitos, uma vez que a quantidade de amostras pode influenciar o número de parasitos encontrados (Luque e Poulin, 2007). O teste Kruskal-Wallis entre objetivo e a riqueza de cada estudo, a fim de testar se o objetivo influencia mais que o esforço amostral na riqueza encontrada por estudo (Zar, 2010). O índice de similaridade de Jaccard foi calculado entre a riqueza de espécies de parasitos nos ambientes nativo e introduzido, a fim de verificar a porcentagem de semelhança na composição de espécies por grupo de parasitos (Nering e Von Zuben, 2010). Esses testes foram realizados a partir dos dados da revisão de busca intensiva, com base no software *Statistica*.

Uma curva de acumulação e a análise de extrapolação Jackknife da riqueza de espécies foram realizadas a partir da matriz de presença e ausência das espécies de

metazoários parasitos encontrados na região nativa de *M. salmoides* e onde este foi introduzido. Os valores da média e desvio padrão da riqueza de parasitos foram utilizados com o objetivo de analisar se a diferença na riqueza de parasitos, entre as regiões nativa e introduzida, poderia ser justificada pelo número de estudos. Por ter como base uma análise cienciométrica, a curva e a análise de extrapolação foram realizadas com os estudos encontrados na revisão sistematizada (Magurran, 2011). As análises foram realizadas pelo pacote “vegan” no R (Oksanen et al. 2007).

RESULTADOS

Ao todo 199 artigos foram encontrados na base de dados *ISI Web of Science* e 224 no *Scopus*. A maioria dos artigos encontrados nas diferentes bases foram duplicatas, o que resultou em 46 artigos relacionados à fauna de metazoários parasitos de *M. salmoides*. Quando adicionados os estudos compilados pelo *Google Scholar*, um total de 54 artigos foram analisados. A figura 1 apresenta o fluxograma das etapas de exclusão de cada estudo segundo os critérios selecionados.

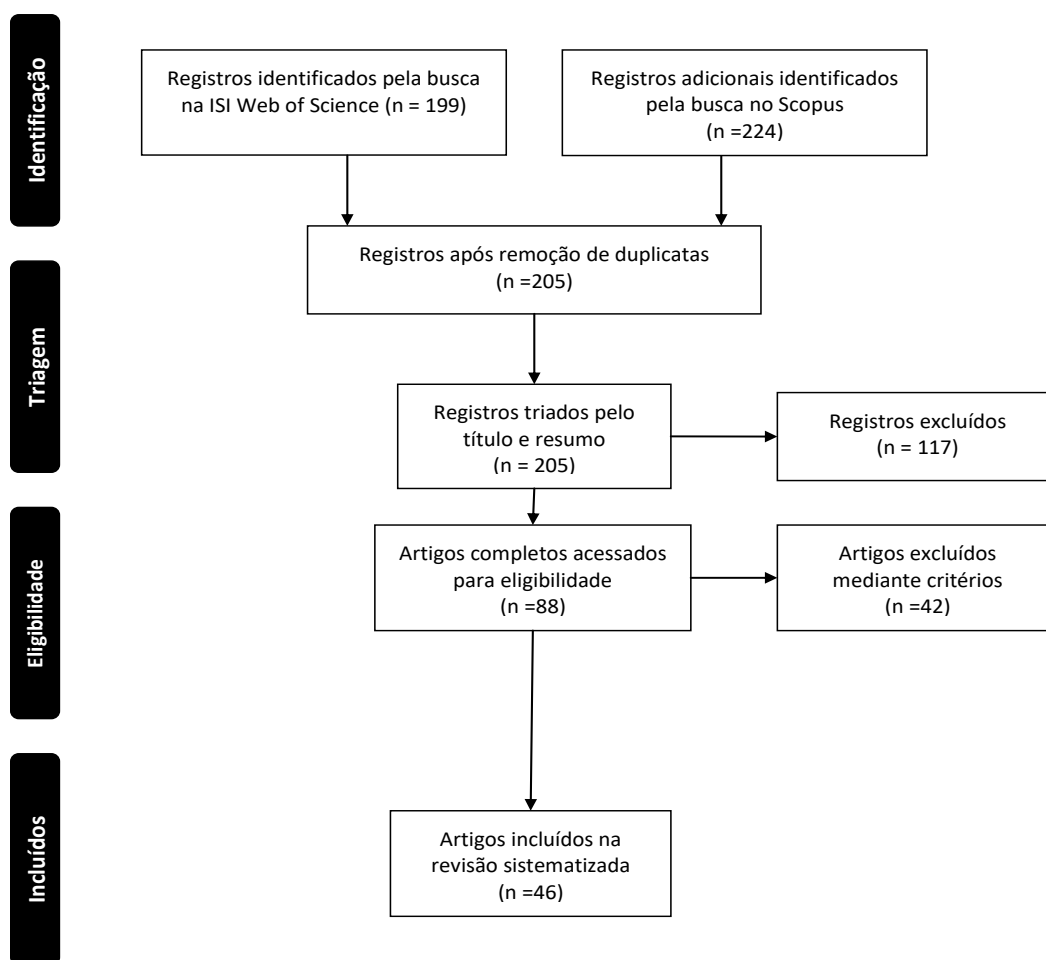


Figura 1: Fluxograma representando as etapas da revisão sistemática para seleção dos artigos, modificado de Moher et al. (2009).

Análise cienciométrica

A maior parte dos estudos analisados foi realizada dentro da extensão nativa da espécie (n=31), em relação à região introduzida (n=15). Quando analisado a diferença temporal do ano de publicação, houve um aumento no número de artigos nas regiões introduzidas após 1990, além de uma tendência a diminuição de artigos nas regiões nativas após esta data (Figura 2).

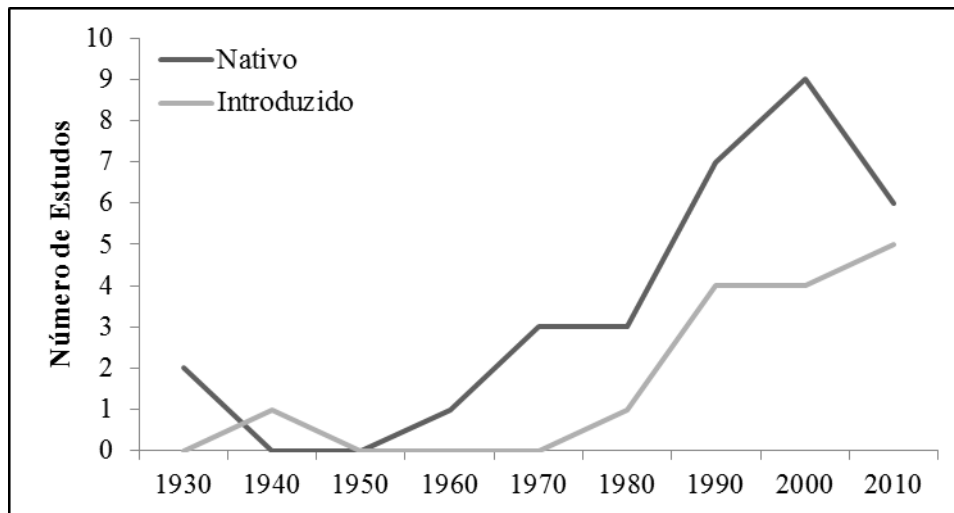


Figura 2: Número de estudos realizados na região nativa e na região que *M. salmoides* foi introduzido, analisados quanto ao ano de publicação. Cinza escuro: número de estudos com registro na região nativa de *M. salmoides*; cinza claro: número de estudos com registro na região que *M. salmoides* foi introduzido.

O maior número de estudos teve como objetivo analisar a presença ou impacto de um parasito, especialmente estudos realizados na região nativa do hospedeiro (Figura 3). Já em relação ao tipo de ecossistema amostrado, o lacustre prevaleceu nos estudos, seguido por reservatório e rio, tanto na região nativa quanto na introduzida, porém observa-se que em ambientes introduzidos o número de estudos em rios é claramente discrepante aos estudos em regiões nativas. Somente duas pesquisas foram realizadas com peixes provenientes de viveiros (Figura 4).

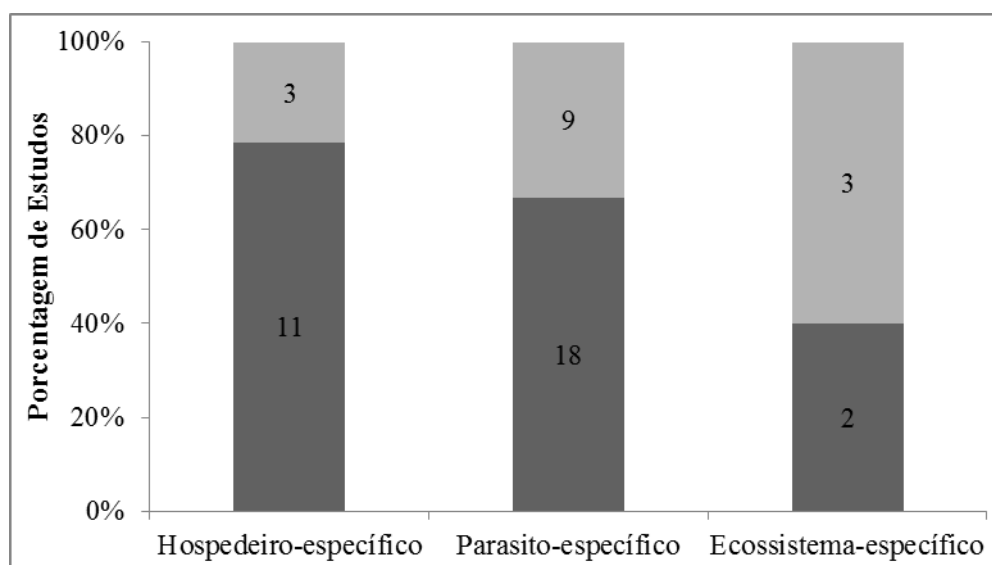


Figura 3: Porcentagem de estudos realizados na região nativa e na região que *M. salmoides* foi introduzido, analisados quanto ao seu objetivo geral. Cinza escuro:

número de estudos com registro na região nativa de *M. salmoides*; cinza claro: número de estudos com registro na região que *M. salmoides* foi introduzido.

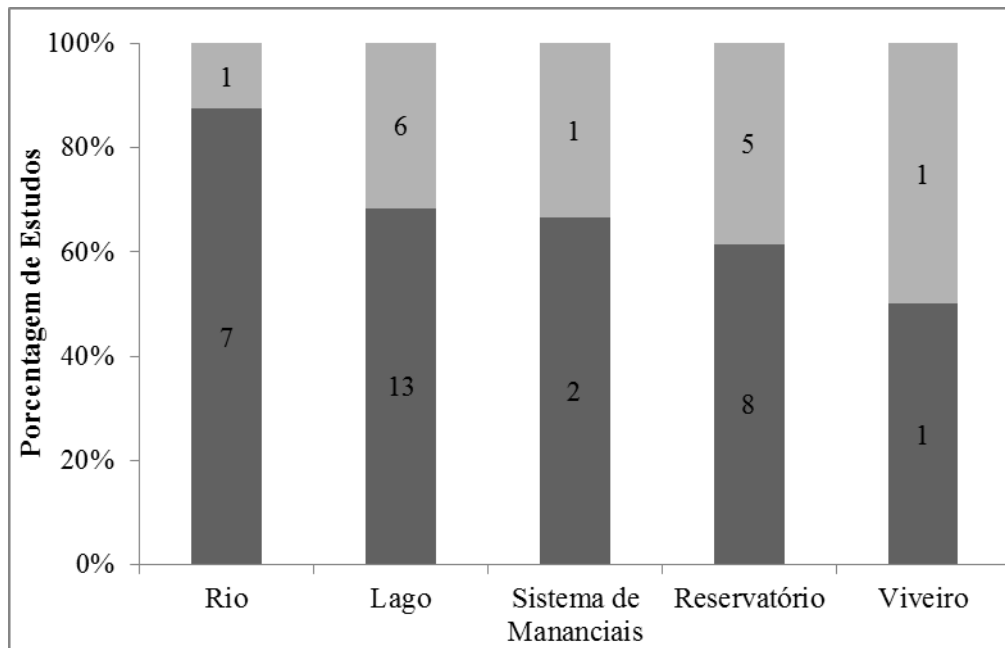


Figura 4: Porcentagem de estudos realizados na região nativa e na região que *M. salmoides* foi introduzido, analisados quanto ao ecossistema amostrado em cada estudo. Cinza escuro: número de estudos com registro na região nativa de *M. salmoides*; cinza claro: número de estudos com registro na região que *M. salmoides* foi introduzido.

Considerando os países onde os estudos foram realizados, verificou-se que os Estados Unidos, por corresponder à área de distribuição nativa do *black bass*, apresentou o maior número de estudos, registrando um número bastante discrepante se comparado aos demais países analisados (Figura 5). No total, 8 países apresentaram estudos sobre a fauna parasitária de *M. salmoides*, sendo Estados Unidos com 33 estudos, África do Sul e Quênia com três cada, México e Japão com dois cada, Canadá, Porto Rico e Cuba, com somente um estudo cada (Figura 5).

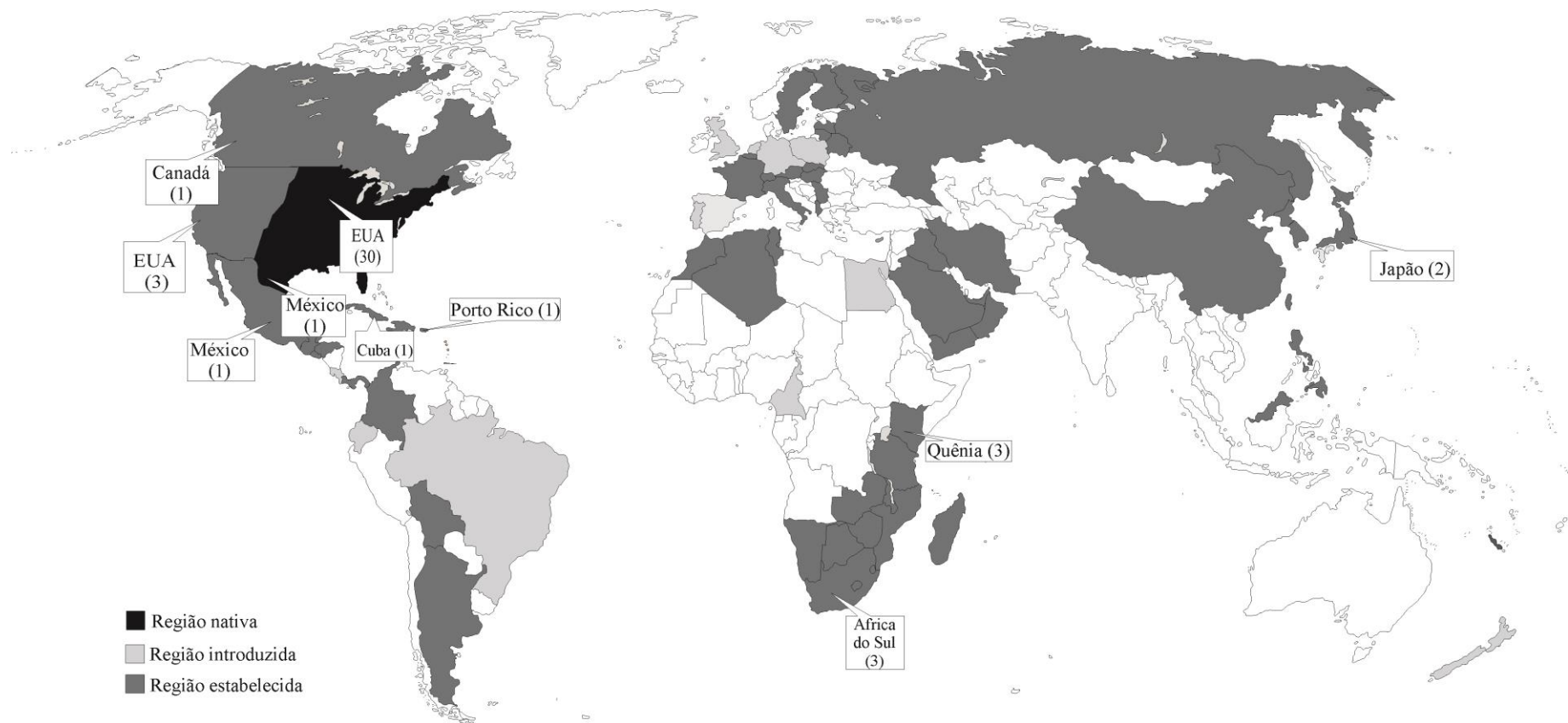


Figura 5: Número de estudos amostrados na região nativa e nas regiões em que o *M. salmoides* foi introduzido. Preto: área nativa da espécie; cinza claro: área em que a espécie foi introduzida, mas ainda faltam dados que confirmem o seu estabelecimento; cinza escuro: áreas em que a espécie já está estabelecida. Os dados foram retirados do FishBase (Froese e Pauly, 2016).

Análise da riqueza de espécies de metazoários parasitos de *M. salmoides*

Ao todo, foram registrados 95 táxons de parasitos, para o hospedeiro *M. salmoides*. A correlação de Pearson entre o esforço amostral de cada estudo e sua riqueza de parasitos não foi significativa ($r = -0.0131$, $gl = 42$, $P = 0.93$), contudo a diferença na riqueza parasitária entre o objetivo de cada pesquisa se mostrou significativa ($H = 26.002$, $P < 0.01$). Portanto o objetivo de cada estudo interfere mais na riqueza de parasitos do que o esforço amostral dispendido. No caso, estudos que focaram na fauna parasitária de *M. salmoides* registraram uma riqueza muito maior que os estudos sobre um ecossistema ou sobre um grupo de espécie de parasitos de *M. salmoides* em específico.

As curvas de acumulação entre a riqueza de parasitos metazoários na região nativa e em ambientes introduzidos e o número de estudos em cada local mostrou uma tendência de baixa riqueza na comunidade de metazoários de *M. salmoides* em ambientes introduzidos em relação à região nativa, quando relacionado à extrapolação Jackknife (região nativa, $jack1 = 121,6$; $jack2 = 14,1$; região introduzida, $jack1 = 48,5$; $jack2 = 8,2$) (Figura 6).

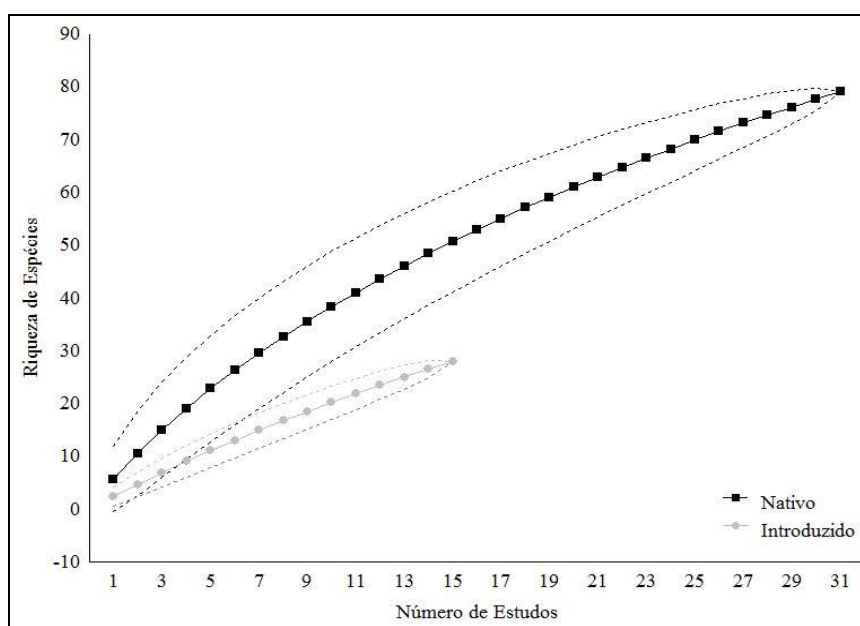


Figura 6: Curva de acumulação da riqueza de espécies de metazoário parasitos de *M. salmoides* registrados na região nativa (extrapolação $jack1 = 121,6$) e na região em que *M. salmoides* foi introduzido (extrapolação $jack1 = 48,5$). Nativo: número de espécies na região nativa por número de estudos; introduzido: número de espécies registradas na região introduzida por número de estudos.

A riqueza de metazoários parasitos de *M. salmoides* contemplada pela busca sistematizada e complementada com a intensiva foi agrupada entre os reinos zoogeográficos, de acordo com a região de coleta de cada estudo. Desta forma, foi possível observar uma tendência quanto à diminuição da riqueza conforme o aumento da distância zoogeográfica em relação ao reino onde *M. salmoides* é nativo (Neoártica) (Figura 7).

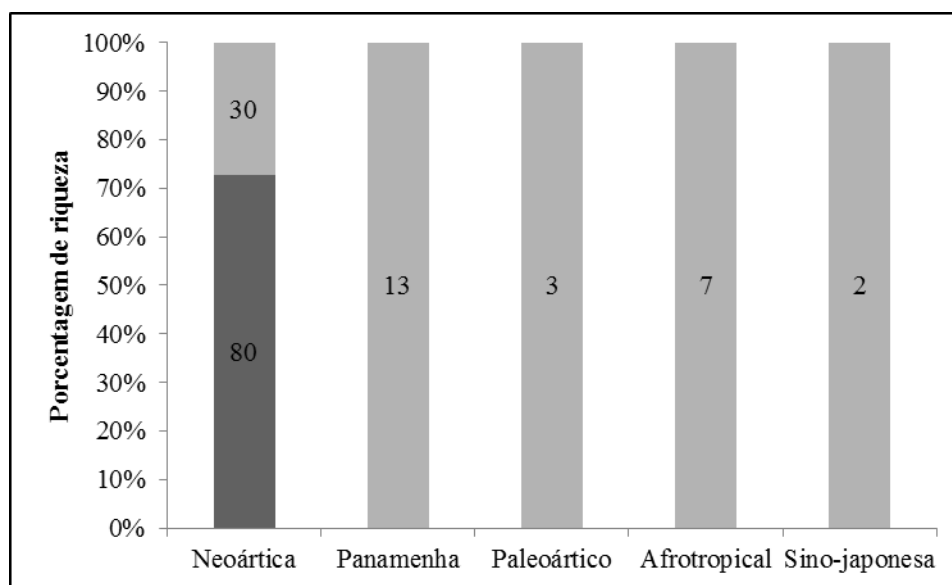


Figura 7: Porcentagem da riqueza de espécies de metazoário parasitos de *M. salmoides* registrados na região nativa e na região que *M. salmoides* foi introduzido, analisado de acordo com às regiões zoogeográficas amostradas em cada estudo. As regiões foram ordenadas segundo a distância do local nativo (Baseado em Holt *et al.*, 2013). Cinza escuro: número de estudos com registro na região nativa de *M. salmoides*; cinza claro: número de estudos com registro na região que *M. salmoides* foi introduzido.

Em relação à composição da comunidade parasitária, 10 grupos foram registrados, entre os ambientes nativos e introduzidos, sendo eles Digenea, Monogenea, Cestoda Nematoda, Acantocephala, Copepoda, Hirudinea, Branchiura, Glochidia e Anellida. Dentre os grupos, somente Hirudinea, Branchiurum, Glochidia e Annelida não apresentaram espécies comuns entre os dois ambientes (Tabela 1). Este fato deve-se à presença das espécies de cada grupo em apenas um dos ambientes estudados (nativo ou introduzido). Para os demais grupos, o índice de Jaccard apresentou similaridade de 14,81% em Digenea e 55,56% em Monogenea, demonstrando que há diferença entre as espécies de cada grupo de parasitos nos ambientes nativo e introduzido (Tabela 1). É possível ver também, na figura 8, quais foram às espécies com mais registro, ou seja,

mais estudos que identificaram a espécie de parasito no *M. salmoides*, tanto na região nativa quanto na introduzida.

Tabela 1: Número total de espécies registradas nos estudos analisados separados por grupo de parasitos e por ambiente nativo e introduzido. N = número total de espécies registradas por grupo de parasito; Nativo = número de espécies registradas na região nativa de *M. salmoides*; Introduzido = número de espécies registradas na região em que *M. salmoides* foi introduzido; Jaccard = resultado do índice de similaridade por grupo de parasito registrado expresso em porcentagem.

| Grupo | N | Tipo de ambiente | | Jaccard |
|---------------|----|------------------|-------------|---------|
| | | Nativo | Introduzido | |
| Digenea | 27 | 23 | 8 | 14,8% |
| Monogenea | 18 | 16 | 12 | 55,6% |
| Nematoda | 18 | 16 | 8 | 33,3% |
| Cestoda | 8 | 7 | 4 | 37,5% |
| Copepoda | 8 | 6 | 2 | 25% |
| Acantocephala | 7 | 5 | 4 | 28,6% |
| Anellida | 2 | 2 | 0 | 0% |
| Branchiurum | 2 | 2 | 0 | 0% |
| Glochidia | 2 | 0 | 2 | 0% |
| Hirudinea | 2 | 0 | 2 | 0% |

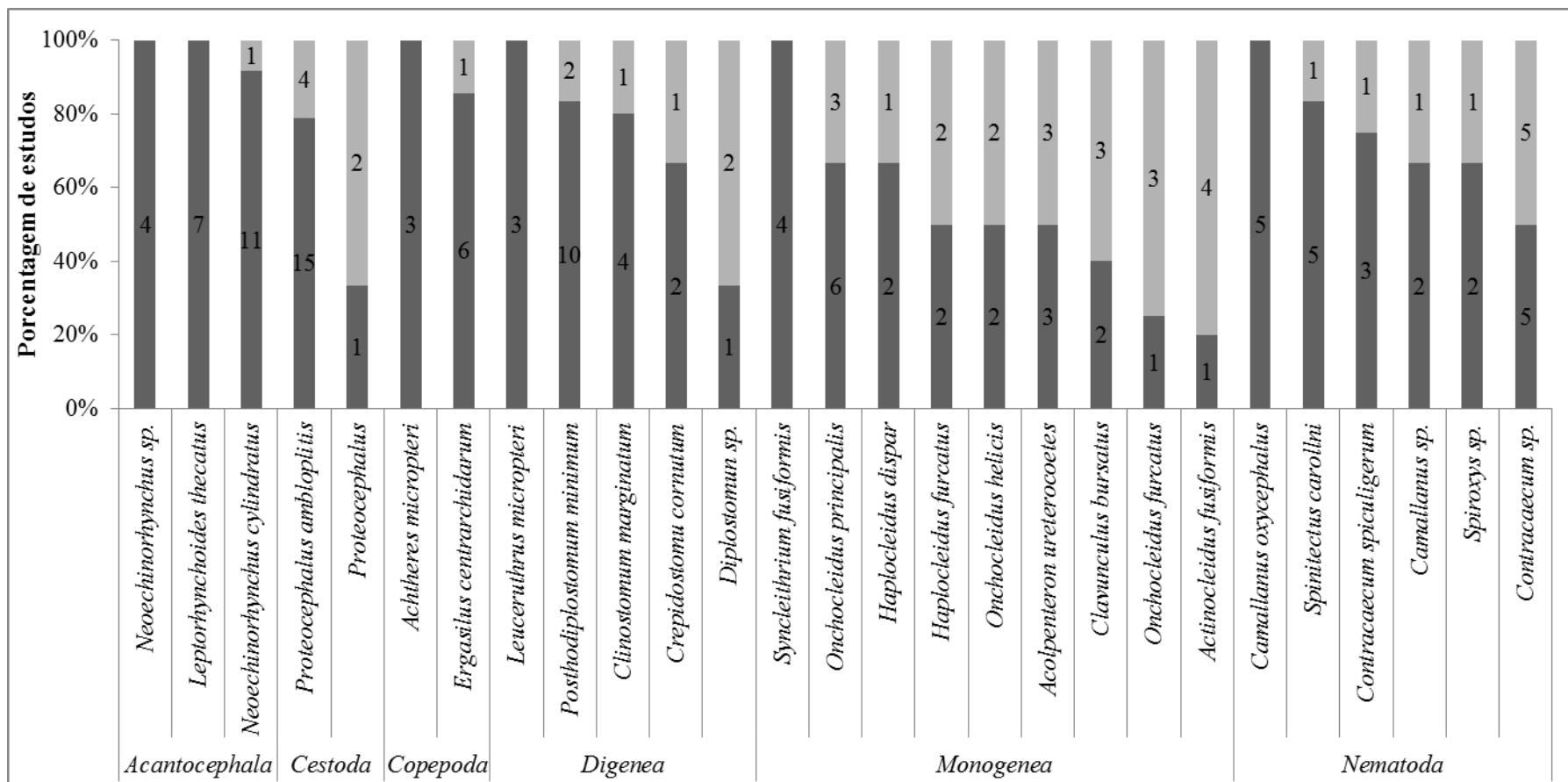


Figura 8: Espécies de metazoário parasito de *M. salmoides* com registro em três estudos ou mais, coletados pela revisão sistematizada+intensiva. Cinza escuro: número de estudos com registro na região nativa de *M. salmoides*; cinza claro: número de estudos com registro na região que *M. salmoides* foi introduzido.

DISCUSSÃO

A revisão da riqueza de metazoários parasitos de *M. salmoides* evidenciou tanto a ocorrência do escape do inimigo quanto de *spillback* parasitário, *i.e.* infecção por parasitos nativos em hospedeiros introduzidos. Uma vez que houve diferença no número de espécies e na composição de cada grupo parasitário entre a região nativa do hospedeiro e os ambientes onde este foi introduzido. Além disso os ambientes introduzidos mais próximos da região nativa da espécie apresentaram maior riqueza de espécies entre as regiões introduzidas, porém conforme a distância da região nativa aumentou este padrão não foi observado, o que mostra que outros fatores, que não biogeográficos, influenciam na riqueza de espécies (Lafferty et al. 2010).

A espécie *Micropterus salmoides* é conhecida pelo seu alto grau de invasibilidade (Lowe et al. 2000) e muitos fatores contribuem para seu sucesso mundial de invasão, porém este estudo demonstra que pouco ainda é sabido sobre o papel da sua fauna parasitária neste processo. A invasão mediada pelo parasitismo possui várias facetas, que vai desde o escape do inimigo até o *spillover* e *spillback* parasitário, que podem tanto facilitar quanto prejudicar o processo de introdução.

Houve mais estudos sobre a comunidade de parasitos de *M. salmoides* em sua região nativa do que na introduzida, o que realça o viés cienciométrico quanto ao número de estudos, que é maior na região nativa da espécie introduzida. Este padrão é constantemente presente em estudos relacionados à introdução de espécies (Colautti et al. 2004; Bellard e Jeschke 2016; Frehse et al. 2016). Porém quando analisado a dinâmica temporal dos estudos, um processo de mudança pode ser observado, já que há um aumento quanto aos estudos parasitários de *M. salmoides* nos ambientes introduzidos.

Contudo, o fato de um maior número de estudos se atentarem principalmente a análise de uma espécie ou grupo de parasito em específico, mostra também o quão pouco é sabido sobre as interações parasito-hospedeiro da fauna parasitária de *M. salmoides* (somente 5 dos 46 estudos analisaram a composição da comunidade parasitária em nível ecossistêmico). O que é certamente preocupante no sentido da invasão biológica, já que parasitos podem mediar interações de competição e predação entre seus hospedeiros, influenciando diretamente nos impactos causados pela invasão em um novo ambiente (Price et al. 1986; Blackburn e Ewen 2016).

Apesar de *M. salmoides* ser registrado em vários tipos de ecossistemas aquáticos, inclusive estuarinos, tanto em seu habitat natural quanto nos locais introduzidos, a maioria dos estudos focou em lagos ou reservatórios (Jackson 2002; Brown et al. 2009).

Provavelmente sua fácil adaptação a diversos ambientes e sua preferência por ambientes lânticos favoreceu o seu sucesso de invasão em reservatórios (Brown et al. 2009). Além disso, reservatórios por si só já são conhecidos por facilitar e mediar invasões biológicas em geral, principalmente por fatores como: seu curto tempo histórico em relação a outros ecossistemas, que leva a mais habitats disponíveis e consequente susceptibilidade a distúrbios antrópicos, em relação a ambientes naturais (Johnson et al. 2008). Adicionalmente, um fato interessante foi o baixo número de estudos com *M. salmoides* em rios na região introduzida, que pode ressaltar o sucesso de introdução deste hospedeiro em locais antropofizados, ou simplesmente um viés amostral desses e de seus impactos em ambientes de rios e riachos, algo que pode ser meramente a falta e interesse de pesquisadores, já que a facilidade de coleta em reservatórios e lagos é maior se comparada aos outros ambientes (*i.e.* Vitule 2009, Frehse et al. 2016).

Atualmente, *M. salmoides* é encontrada em mais de 60 países segundo análise feita na base de dados FishBase (Froese e Pauly, 2016), e destes, somente 8 apresentaram algum estudo da fauna metazoária de parasitos de *M. salmoides* nesta revisão. Além disso, a curva de acumulação entre a riqueza parasitária em ambas as regiões e o número de estudos evidenciam que, diferente da região nativa, a riqueza de parasitos de *M. salmoides* introduzidos está longe de atingir um platô, o que é reafirmado pela análise de extrapolação que eleva a quase o dobro o número de espécies para a região introduzida. Isto demonstra quanto pouco é conhecido sobre a fauna parasitária de *M. salmoides* em ambientes introduzidos, principalmente quanto à composição, abundância e prevalência da comunidade parasitária, as quais passarão por mudanças significativas nos novos ambientes (Lymbery et al. 2014; Blackburn e Ewen 2016).

A relação entre a riqueza e a distância entre os reinos zoogeográficos mostrou que, quanto maior a distância do habitat natural do hospedeiro, maior a dificuldade para realização de eventos de introdução do hospedeiro. Porém, mais que isso, a introdução de *M. salmoides* é um fator social e econômico, o qual depende de rotas de transmissão fortemente interligadas para manter a continuidade de eventos de introdução e o consequente estabelecimento da espécie no país (Jackson 2002). Com isso a força do vetor de introdução, que consiste na frequência de eventos, tempo de transporte e o estágio de vida que o indivíduo é introduzido é ainda mais relevante na cointrodução parasitária do que somente a distância geográfica do local de origem do hospedeiro (Taraschewski 2006; Blakeslee et al. 2013).

Estudos que avaliaram aspectos biogeográficos e sua relação com a riqueza de parasitos encontraram uma relação positiva entre a riqueza de parasitos e o ambiente de origem do hospedeiro, que comporta mais espécies de parasito que as regiões introduzidas. A mesma relação não foi significativa quando contrastado esse resultado com a distância entre as populações (Torchin e Mitchell 2004; Poulin, 2007; Lafferty et al. 2010). Fato este que ressalta a influência da pressão de propágulos culminada à força do vetor na cointrodução parasitária (Blakeslee et al. 2013).

Uma vez que o estabelecimento de um parasito no novo ambiente depende de uma alta prevalência parasitária na população de hospedeiros introduzidos, o maior número de espécies de parasitos encontrado próximo à região nativa pode ser relacionado à facilidade quanto à introdução de indivíduos no local (Takemoto et al. 2005; Lymbery et al. 2014). Tanto em número de indivíduos quanto em relação à quantidade de eventos de introdução (Torchin et al. 2003; Lockwood et al. 2005; Lafferty et al. 2010).

O aparente escape de parasitos foi evidenciado tanto pela curva de acumulação feita pela revisão sistematizada quanto pelo índice de Jaccard, que demonstrou a baixa similaridade na composição dos grupos parasitários em relação ao *pool* de espécies das regiões nativas e o *pool* de espécies em ambientes introduzidos. No caso dos grupos Acantocephala, Cestoda e Digenea, a baixa similaridade relacionada ao baixo *pool* de espécies introduzidas era esperada, já que estes grupos possuem ciclo de vida complexo, com mais de um hospedeiro intermediário geralmente necessário, o que dificulta seu estabelecimento em um novo ambiente (Taraschewski 2006). Este fato confirmado principalmente na lista de espécies com mais registros em *M. salmoides*, como no caso de *Leptorhynchoides thecatus* Kostylev, 1924, *Neoechinorhynchus cylindratus* (Van Cleave 1913) (acantocéfalos), *Proteocephalus ambloplitis* (Leidy 1887) (cestoide) e *Posthodiplostomum minimum* (MacCallum 1921) (dígenea), que foram as espécies mais estudadas registradas nesta revisão. Entretanto, a maioria dos estudos foi realizada na região nativa, o que mostra a forte interação e prevalência destas espécies no hospedeiro e a sua dificuldade de estabelecimento em um novo ambiente.

Por outro lado, as espécies do grupo Monogenea encontradas na região que *M. salmoides* foi introduzida também foram registradas na região nativa, exceto por *Actinocleidus unguis* Mizelle and Cronin, 1943, que foi encontrada somente em locais introduzidos, porém o gênero é comum em ambas às regiões. O grupo Monogenea é caracterizado por parasitos de ciclo de vida monoxênico, que possuem uma especificidade característica quanto ao seu hospedeiro (Poulin 1992). Além disso, seu ciclo de vida

monoxênico é bastante relacionado à sua facilidade de co-introdução, enquanto a alta especificidade dificulta o *spillover* das espécies desse grupo para hospedeiros em potencial em um novo ambiente (MacLeod et al. 2010; Sheath et al. 2015).

A diferença na composição dos grupos pode ainda ser relacionada ao *spillback* parasitário, ou seja, o *M. salmoides* tem adquirido parasitos dos diversos ambientes em que é introduzido. O que pode ser um fator positivo, devido ao aumento da riqueza total de sua fauna parasitária, porém também pode gerar impactos negativos tanto na população de *M. salmoides* quanto na fauna nativa do novo ambiente. Isto pode ocorrer devido ao possível aumento na patogenicidade em detrimento de uma nova relação parasito-hospedeiro e ao aumento da prevalência dos parasitos nativos no ambiente, ao usar o invasor como reservatório parasitário (Kelly et al., 2009; Poulin et al. 2011). Um exemplo de *spillback* pode ser observado no grupo Hirudinea, já que as espécies registradas foram encontradas somente em indivíduos introduzidos. Outro aspecto relevante foi o *spillback* do copépode *Neoergasilus japonicus* Harada, 1930, nativo do Japão, e a consequente introdução deste parasito na região nativa de *M. salmoides*, o que evidencia o processo inverso de introdução e ressalta que a introdução de espécies possui vias complexas, o que torna o controle dos diversos vetores de introdução e o manejo de espécies introduzidas urgente (Hudson e Bowen 2002).

Estudos sobre a fauna parasitária de um hospedeiro em locais nativos e introduzidos ressaltam que a diferença na composição parasitária é mais significativa que a diferença na riqueza, o que evidencia a importância do *spillback* parasitário no estabelecimento de uma nova espécie de hospedeiro no ambiente (e.g. Roche et al. 2010; Gendron et al. 2012; Lacerda et al. 2013; Sheath et al. 2015). Neste sentido, o tempo de introdução se mostra importante para riqueza parasitária de uma espécie introduzida, já que a comunidade de parasitos aumenta conforme o tempo de introdução, porém com uma nova composição, influenciada pelo *pool* de parasitos presentes no ecossistema introduzido (Ricklefs 2005; Poulin 2011). Portanto, o padrão da riqueza entre os ambientes nativo e introduzido mostrado pela curva de acumulação pode vir a ser diferente conforme o aumento do tempo de estabelecimento de *M. salmoides* em cada local introduzido.

Micropterus salmoides é considerado invasor em diversos países, principalmente em locais considerados *hotspots* da biodiversidade, causando extirpações e consequente extinção de várias espécies endêmicas destas regiões (Lowe et al. 2000; Garcia 2014; Ellender e Weyl 2014). Alguns estudos analisados nesta revisão abordaram ocorrências de parasitos zoonóticos, como também a contaminação por humanos (Ishida et al. 2003). Além

de episódios relacionados aos parasitos com alta patogenicidade no hospedeiro, como alguns nematoides e acantocéfalos (Muzzall e Gilliland 2004; Steinauer et al. 2006; Tavakol et al. 2015). Isto mostra a necessidade de um maior monitoramento da fauna parasitária de *M. salmoides* em ambientes introduzidos. Este estudos demonstrou que ocorre tanto a reintrodução de parasitos pelo *black bass* quanto o *spillback* parasitário na espécie. Porém, há ainda um *gap* de informações para o monitoramento dos ambientes introduzidos.

Planos de controle e monitoramento da espécie já são foco em alguns países como a África do Sul e o Brasil, porém não contemplam a reintrodução parasitária (Ellender e Weyl, 2014; Abilhoa e Vitule, 2009). Sabe-se que um novo hospedeiro introduzido pode ser reservatório de patógenos nativos ou propagadores de novos parasitos, os quais podem ou não ser patogênicos para espécies nativas no novo ambiente, gerando o risco de aparecimento de patógenos e epidemias no local (Hatcher et al. 2012). Por isso faz se necessária à pesquisa da fauna parasitária de espécies introduzidas, ainda mais quando estas possuem um alto nível de interação trófica, como por exemplo, predadores de topo (Hatcher et al. 2012; Blackburn e Ewen 2016). Portanto, este estudo ressalta a importância magna e urgente de novas pesquisas que envolvam a interação parasito-hospedeiro do invasor *M. salmoides* com a comunidade parasitária dos diversos ecossistemas em que este foi introduzido, no sentido de aumentar o conhecimento dos impactos, diretos e indiretos, desta espécie de peixe nas regiões em que foi introduzido e entender sobre questões gerais de biologia de invasões e sobre os diversos fatores que influenciam na fauna parasitária deste hospedeiro, atentando para possíveis ações de mitigação, controle e manejo.

REFERÊNCIAS

- Abilhoa V, Vitule JRS (2009). Black Bass (*Micropetrus salmoides*). Plano de Controle de Espécies Exóticas Invasoras no Estado do Paraná: IAP. 97-103
- Agostinho a a, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68:1119–1132. doi: 10.1590/S1519-69842008000500019
- Al-Shorbaji F, Roche B, Gozlan R, et al (2016) The consequences of reservoir host eradication on disease epidemiology in animal communities. *Emerg Microbes Infect* 5:e46. doi: 10.1038/emi.2016.46
- Azevedo-Santos VM, Pelicice FM, Lima-Junior DP, et al (2015) How to avoid fish introductions in Brazil: Education and information as alternatives. *Nat e Conserv* 13:123–132. doi: 10.1016/j.ncon.2015.06.002
- Bellard C, Jeschke JM (2016). A spatial mismatch between invader impacts and research publications. *Conservation Biology*, 30(1): 230-232.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blackburn TM, Ewen JG (2016) Parasites as Drivers and Passengers of Human-Mediated Biological Invasions. *Ecohealth* 1–13. doi: 10.1007/s10393-015-1092-6
- Blakeslee AMH, Altman I, Miller a. W, et al (2012) Parasites and invasions: A biogeographic examination of parasites and hosts in native and introduced ranges. *J Biogeogr* 39:609–622. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02631.x
- Blakeslee AMH, Fowler AE, Keogh CL (2013) *Marine Invasions and Parasite Escape: Updates and New Perspectives*, 1st edn. Elsevier Ltd.
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological Synopsis of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Can Manuscr Rep Fish Aquat Sci* 27: 2884
- Carrete M, Edelaar P, Blas J, et al (2012) Don't neglect pre-establishment individual selection in deliberate introductions. *Trends Ecol Evol* 27:67–68. doi: 10.1016/j.tree.2011.11.011
- Chapple DG, Simmonds SM, Wong BBM (2012) Can behavioral and personality traits influence the success of unintentional species introductions? *Trends Ecol Evol* 27:57–62. doi: 10.1016/j.tree.2011.09.010
- Clavero M (2013) Biodiversity in heavily modified waterbodies : native and introduced fish in Iberian reservoirs Biodiversity in heavily modified waterbodies : native and introduced fish in Iberian reservoirs. doi: 10.1111/fwb.12120
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich I a., MacIsaac HJ (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol Lett* 7:721–733. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x
- Dunn AM (2009) Chapter 7 Parasites and Biological Invasions, 1st edn. Elsevier Ltd

- Dunn AM, Hatcher MJ (2015) Parasites and biological invasions: Parallels, interactions, and control. *Trends Parasitol* 31:189–199. doi: 10.1016/j.pt.2014.12.003
- Ellender BR, Weyl OLF (2014) A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquat Invasions* 9:117–132. doi: 10.3391/ai.2014.9.2.01
- Frehse F de A, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016) Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biol Invasions*. doi: 10.1007/s10530-016-1260-9
- Froese, R, Pauly D. Editors (2016). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, Acessado em junho de 2016.
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M (2016) Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob Chang Biol* 22:151–163. doi: 10.1111/gcb.13004
- Garcia DAZ (2014) Biology of black bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) fifty years after the introduction in a small drainage of the Upper Paraná River basin, Brazil. *Biodiversitas, J Biol Divers* 15:180–185. doi: 10.13057/biodiv/d150209
- Gendron AD, Marcogliese DJ, Thomas M (2012) Invasive species are less parasitized than native competitors, but for how long? The case of the round goby in the Great Lakes-St. Lawrence Basin. *Biol Invasions* 14:367–384. doi: 10.1007/s10530-011-0083-y
- Gozlan RE (2008) Introduction of non-native freshwater fish: Is it all bad? *Fish Fish* 9:106–115. doi: 10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J Fish Biol* 76:751–786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Hatcher MJ, Dick JTA, Dunn AM (2012) Disease emergence and invasions. *Funct Ecol* 26:1275–1287. doi: 10.1111/j.1365-2435.2012.02031.x
- Hoffman GL. (1999). Parasites of North American freshwater fishes. Cornell University Press.
- Holt BG, Lessard JP, Borregaard MK, et al. (2013). An update of Wallace's zoogeographic regions of the world. *Science*, 339:74-78.
- Hudson PL, Bowen C a (2002) First record of *Neoergasilus japonicus* (Poecilostomatoida: Ergasilidae), a parasitic copepod new to the Laurentian Great Lakes. *J Parasitol* 88:657–663. doi: 10.1645/0022-3395(2002)0882.0.CO;2
- Ishida K, Kubota T, Matsuda S, et al (2003) A human case of *Gnathostomiasis nipponica* confirmed indirectly by finding infective larvae in leftover largemouth bass meat. *J Parasitol* 89:407–409. doi: 10.1645/0022-3395(2003)089[0407:ahcogn]2.0.co;2
- Jackson D a (2002) Ecological Effects of *Micropterus* Introductions : the Dark Side of Black Bass. *Am Fish Soc Symp* 31:221–232.

- Johnson PTJ, Olden JD, Vander Zanden MJ (2008) Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front Ecol Environ* 6:357–363. doi: 10.1890/070156
- Kelly DW, Paterson RA, Townsend CR, Poulin R, Tompkins DM. (2009). Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology? *Ecology*, 90:2047-2056.
- Lacerda ACF, Takemoto RM, Poulin R, Pavanelli GC (2013) Parasites of the fish *Cichla piquiti* (Cichlidae) in native and invaded Brazilian basins: Release not from the enemy, but from its effects. *Parasitol Res* 112:279–288. doi: 10.1007/s00436-012-3135-z
- Lafferty KD, Torchin ME, Kuris AM (2010) The geography of host and parasite invasions. In: Morand S, Krasnov BR (Ed) *The Biogeography of Host–Parasite Interactions*. Oxford Univ Press. 191–203.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol Evol* 20:223–228. doi: 10.1016/j.tree.2005.02.004
- 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. *Invasive Species Spec Gr a Spec Gr Species Surviv Comm World Conserv Union* 12. doi: 10.1614/WT-04-126.1
- Lowry E, Rollinson EJ, Laybourn AJ, et al (2013) Biological invasions: A field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecol Evol* 3:182–196. doi: 10.1002/ece3.431
- Luque JL, Poulin R (2007) Metazoan parasite species richness in Neotropical fishes: hotspots and the geography of biodiversity. *Parasitology* 134:865–878. doi: 10.1017/S0031182007002272
- Lymbery AJ, Morine M, Kanani HG, et al (2014) Co-invaders: The effects of alien parasites on native hosts. *Int J Parasitol Parasites Wildl* 3:171–177. doi: 10.1016/j.ijppaw.2014.04.002
- MacLeod CJ, Paterson AM, Tompkins DM, Duncan RP (2010) Parasites lost - do invaders miss the boat or drown on arrival? *Ecol Lett* 13:516–527. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01446.x
- Magurran AE (2011). *Medindo a diversidade ecológica*. Tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Editora da UFPR
- Mercuri EGF, Kumata AYJ, Amaral EB, Vitule JRS (2016) Energy by Microbial Fuel Cells: Scientometric global synthesis and challenges. *Renew Sustain Energy Rev* 65:832–840. doi: 10.1016/j.rser.2016.06.050
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman DG (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *Annals of internal medicine*, 151:264-269.
- Morand S, Krasnov BR (2010) *The Biogeography of Host–Parasite Interactions*. Oxford Univ Press

- Muzzall PM, Gilliland MG (2004) Occurrence of acanthocephalans in largemouth bass and smallmouth bass (Centrarchidae) from Gull Lake, Michigan. *J Parasitol* 90:663–664. doi: 10.1645/GE-3308RN
- Nakagawa BK (2016) Biologia populacional do predador invasor *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e recaptura. Dissertação, Universidade Federal do Paraná.
- Nering MB, Von Zuben CJ (2010). Métodos quantitativos em parasitologia. Jaboticabal: Funep.
- Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O’Hara B, Stevens MHH, Oksanen MJ, Suggests MASS (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10.
- Peeler EJ, Oidtmann BC, Midtlyng PJ, et al (2011) Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biol Invasions* 13:1291–1303. doi: 10.1007/s10530-010-9890-9
- Poulin R (1992) Determinants of host-specificity in parasites of freshwater fishes. *Int J Parasitol* 22:753–758. doi: 10.1016/0020-7519(92)90124-4
- Poulin R (2007). Are there general laws in parasite ecology?. *Parasitology*, 134:763-776.
- Poulin R (2011). *Evolutionary ecology of parasites*. Princeton university press.
- Poulin R, Paterson RA, Townsend CR, et al (2011) Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshw Biol* 56:676–688. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02425.x
- Prenter J, MacNeil C, Dick JT a, Dunn AM (2004) Roles of parasites in animal invasions. *Trends Ecol Evol* 19:385–390. doi: 10.1016/j.tree.2004.05.002
- Price PW, Westoby M, Rice B, et al (1986) Parasite Mediation in Ecological Interactions. *Annu Rev Ecol Syst* 17:487–505. doi: 10.1146/annurev.es.17.110186.002415
- Prior KM, Powell THQ, Joseph AL, Hellmann JJ (2015) Insights from community ecology into the role of enemy release in causing invasion success: the importance of native enemy effects. *Biol Invasions* 17:1283–1297. doi: 10.1007/s10530-014-0800-4
- Ribeiro VM, Braga RR, Abilhoa V, Vitule JRS (2015) Evaluation of three capture techniques for invasive *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) in a Neotropical reservoir: Implications for population control and management. *J Appl Ichthyol* 31:1127–1129. doi: 10.1111/jai.12904
- Ricciardi A, Cohen J (2007) The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biol Invasions* 9:309–315. doi: 10.1007/s10530-006-9034-4
- Ricklefs RE (2005). *Taxon Cycles: Insights from Invasive Species*. In: Sax DF, Stachowicz JJ, Gaines SD (Ed). *Species invasions: insights into ecology, evolution and biogeography*. Sinauer Associates Incorporated.
- Roche DG, Leung B, Mendoza Franco EF, Torchin ME (2010) Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *Int J Parasitol* 40:1525–1530. doi: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007

- Rockström J, Steffen WL, Noone K, et al (2009) Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. doi: 10.1038/461472a
- Roman J, Darling JA (2007) Paradox lost: genetic diversity and the success of aquatic invasions. doi: 10.1016/j.tree.2007.07.002
- Roy HE, Handley L JL, Schönrogge K, et al (2011) Can the enemy release hypothesis explain the success of invasive alien predators and parasitoids? *BioControl* 56:451–468. doi: 10.1007/s10526-011-9349-7
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrachidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Braz J Biol* 65:363–369. doi: 10.1590/S1519-69842005000200021
- Sheath DJ, Williams CF, Reading AJ, Robert Britton J (2015) Parasites of non-native freshwater fishes introduced into england and wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biol Invasions* 17:2235–2246. doi: 10.1007/s10530-015-0857-8
- Simberloff D, Rejmánek M (Eds.). (2011). *Encyclopedia of biological invasions* (Vol. 3). University of California Press.
- Simberloff D, Vitule JRS (2014) A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos* 123:408–413. doi: 10.1111/j.1600-0706.2013.01228.x
- Soulé M (1990) The Onslaught of Alien Species, and Other Challenges in the Coming Decades*. *Conserv Biol* 4:233–239. doi: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00283.x
- Steinauer ML, Parham JE, Nickol BB (2006) Geographic analysis of host use, development, and habitat use of an acanthocephalan species, *Leptorhynchoides thecatus*. *J Parasitol* 92:464–472. doi: 10.1645/GE-708R.1
- Takemoto RM, Pavanelli GC, Lizama MAP, et al (2005) Host population density as the major determinant of endoparasite species richness in floodplain fishes of the upper Paraná River, Brazil. *J Helminthol* 79:75–84. doi: 10.1079/JOH2004264
- Taraschewski H (2006) Hosts and parasites as aliens. *J Helminthol* 80:99–128. doi: 10.1079/JOH2006364
- Tavakol S, Smit WJ, Sara JR, et al (2015) Distribution of *Contracaecum* (Nematoda : Anisakidae) larvae in freshwater fish from the northern regions of South Africa. *African Zool*. doi: 10.1080/15627020.2015.1052302
- Torchin ME, Lafferty KD, Dobson AP, et al (2003) Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421:628–630. doi: 10.1038/nature01346
- Torchin ME, Mitchell CE (2004) Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Front Ecol Environ* 2:183–190. doi:10.1890/15409295(2004)002[0183:PPAIBP]2.0.CO;2
- Valduga MO, Zenni RD, Vitule JRS (2016) Ecological impacts of non-native tree species plantations are broad and heterogeneous: a review of Brazilian research. *An Acad Bras Cienc* 1–14.

Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish Fish* 10:98–108. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x

Wells K, O'Hara RB, Morand S, et al (2015) The importance of parasite geography and spillover effects for global patterns of host-parasite associations in two invasive species. *Divers Distrib* 21:477–486. doi: 10.1111/ddi.12297

Young HS, Parker IM, Gilbert GS, et al (2016) Introduced Species, Disease Ecology, and Biodiversity–Disease Relationships. *Trends Ecol Evol* xx:1–14. doi: 10.1016/j.tree.2016.09.008

Zar, JH (2010). *Biostatistical analysis*. 5th Ed. Prentice Hall, New Jersey.

A INFLUÊNCIA DA PRESSÃO DE PROPÁGULOS SOBRE PARASITOS DO PEIXE INVASOR *MICROPTERUS SALMOIDES* (LACÉPÈDE 1802) EM RESERVATÓRIOS DO SUL DO BRASIL: UM QUASI-EXPERIMENTO

Ana Paula Lula Costa^{1*}, Ricardo Massato Takemoto², Jean Ricardo Simões Vitule³

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

² Laboratório de Ictioparasitologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil.

³ Laboratório de Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

*Autor para correspondência: anapaulalula@gmail.com

RESUMO

A introdução de espécies, é uma das causas das mudanças globais, que mais tem ameaçado a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. A introdução de organismos de vida livre e consequente reintrodução parasitária, pode resultar em impactos negativos às espécies nativas, como no caso de doenças emergentes. Dentre os fatores que influenciam a reintrodução, a pressão de propágulos se destaca. O peixe *Micropterus salmoides*, originário da América do Norte, encontra-se estabelecido em grande parte do sul do Brasil desde a década de 1920, e desde então sofre alta pressão de propágulo devido a pesca esportiva. Para testar o fator determinante para comunidade parasitária de *M. salmoides* no Brasil, quatro reservatórios da região metropolitana de Curitiba foram analisados quanto a sua diferença na pressão de propágulos e no tamanho da área alagável: Passaúna, Piraquara I, Capivari-Cachoeira e Vossoroca. Brânquias e vísceras de 15 indivíduos de cada reservatório foram analisadas. Dois grupos de parasitos foram registrados: Monogenea da espécie *Onchocleidus principalis* nas brânquias, e Nematoda, *Contracaecum* spp. larva no mesentério, um indivíduo de *Procamallanus peraccuratus*, no Passaúna e *Hysterothylacium brachyurum* no Piraquara. O GLMM mostrou que a abundância de *O. principalis* e *Contracaecum* spp. divergiu em relação á pressão de propágulo e a área do reservatório. Este estudo apresenta a importância da pressão de propágulos para a fauna parasitária de *M. salmoides* no Brasil. A influência da pressão de propágulo na comunidade parasitária possui fortes implicações ecológicas e de manejo, principalmente em relação a impactos causados pela reintrodução de parasitos e patógenos.

Palavras-chave: reintrodução, força do vetor, peixes de água doce, blackbass, ictioparasitologia.

INTRODUÇÃO

A invasão biológica pode ser considerada como o processo no qual a introdução de espécies não-nativas, realizada por meios antrópicos, gera impacto negativo à comunidade invadida (Elton 1958; Lockwood et al. 2007). Além das questões sociais-econômica e antropogênicas o processo de invasão de uma espécie introduzida decorre da ultrapassagem de uma série filtros ambientais, que podem ser divididos em grandes etapas, ou fases envolvendo diferentes aspectos e nomenclaturas próprias, o que demonstra a complexidade do processo (Blackburn et al. 2011). Contudo, a cointrodução de parasitos, não foi diretamente contemplada pela grande maioria dos modelos dos mecanismos de invasão. Isto porque as forças que influenciam o sucesso de invasão parasitária são diferentes daquelas dos organismos de vida livre (Taraschewski 2006; Blackburn et al. 2011; Carrete et al. 2012;). Nesse contexto, um modelo específico para introdução de parasitos e patógenos foi proposto, com base em modelos relacionados às doenças emergentes (Childs et al. 2007; Hatcher et al. 2012).

Em relação aos parasitos, as fases de, transporte, introdução, estabelecimento e dispersão são substituídas por em contato, *spillover* (i.e. transmissão dos parasitos para as espécies nativas), persistência local e propagação (Hatcher et al. 2012). A primeira fase seria a introdução de uma nova população ou espécie juntamente com seus parasitos e as possíveis relações desses com hospedeiros nativos, assim como a frequência de contato entre eles, o que leva a fase do *spillover*, ou seja, espécies nativas tornam-se novos hospedeiros e reservatórios para parasitos cointroduzidos, possibilitando que seu ciclo de vida se complete no novo local. Essas duas fases iniciais são influenciadas de forma magna pela pressão de propágulos, i.e. número de hospedeiros introduzidos e a quantidade de eventos de introdução, e pela força do vetor do hospedeiro introduzido, i.e. tempo e frequência de transporte, e estágio de vida a ser transferido (Lockwood et al. 2005; Blakeslee et al. 2013).

A terceira fase, persistência local e a propagação ou dispersão do parasito ocorre com o fortalecimento das rotas de transmissão, conectando-se com populações maiores de hospedeiros e aumentando sua área de inoculação e infecção, fato que é mais uma vez influenciado fortemente pela pressão de propágulos (Lockwood et al. 2005; Hatcher et al. 2012; Blackburn e Ewen 2016). Em teoria, quanto maior o número de hospedeiros introduzidos, maior será a prevalência dos parasitos, aumentando a chance de *spillover* e consequente persistência desses parasitos no novo ambiente (Daszak 2000; Strauss et al. 2012). A pressão de propágulo pode facilitar a aquisição de parasitos nativos pelo hospedeiro introduzido, já que, quanto maior o número de hospedeiros introduzidos, maior a

chance de infecção de parasitos nativos em um individuo não-nativo o que configuraria um *spillback* parasitário (Kelly et al. 2009; Poulin et al. 2011).

Além disso, uma etapa crucial tanto na introdução de organismos de vida livre quanto de parasitos que não foi contemplada em nenhum dos mecanismos apresentados é o uptake (*i.e.* fase de captação no ambiente nativo do subconjunto de indivíduos que serão introduzidos e passarão pelas demais fases), que influencia diretamente na pressão de propágulos dos hospedeiros (Carrete et al. 2012). Portanto, para compreender o papel da cointrodução de parasitos devemos primeiramente analisar quais são os fatores mais lógicos e facilmente preditivos que mediam o seu sucesso desde o transporte até o seu estabelecimento.

Neste sentido, a comunidade componente de parasitos do hospedeiro introduzido, além da pressão de propágulo, é mediada também por fatores evolutivos, como processos demográficos e de infecção. Estes influenciam na troca de parasitos entre hospedeiros nativos e introduzidos e na adaptação dos parasitos cointroduzidos no novo ambiente. O que torna o tempo evolutivo um fator chave no desenvolvimento da comunidade componente de parasitos, tanto em relação à riqueza quanto à abundância, sendo que populações introduzidas há mais tempo teriam comunidades parasitárias maiores e mais estruturadas ou populações mais densas (Poulin 2007; MacLeod et al. 2010).

Entretanto, mesmo uma comunidade parasitária jovem ou recém-introduzida também pode ser susceptível a características físico-químicas do novo ambiente, pois no caso de ecossistemas aquáticos destacam-se também outros fatores de importância no processo de formação de comunidades de parasitos, como o tamanho da área da superfície, profundidade, altitude e pH (Poulin, 2011). Porém, de forma geral, a relação de fatores que mediam a cointrodução parasitária foi pouco testada até hoje, sendo que o entendimento sobre os fatores mais importantes para processo de invasão de novos parasitos pode acarretar diversas medidas de monitoramento e manejo, essencial para mitigar o aparecimento de doenças emergentes ou outros possíveis impactos (MacLeod et al. 2010). No caso da pressão de propágulos, os poucos estudos que a testaram tal hipótese no estabelecimento da comunidade componente de um hospedeiro introduzido não explicitam os critérios usados para o estabelecimento dos diferentes níveis de pressão de propágulo (Colautti et al. 2004). Além de apresentar a pressão como fator secundário na cointrodução parasitária, aumentando a divergência nos resultados encontrados (MacLeod et al. 2010; Blakeslee et al. 2012).

A fauna parasitária de peixes introduzidos também é um tema especialmente negligenciado, não havendo estudos que relacionam o sucesso de tais parasitos à pressão de propágulos, especialmente em ambientes de água doce. Essa lacuna torna-se ainda mais grave ao considerarmos que os peixes compreendem o grupo de vertebrados com o maior número de espécies introduzidas, especialmente no Brasil (Vitule et al. 2009; Gozlan et al. 2010; Casimiro et al. 2015; Frehse et al. 2016). Apesar disso, as informações sobre impactos gerados a partir da introdução de peixes são ainda bastante controversas (Gozlan et al. 2006; Vitule et al. 2009), tornando fundamentais estudos que avaliem interações entre espécies introduzidas, especialmente a interação parasito-hospedeiro que devido à sua amplitude de padrões pode ser uma medida direta e útil de impactos negativos (Gozlan et al. 2006; Dunn e Hatcher 2015; Frehse et al. 2016).

O gênero *Micropterus* é composto por espécies predadoras de topo e altamente vorazes, o que os proporciona grande capacidade competitiva e traz a este gênero um potencial invasor (Jackson 2002; Brown et al. 2009; Estes et al. 2011). No caso de *M. salmoides* (Lacépède 1802) (Perciformes: Centrarchidae), conhecido no Brasil como Black bass, ainda não há estudos sobre sua fauna parasitária, apesar de sua introdução datar da década de 20. Essa espécie, originária da América do Norte, tem como principal vetor a pesca esportiva, e foi introduzida em mais de 50 países, estando já estabelecida em todos os continentes do globo (Brown, 2009; Van Der Walt et al. 2015; Froese e Pauly, 2016). No Brasil é encontrada desde o estado de Minas Gerais até o Rio Grande do Sul, principalmente em reservatórios (Schulz e Leal 2005; Ribeiro et al. 2015).

A relação de *M. salmoides* à presença de eventos ligados a pesca esportiva em reservatórios no sul do Brasil é justificada por constantes eventos de introduções realizados por pescadores esportivos nos locais onde a pesca é liberada (e.g. material suplementar; *sensu* Jackson 2002; Vitule et al. 2009). Mediante tal informação e com base na relevância da pressão de propágulos para a introdução de espécies, os reservatórios da região metropolitana de Curitiba constituem um excelente modelo de experimento *quasi*-natural para medir a influência da pressão de propágulo na invasão de *M. salmoides* e consequente reintrodução de seus parasitos (Nakagawa 2016). Isto porque no ano de 2005 uma série de reservatórios de abastecimento público de água, localizados na região teve a pesca proibida através do Decreto Estadual n° 4742/2005 enquanto que os reservatórios administrados por outras companhias, como os para fins hidroelétricos, mantiveram a liberação da pesca (Paraná, 2005). Com isso é possível categorizar os reservatórios com pesca proibida como de baixa pressão de propágulos de *M. salmoides*, ou seja, menor quantidade de eventos de

introdução e menor quantidade de indivíduos introduzidos, e os reservatórios com pesca liberada como de alta pressão de propágulos de *M. salmoides*.

Dentro desse contexto, esse estudo pretende responder a seguinte pergunta: A pressão de propágulo se destaca dentre os fatores que influenciam a comunidade e reintrodução de helmintos parasitos de peixe invasor *M. salmoides*? Para responder tal pergunta foi feita a análise da fauna parasitária do peixe invasor *M. salmoides* em reservatórios com diferentes pressões de propágulo no sul Brasil, com a hipótese de que reservatórios com pesca possuem maior prevalência e abundância parasitária que reservatórios sem pesca. E a predição de que a pressão de propágulos exerce maior influência na prevalência e abundância da fauna parasitária de *M. salmoides* do que outras características, como por exemplo, tamanho da área alagável do reservatório ou tamanho do corpo dos hospedeiros.

METODOLOGIA

Área de Estudo

Os reservatórios amostrados foram: Piraquara I, em Piraquara-PR, Passaúna, em Araucária-PR, ambos pertencentes a Companhia de Saneamento do Paraná, SANEPAR e com a pesca proibida desde 2005 e os reservatórios Capivari-cachoeira, em Campina Grande do Sul-PR e Vossoroca, em Tijucas do Sul-PR, pertencentes a Companhia Paranaense de Energia, COPEL que possuem o exercício da pesca liberado (tabela 1).

Tabela 1: Principais características dos reservatórios da região metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil amostrados neste estudo. Os dados foram retirados de Rodrigues et al. (2005), Brunkow et al. (2009) e Mannich et al. (2011).

| Reservatório | Pressão de Propágulo | Ano de fundação | Tamanho do reservatório | Volume médio |
|--|----------------------|-----------------|-------------------------|----------------------------|
| Passaúna (25°27'41.2"S 49°22'58.4"W) | Baixa | 1979 | 14,0 km ² | 48 milhões m ³ |
| Piraquara I (25°29'48.1"S 49°01'05.0"W) | Baixa | 1989 | 3,3 km ² | 21 milhões m ³ |
| Capivari-cachoeira (25°11'39.1"S 48°52'35.2"W) | Alta | 1970 | 13,5 km ² | 156 milhões m ³ |
| Vossoroca (25°50'32.6"S 49°04'31.8"W) | Alta | 1949 | 4,1 km ² | 36 milhões m ³ |

Quanto aos fatores abióticos, todos os reservatórios amostrados foram classificados pelo IAP como moderadamente degradados (Xavier et al. 2009). Contudo, o reservatório Piraquara I possui pouco aporte de nutrientes e entorno pouco urbanizado, com um projeto rigoroso de recuperação das margens e conservação do entorno, quando comparado ao Passaúna que apresenta em seu entorno áreas com uso intensivo de agrotóxicos e urbanização (Rodrigues et al. 2005; Brunkow et al. 2009; Da Conceição et al. 2014). Em relação aos reservatórios administrados pela COPEL, o Capivari-cachoeira, também apresentou uma alta carga de nutrientes, devido a atividades industriais ao redor da barragem (Seara, 2010).

Amostragem

As coletas foram realizadas durante a primavera afim de diminuir a influência da sazonalidade na diferença da diversidade parasitária entre os reservatórios. Os indivíduos de *M. salmoides* foram capturados entre setembro e dezembro de 2015. As capturas foram realizadas com vara, anzol e iscas artificiais, por três dias em cada reservatório, com 12 horas de pesca por dia.

Após a captura, os peixes foram sacrificados por secção espinhal e levados ao laboratório de zoologia da Universidade Federal do Paraná. Os indivíduos foram enumerados, medidos em relação ao comprimento total (CT) e padrão (CP) (mm) e pesados (~ 1,0 g). O estômago, intestino e cecos foram retirados e separados, assim como as brânquias e a cavidade visceral. Para posterior análise sob o microscópio estereoscópico para a coleta de ecto e endoparasitos. A metodologia de fixação dos parasitos seguiu o protocolo apresentado por Eiras et al. (2006). Os parasitos foram identificados com o auxílio dos estudos especializado no assunto *i.e.* Yamaguti (1959), Margolis e Kabata (1984) e Moravec (1998).

Análise dos dados

A prevalência e abundância média dos parasitos foram determinadas conforme Bush et al. (1997), no qual a prevalência refere-se à razão entre o número de hospedeiros infectados por uma determinada espécie de parasito e o número total de hospedeiros analisados por reservatório, expresso em porcentagem. A abundância média é o número de indivíduos de uma espécie de parasito em relação ao número de hospedeiros analisados por reservatório.

Para determinar quais fatores são responsáveis pela abundância dos parasitos encontrados em cada reservatório, foi utilizado um modelo linear misto geral (General Linear Mixed Model - GLMM) com a abundância de cada parasito como variável resposta, assumindo a distribuição de Poisson, e as seguintes variáveis como possíveis preditoras contínuas: tamanho da área alagável de cada reservatório (tabela 1) e comprimento total de cada hospedeiro; e categórica: pressão de propágulo dos reservatórios (tabela 1). A variável “Reservatório” foi fixada como fator de efeito aleatório, a fim de obter conclusões a respeito do padrão geral do sistema, e não somente de cada local amostrado (Zuur et al. 2009). Os modelos só incluíram espécies de parasitos que foram encontradas nas quatro localidades e os preditores foram considerados significativos para o modelo utilizando $\alpha=0,05$. Todas as análises estatísticas foram feitas para as espécies de parasitos com prevalências acima de 10%. O GLMM foi feito usando o pacote “nlme” no software R (Pinheiro et al. 2008).

RESULTADOS

Ao todo, 59 indivíduos de *M. salmoides* foram analisados, sendo 15 de cada reservatório, exceto para o reservatório Capivari-cachoeira onde foram capturados 14 indivíduos. A média do comprimento dos peixes analisados foi de 31,41 \pm 3,50 cm no reservatório Passaúna, 28,7 \pm 7,03 cm no Piraquara I, 31,75 \pm 2,58 cm no Vossoroca e 31,94 \pm 7,19 cm no Capivari-cachoeira. Dos peixes analisados, 91,5% estavam parasitados por 1567 parasitos pertencentes a quatro espécies, sendo três nematóides: *Contracaecum* spp. em sua forma larval Moravec, Kohn e Fernandes, 1993, *Procamallanus* (*Procamallanus*) *peraccuratus* Pinto, Fabio, Noronha e Rolas, 1976 e *Hysterothylacium brachyurum* Ward & Magath, 1917; além de uma espécie de monogenético, *Onchocleidus principalis* (Mizelle, 1936). Destes, *Contracaecum* spp. e *O. principalis* estavam presentes nos quatro reservatórios, *P. peraccuratus* foi encontrado somente no reservatório Passaúna e *H. branchiurum* somente no Piraquara I (tabela 2).

Tabela 2: Parasitos de *M. salmoides* por reservatório da região metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. N: número de peixes analisados; PP: Pressão de propágulos; PI: peixes infectados; NP: número de parasitos; P%: Prevalência; AM: Abundância média \pm desvio padrão.

| Reservatório | PP | Parasitos | PI | NP | P% | AM \pm DP |
|---------------------------|-------|--------------------------|----|-----|------|-----------------|
| Passaúna (N=15) | Baixa | <i>P. peraccuratus</i> | 1 | 1 | 6,7 | 0,07 \pm 0,3 |
| | | <i>O. principalis</i> | 2 | 5 | 13,3 | 0,33 \pm 0,9 |
| | | <i>Contracaecum</i> spp. | 15 | 149 | 100 | 9,9 \pm 11,8 |
| Piraquara (N=15) | Baixa | <i>H. branchiurum</i> | 1 | 1 | 6,7 | 0,07 \pm 0,3 |
| | | <i>O. principalis</i> | 15 | 237 | 100 | 15,8 \pm 15,3 |
| | | <i>Contracaecum</i> spp. | 15 | 394 | 100 | 26,7 \pm 15,2 |
| Capivari-cachoeira (N=14) | Alta | <i>O. principalis</i> | 2 | 4 | 14 | 0,3 \pm 0,8 |
| | | <i>Contracaecum</i> spp. | 7 | 70 | 50 | 5 \pm 11,07 |
| Vossoroça (=15) | Alta | <i>Contracaecum</i> spp. | 14 | 387 | 93 | 21,7 \pm 19,7 |
| | | <i>O. principalis</i> | 15 | 319 | 100 | 25,8 \pm 14,2 |

A riqueza parasitária foi maior em reservatórios com menor pressão de propágulo. Entretanto, os reservatórios apresentaram somente uma espécie a mais de parasito, cada qual com uma espécie diferente da outra e com somente um indivíduo. O nematoide *H. brachyurum*, foi encontrado no Piraquara I e *P. (P.) peraccuratus* foi encontrado no Passaúna.

Segundo o GLMM realizado o tamanho do reservatório e a pressão de propágulos se destacaram como fatores de maior explicação para as abundâncias encontradas (tabela 3). O tamanho da área alagável de cada reservatório foi inversamente proporcional a abundância para ambas às espécies de parasitos amostrados (fig. 1 e 2). Quanto à pressão, *Contracaecum* spp. apresentou uma abundância relativamente maior nos locais com menor pressão de propágulo, e *O. principalis* maior abundância em locais com maior pressão (fig. 1 e 2). O comprimento dos hospedeiros também apresentou uma relação significativa positiva com a abundância de *O. principalis* (tabela 3, fig. 3).

Tabela 3: Resultado do GLMM para a abundância das espécies de parasito *Contracaecum* spp. e *O. principalis*.

| Fatores | GLMM <i>Contracaecum</i> spp. | | | GLMM <i>O. principalis</i> | | |
|---------------------------------|-------------------------------|--------|--------|----------------------------|--------|--------|
| | Estimativa | z | P | Estimativa | z | P |
| Intercepto | 2,48 | 45,68 | <0,001 | 1,29 | 8,27 | <0,001 |
| Tamanho da área | -0,61 | -15,05 | <0,001 | -2,17 | -12,64 | <0,001 |
| Pressão de propágulo (baixa) | 0,20 | 2,96 | 0,003 | -0,75 | -8,72 | <0,001 |
| Comprimento total do hospedeiro | 0,05 | 1,48 | 0,139 | 0,29 | 6,56 | <0,001 |

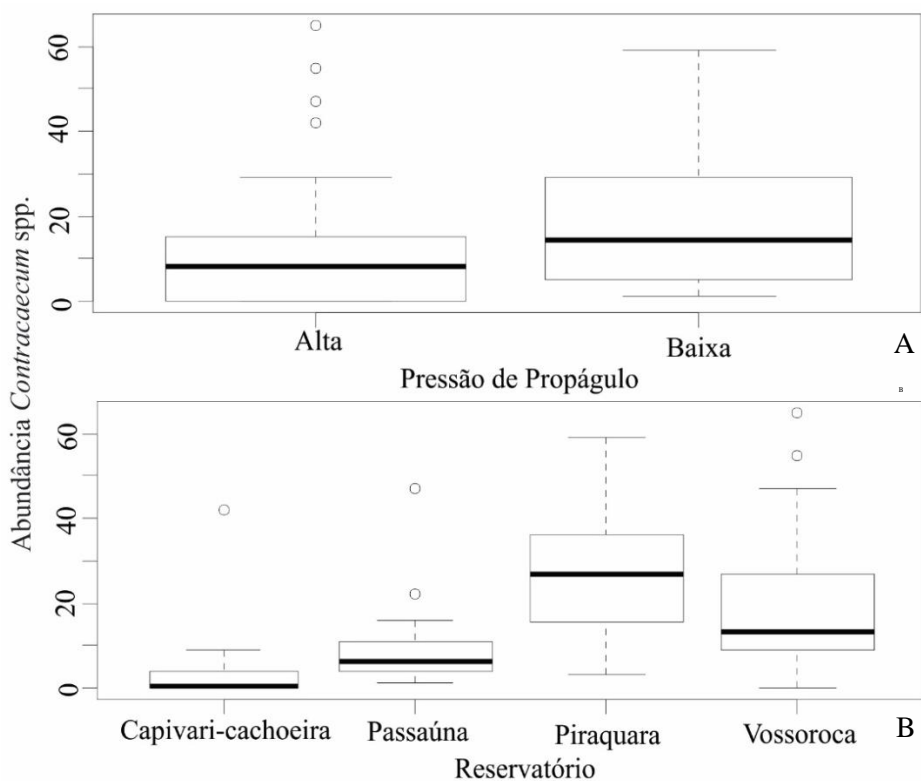


Figura 1: *Boxplot* da Abundância de *Contracaecum* spp. em relação a pressão de propágulo (A) e em relação ao reservatório amostrado (B).

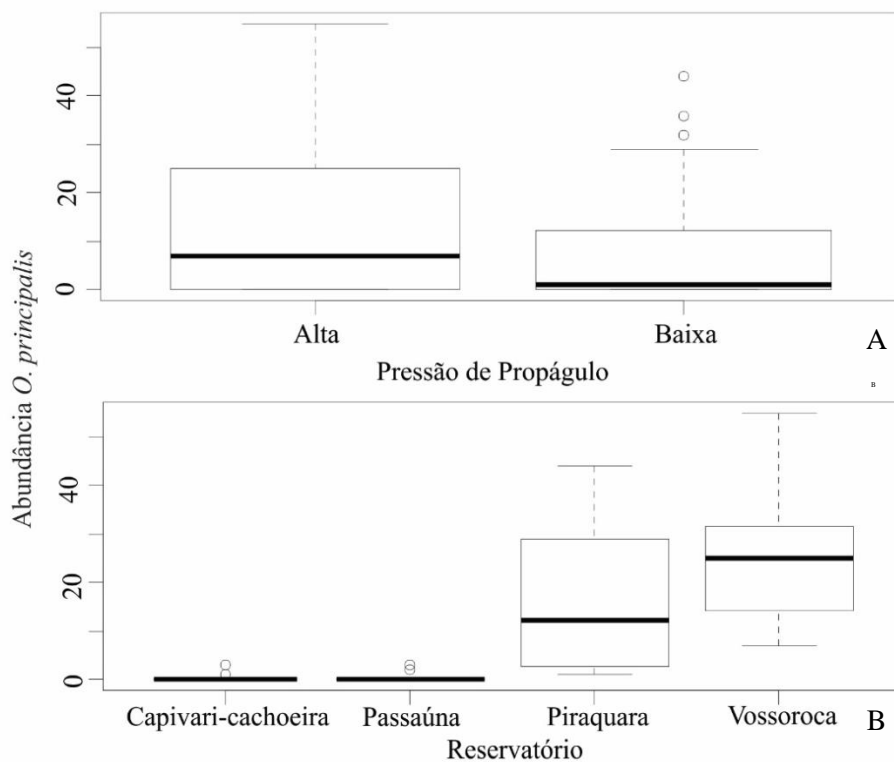


Figura 2: *Boxplot* da Abundância de *O. principalis* em relação a pressão de propágulo (A) e em relação ao reservatório amostrado (B).

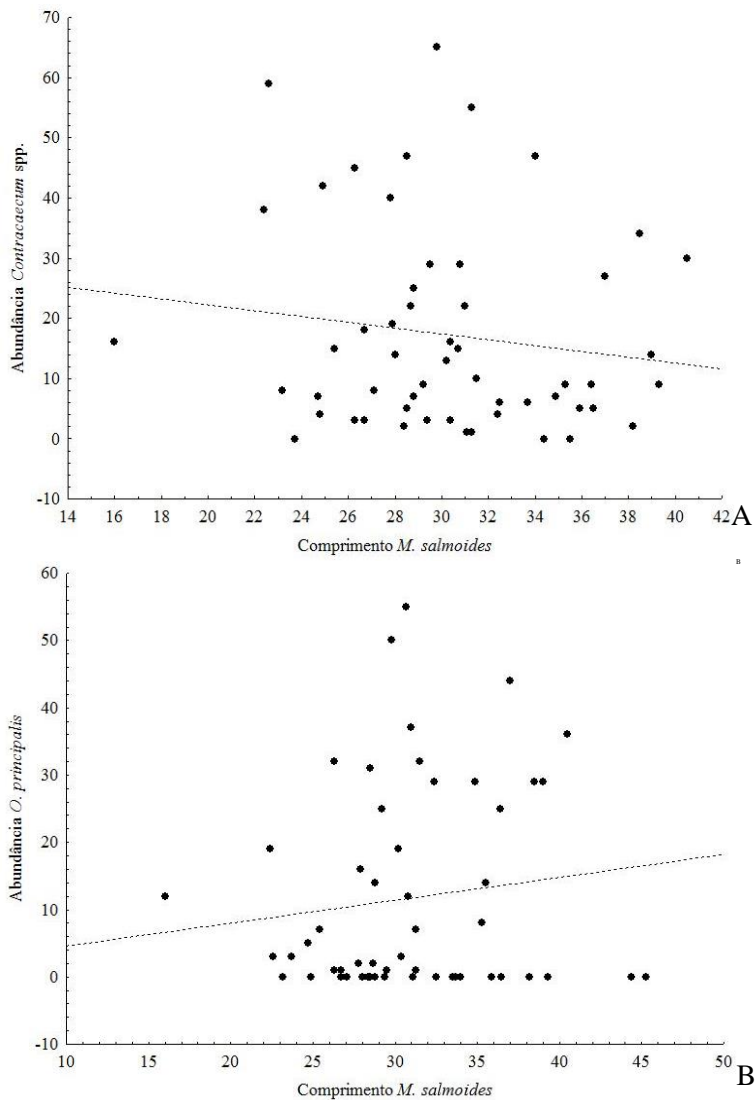


Figura 3: Gráfico do comprimento de *M. salmoides* em relação à Abundância de *Contracaecum* spp. (A) e *O. principalis* (B).

DISCUSSÃO

O invasor *M. salmoides* é responsável por diversos impactos nos diversos continentes em que foi introduzido, porém os impactos negativos relacionados à comunidade parasitária deste peixe na América Latina ainda eram desconhecidos até o presente estudos (*i.e.* Estes et al. 2011; Costa et al. capítulo I). Apesar do pouco tempo de introdução da espécie nos reservatórios amostrados (o mais antigo data da década de 50) e da baixa riqueza de espécies foi possível observar tanto a cointrodução quanto o *spillback* parasitário por este hospedeiro invasor. Além disso, a pressão de propágulo foi determinante em relação à abundância das espécies de parasitos encontradas em *M. salmoides*, nos quatro reservatórios amostrados. No caso do monogenético *O. principalis* a abundância foi maior nos reservatórios com maior pressão de propágulo, diferente de *Contracaecum* spp. que apresentou maior abundância em

locais com menor pressão. Essa diferença pode ser justificada pelo fato do monogenético ser um parasito especialista da família Centrachidae e conseqüentemente cointroduzido com *M. salmoides*, o que vai de acordo com a hipótese inicial do estudo (Maitland e Price, 1969; Margolis e Kabata 1984, Galli et al. 2007). Já o nematoide em fase larval encistada no mesentério é considerado um parasito generalista, sendo encontrado globalmente, podendo ter influências de outros fatores que não a pressão de propágulos (Madi e Silva 2005; Takemoto et al. 2009; Tavakol et al. 2015).

O tamanho do reservatório também mostrou-se bastante relacionado ao padrão encontrado, o que pode ter dificultado a observação da real interferência da pressão de propágulos na comunidade parasitária da espécie em cada local amostrado. Uma vez que a distribuição de parasitos é extremamente relacionada à distribuição de seus hospedeiros, a proximidade entre indivíduos de uma população tende a aumentar as chances de transmissão de parasitos. No geral, em nível intraespecífico, hospedeiros maiores tendem a possuir maior quantidade de parasitos (Kamiya et al. 2014; Stephens et al. 2016). Neste caso o hospedeiro é visto como uma ilha, deste modo, a abundância e riqueza parasitária em uma população estará ligada ao tamanho do hospedeiro e ao adensamento populacional (Kuris et al. 1980; Hartvigsen, 1992).

Reservatórios menores podem sugerir um maior adensamento populacional proporcional de *M. salmoides*, ou seja, ambientes menores possuem menos áreas de isolamento e conseqüentemente um maior agrupamento populacional. O que pode refletir o padrão de abundância de *O. principalis* e *Contracaecum* spp. encontrado neste estudo, principalmente para o caso do *O. principalis*, por ser um parasito com ciclo de vida monoxênico (Gagne et al. 2015; Buck e Lutterschmidt 2016). Além disso, este hospedeiro é conhecido por percorrer distâncias proporcionais à extensão dos menores reservatórios amostrados. O que sugere uma maior interação entre os indivíduos nos ambientes de menor extensão, em nível intra e interespecífico, e conseqüentemente uma maior troca parasitária (Nakagawa 2016). Nesse contexto, o nematoide *Contracaecum* spp. larva, por possuir um ciclo de vida complexo, é influenciado por uma série de outros fatores, como o tamanho da população de hospedeiros intermediários e final. Por exemplo, áreas com maior abundância de aves, ou locais que aumentam as chances de predação, conseqüentemente possuirão uma maior prevalência e abundância de parasitos. Isto pode ser contrastado com o fato de reservatórios menores aumentarem as chances de predação por aves, e conseqüente transmissão parasitária (Lafferty e Morris 1996, De Carvalho et al. 2003).

Ao associar o hospedeiro a uma ilha, pode-se observar que houve relação positiva significativa entre o comprimento dos peixes e a quantidade de parasitos para *O. principalis*. A classe Monogenea possui ciclo de vida monoxênico e depende do contato direto para infectar o hospedeiro. Por isso, a proximidade entre os indivíduos de uma mesma população, além do tamanho do corpo, relacionado com a idade do hospedeiro, aumenta a probabilidade de infecção parasitária e influencia a prevalência e abundância de parasitos na população (Poulin 1992; Bagge et al. 2004).

Contracaecum spp. é mais influenciado pelo nível trófico e a alimentação do hospedeiro do que por seu comprimento, por isso, predadores vorazes como *M. salmoides*, são mais suscetíveis a infecção deste nematóide (Lafferty e Morris 1996; Poulin e Leung 2011, Chen et al. 2008). Já a espécie *H. brachyurum* é comum do gênero *Micropterus*, descrito na espécie *M. dolomieu*, no Michigan, e em *M. salmoides* (Amin e Minckley 1996; Gopar-Merino et al. 2005), também nos Estados Unidos, o que representa o primeiro registro desta espécie de parasito no Brasil e uma possível cointrodução, juntamente com o monogenético *Onchocleidus principalis*.

A infecção de um parasito por um novo hospedeiro é considerada viável quando esta resulta em pelo menos outro caso de infecção parasitária, ou seja, quando a taxa de reprodução do parasito no novo hospedeiro é maior que um (Hatcher et al. 2012; Blackburn e Ewen 2016). Para o nematóide *P. peraccuratus*, espécie brasileira encontrada principalmente em Ciclideos, somente um indivíduo foi encontrado parasitando Black bass, portanto, não é possível afirmar se este é um hospedeiro viável ou somente uma infecção acidental (Moravec 1993). Entretanto, a presença deste parasito em *M. salmoides* representa um *spillback* parasitário, ou seja, a infecção de um parasito nativo em um hospedeiro introduzido (Kelly et al. 2009). Este pode representar múltiplos cenários no contexto de invasão, podendo facilitar o estabelecimento do hospedeiro, por meio do aumento da prevalência da espécie de parasito no ambiente, porém sem causar danos a espécie introduzida, tornando-a reservatório parasitário. Ou impactar negativamente o parasito, com a diluição da espécie no ambiente, que apesar de infectar o hospedeiro, não consegue concluir seu ciclo de vida, diminuindo sua abundância e intensidade no local. Por fim, pode levar a diminuição do fitness do hospedeiro introduzido, afetando seu estabelecimento. Isto devido a sua falta de resposta imunológica, e consequente aumento da patogenicidade do parasito (Strauss et al. 2012; Blackburn e Ewen 2016; Young et al. 2016). Diante das diversas situações torna-se fundamental o monitoramento constante da fauna parasitária do

hospedeiro, no caso, *M. salmoides*, para averiguar o sucesso e consequência da infecção parasitária, e assim promover medidas de controle necessárias.

No âmbito da cointrodução, além da pressão de propágulo, a força do vetor da espécie introduzida é outro fator determinante no sucesso de estabelecimento de novos parasitos em um ambiente. Esta leva em conta o estágio de vida introduzido, a pressão de propágulo e o tempo de transporte, ou seja, é extremamente atrelada a fase inicial de introdução, principalmente o *uptake*. Uma vez que a tomada não aleatória de propágulos a serem introduzidos tende a aumentar o número de espécies e a prevalência de parasitos que acompanham seu hospedeiro.

Além disso, as situações de stress e cativeiro que o indivíduo passa até atingir o novo local afetam diretamente a sua condição imunológica, aumentando sua susceptibilidade e selecionando os propágulos mais resistentes (Carrete et al. 2012). Nesse contexto, *M. salmoides* pode ser caracterizado como tendo alta força de vetor. Isto porque é constantemente introduzido em reservatórios em estágio de vida juvenil ou adulto por múltiplas fontes de propágulo, já que as introduções ocorrem por pescadores esportivos, não regulada pelo governo (e.g. Abilhoa e Vitule, 2009; Vitule et al. 2009; Ribeiro et al. 2015). Com isto, a maioria dos parasitos da população de hospedeiros introduzida fatalmente acompanha seu hospedeiro, porém perde-se na fase inicial do processo. Principalmente pela dificuldade de adaptação do parasito ao novo local, provavelmente devido maior taxa de mortalidade dos indivíduos mais parasitados, levando a consequente diminuição de espécies de parasitos aptas a se estabelecer no novo ambiente (MacLeod et al. 2010; Carrete et al. 2012; Lymbery et al. 2014; Blackburn e Ewen 2016).

Ao aumentar o número de indivíduos introduzidos e de eventos de introdução, a prevalência das espécies cointroduzidas também tende a aumentar, assim como suas chances de se estabelecer no novo ambiente. Já parasitos com ciclo monoxênico, como monogenéticos, como *O. principalis*, possuem mais chances de cointrodução em um novo local do que aqueles com ciclo de vida complexo (Lymbery et al. 2014; Blackburn e Ewen 2016). Além disso, a elevada abundância do monogenético em dois dos reservatórios pode sugerir uma compensação da diminuição da riqueza parasitária, uma vez que diminui a competição interespecífica entre espécies de parasitos. A menor riqueza gera a possibilidade de aumentar a abundância e prevalência da espécie de parasito introduzida (Colautti et al. 2004; Roche et al. 2010).

Entretanto, das diversas espécies de monogenético registradas em *M. salmoides* em outras regiões, somente uma foi encontrada neste estudos (Hoffman, 1999). A espécie *O.*

principalis mostrou-se tanto em baixa quanto alta abundância e prevalência nos reservatórios amostrados. Na literatura, padrões de prevalência e abundância desta espécie mudaram conforme o local de coleta de cada estudo (Collins e Janovy 2003; Galaviz-Silva et al. 2015). Assim, é possível associar locais com maior prevalência do monogenético com as possíveis populações fonte, ou seja, com o local de origem da introdução de *M. salmoides*.

De modo geral, é notável que a pressão de propágulos, apesar dos muitos fatores congruentes, se destaca no auxílio do estabelecimento e dispersão de indivíduos introduzidos, tanto de vida-livre quanto parasitos (Simberloff 2009; Blakeslee et al. 2012, 2013). Este estudos apresenta, portanto, uma informação essencial para o controle e manejo da introdução de hospedeiros e conseqüentemente cointrodução parasitária. A pressão de propágulos ao agir como mediadora da abundância e prevalência de parasitos não-nativos, acarreta no aumento do risco de *spillover* e conseqüente propagação de doenças emergentes. O que requer a execução de ações de mitigação, entre elas a diminuição de eventos de introdução e da força de vetor (Dove e Ernst 1998; Peeler et al. 2011; Gagne et al. 2015; Rideout et al. 2016).

Este estudo apresentou uma amostra preliminar da comunidade de parasitos de *M. salmoides* encontrada no Brasil, que pode vir a mudar com estudos que englobem amostras sazonais. Além de um constante monitoramento dos possíveis impactos gerados pela espécie nos ambientes que esta encontra-se introduzida. Mais que isso, a dinâmica da comunidade parasitária em um hospedeiro introduzido tende a sofrer maiores variações temporais, aumentando os links de conectância e aninhamento em teias tróficas ou mudando padrões de competição e predação nos novos ecossistemas. Isto, principalmente em estágios iniciais do tempo de residência do hospedeiro no novo local (Gagne et al. 2015; Goedknecht et al. 2016).

Os resultados encontrados neste estudos mostra a necessidade de estudos que avaliem a fauna parasitária em nível ecossistêmico dentre os reservatórios com maior pressão de propágulo, a fim de contemplar possíveis transferências parasitárias, no caso, o *spillover* em hospedeiros nativos e conseqüente invasão parasitária. Como pode ser o caso do nematoide *H. branchiurum*, que apesar de ter sido encontrado em baixa abundância, pode ser um potencial invasor, caso consiga completar seu ciclo de vida no novo ambiente (Taraschewski 2006; Goedknecht et al. 2016). Espera-se que os fatores preditores apresentados neste estudos possam embasar medidas de manejo eficientes quanto a conseqüente invasão parasitária. Pois, apesar da prevenção ainda ser a melhor ação contra todos os níveis de introdução, esta ainda é limitada pela falta de informações quanto aos

fatores e características que influenciam no sucesso de estabelecimento parasitário (Hatcher et al. 2012; Gagne et al. 2015, 2016).

REFERÊNCIAS

- Abilhoa V, Vitule JRS (2009). Black Bass (*Micropterus salmoides*). Plano de Controle de Espécies Exóticas Invasoras no Estado do Paraná: IAP. 97-103
- Amin OM, Minckley WL (1996) Parasites of some fish introduced into an Arizona reservoir, with notes on introductions. *J Helminthol Soc Washingt* 63:193–200.
- Bagge AM, Poulin R, Valtonen ET (2004) Fish population size, and not density, as the determining factor of parasite infection: a case study. *Parasitology* 128:305–313. doi: 10.1017/S0031182003004566
- Blackburn TM, Ewen JG (2016) Parasites as Drivers and Passengers of Human-Mediated Biological Invasions. *Ecohealth* 1–13. doi: 10.1007/s10393-015-1092-6
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blakeslee AMH, Altman I, Miller AW, et al (2012) Parasites and invasions: A biogeographic examination of parasites and hosts in native and introduced ranges. *J Biogeogr* 39:609–622. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02631.x
- Blakeslee AMH, Fowler AE, Keogh CL (2013) *Marine Invasions and Parasite Escape: Updates and New Perspectives*, 1st edn. Elsevier Ltd.
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant a D a (2009) Biological Synopsis of Largemouth Bass (*Micropterus samoides*). *Can Manuscr Rep Fish Aquat Sci* 27:2884.
- Brunkow RF, Dias LN, Wosiack AC, Xavier CF (2009) Monitoramento da qualidade das águas: Reservatório do Estado do Paraná 2005 a 2008. IAP
- Buck JC, Lutterschmidt WI (2016) Parasite abundance decreases with host density: evidence of the encounter-dilution effect for a parasite with a complex life cycle. *Hydrobiologia* 1–10. doi: 10.1007/s10750-016-2874-8
- Bush AO, Lafferty KD, Lotz JM, Shostak AW (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal of Parasitology* 83:575-583.
- Carrete M, Edelaar P, Blas J, et al (2012) Don't neglect pre-establishment individual selection in deliberate introductions. *Trends Ecol Evol* 27:67–68. doi: 10.1016/j.tree.2011.11.011
- Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, et al (2015) Biodiversity: Is there light for native fish assemblages at the end of the Anthropocene tunnel? *J Fish Biol* 2014–2015. doi: 10.1111/jfb.12847
- Chen HW, Liu WC, Davis AJ, et al (2008) Network position of hosts in food webs and their parasite diversity. *Oikos* 117:1847–1855. doi: 10.1111/j.1600-0706.2008.16607.x
- Childs JE, Richt JA, Mackenzie JS (2007) Introduction: Conceptualizing and partitioning

- the emergence process of zoonotic viruses from wildlife to humans. *Curr Top Microbiol Immunol* 315:1–31. doi: 10.1007/978-3-540-70962-6_1
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich I a., MacIsaac HJ (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol Lett* 7:721–733. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x
- Collins MR, Janovy J (2003) Host specificity among Ancyrocephalinae (Monogeneoidea) of Nebraska sunfish. *J Parasitol* 89:80–83. doi: 10.1645/0022-3395(2003)089[0080:HSAAMO]2.0.CO;2
- Daszak P (2000) Emerging Infectious Diseases of Wildlife - Threats to Biodiversity and Human Health (Vol 287, Pg 443, 2000). *Science* (80-) 287:443–449. doi: 10.1126/science.287.5452.443
- Da Conceição JR, Vitola CRR, Barros ACR, Scheer MB (2014). Plano para o uso e a conservação da água e do entorno do reservatório Piraquara I. Sanepar.
- De Carvalho S, Guidelli GM, Takemoto RM, Pavanelli GC (2003) Ecological aspects of endoparasite fauna of *Acestrorhynchus lacustris* (Lütken, 1875) (Characiformes, Acestrorhynchidae) on the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Acta Sci - Biol Sci* 25:479–483.
- Dove a. DM, Ernst I (1998) Concurrent invaders - Four exotic species of Monogenea now established on exotic freshwater fishes in Australia. *Int J Parasitol* 28:1755–1764. doi: 10.1016/S0020-7519(98)00134-9
- Dunn AM, Hatcher MJ (2015) Parasites and biological invasions: Parallels, interactions, and control. *Trends Parasitol* 31:189–199. doi: 10.1016/j.pt.2014.12.003
- Eiras JC, Takemoto RM, Pavanelli GC (2006) Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. Maringá: EDUEM.
- Estes J a, Terborgh J, Brashares JS, et al (2011) Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333:301–306. doi: 10.1126/science.1205106
- Elton CS (1958). *The ecology of invasions by plants and animals*. Methuen, London.
- Frehse F de A, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016) Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biol Invasions*. doi: 10.1007/s10530-016-1260-9
- Froese, R, Pauly D. Editors (2016). *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, Acessado em junho de 2016.
- Gagne RB, Hogan JD, Pracheil BM, et al (2015) Spread of an introduced parasite across the Hawaiian archipelago independent of its introduced host. *Freshw Biol* 60:311–322. doi: 10.1111/fwb.12491
- Gagne RB, Heins DC, McIntyre PB, et al (2016) Mutual dilution of infection by an introduced parasite in native and invasive stream fishes across Hawaii. *Parasitology* 143:1605–1614. doi: 10.1017/S0031182016001001
- Galaviz-Silva L, Iruegas-Buentello FJ, Escobar-González B, Molina-Garza ZJ (2015)

- Infection levels and seasonality of monogeneans in the largemouth bass *Micropterus salmoides* (Perciformes: Centrarchidae) from Nuevo León, Mexico. *J Helminthol* 1–8. doi: 10.1017/S0022149X15000954
- Galli P, Strona G, Benzoni F, et al (2007) Monogenoids from Freshwater Fish in Italy, with Comments on Alien Species. *Comp Parasitol* 74:264–272. doi: 10.1654/4281.1
- Goedknecht MA, Feis ME, Wegner KM, et al (2016) Parasites and marine invasions: Ecological and evolutionary perspectives. *J Sea Res* 113:11–27. doi: 10.1016/j.seares.2015.12.003
- Gopar-Merino L, Osorio-Sarabia D, García-Prieto L (2005) a New Species of *Hysterothylacium* (Nematoda: Anisakidae) Parasite of *Ariopsis Guatemalensis* (Osteichthyes: Ariidae) From Tres Palos Lagoon, Mexico. *J Parasitol* 91:909–914. doi: 10.1645/GE-411R.1
- Gozlan RE, Peeler EJ, Longshaw M, et al (2006) Effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, notably in Europe. *Microbes Infect* 8:1358–1364. doi: 10.1016/j.micinf.2005.12.010
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J Fish Biol* 76:751–786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Hartvigsen R (1992) Spatial Patterns in the Abundance and Distribution of Parasites of Freshwater Fish of. I:28–31.
- Hatcher MJ, Dick JTA, Dunn AM (2012) Disease emergence and invasions. *Funct Ecol* 26:1275–1287. doi: 10.1111/j.1365-2435.2012.02031.x
- Hoffman GL. (1999). *Parasites of North American freshwater fishes*. Cornell University Press.
- Jackson D a (2002) Ecological Effects of *Micropterus* Introductions : the Dark Side of Black Bass. *Am Fish Soc Symp* 31:221–232.
- Kamiya T, O’Dwyer K, Nakagawa S, Poulin R (2014) What determines species richness of parasitic organisms? A meta-analysis across animal, plant and fungal hosts. *Biol Rev* 89:123–134. doi: 10.1111/brv.12046
- Kelly DW, Paterson RA, Townsend CR, Poulin R, Tompkins DM. (2009). Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology?. *Ecology*, 90:2047-2056.
- Kuris AM, Blaustein, AR, Alio JJ (1980). Hosts as islands. *The American Naturalist*, 116: 570-586.
- Lafferty KD, Kimo Morris A (1996) Altered behavior of parasitized killifish increases susceptibility to predation by bird final hosts. *Ecology* 77:1390–1397. doi: 10.2307/2265536
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol Evol* 20:223–228. doi: 10.1016/j.tree.2005.02.004
- Lockwood JL, Hoopes MF., Marchetti MP (2007). *Invasion ecology*. John Wiley & Sons.

- Lymbery AJ, Morine M, Kanani HG, et al (2014) Co-invaders: The effects of alien parasites on native hosts. *Int J Parasitol Parasites Wildl* 3:171–177. doi: 10.1016/j.ijppaw.2014.04.002
- MacLeod CJ, Paterson AM, Tompkins DM, Duncan RP (2010) Parasites lost - do invaders miss the boat or drown on arrival? *Ecol Lett* 13:516–527. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01446.x
- Madi RR, Silva MSR (2005) *Contraecum* Railliet & Henry, 1912 (Nematoda, Anisakidae): o parasitismo relacionado à biologia de três espécies de peixes piscívoros no reservatório do Jaguari, SP. *Rev Bras Zootecias* 7:15–24.
- Maitland PS, Price CE (1969). *Urocleidus principalis* (Mizelle, 1936), a North American monogenetic trematode new to the British Isles, probably introduced with the Largemouth Bass *Micropterus salmoides* (Lacepede, 1802). *Journal of Fish Biology*, 1:17-18.
- Mannich M, Gonçalves VD, Werner J, Bernardo Y Avaliação De Parâmetros Limnológicos Do Reservatório Do Vossoroça E De Qualidade Da Água De Seus Afluentes. Xix Simpósio Bras Recur Hídricos 1–12.
- Margolis L, Kabata Z (1984). Guide to the parasites of fishes of Canada. Part 1: General introduction (by Margolis, L.; Kabata, Z.); Monogenea and Turbellaria (by Beverley-Burton, M.). Department of Fisheries & Oceans.
- Moravec F (1993) Nematode parasites of fish of the Parana River.
- Moravec F (1998). Nematodes of Freshwater Fishes of the Neotropical Region. Academia: Praha.
- Nakagawa BK (2016) Biologia populacional do predador invasor *Micropterus salmoides* (Lacépède , 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e recaptura. Dissertação, Universidade Federal do Paraná.
- Paraná. Decreto Estadual n° 4742/2005 03 de maio de 2005. Vedada a pesca e outras atividades correlatas nos lagos e no entorno das barragens sob a responsabilidade da companhia de saneamento do Paraná.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and the R Core team (2008) nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1–88
- Peeler EJ, Oidtmann BC, Midtlyng PJ, et al (2011) Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biol Invasions* 13:1291–1303. doi: 10.1007/s10530-010-9890-9
- Poulin R (2007) Are there general laws in parasite ecology? *Parasitology* 134:763–776. doi: 10.1017/S0031182006002150
- Poulin R (1992) Determinants of host-specificity in parasites of freshwater fishes. *Int J Parasitol* 22:753–758. doi: 10.1016/0020-7519(92)90124-4
- Poulin R (2011). Evolutionary ecology of parasites. Princeton university press.
- Poulin R, Leung TLF (2011) Body size, trophic level, and the use of fish as transmission

- routes by parasites. *Oecologia* 166:731–738. doi: 10.1007/s00442-011-1906-3
- Poulin R, Paterson R a., Townsend CR, et al (2011) Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshw Biol* 56:676–688. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02425.x
- Ribeiro VM, Braga RR, Abilhoa V, Vitule JRS (2015) Evaluation of three capture techniques for invasive *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) in a Neotropical reservoir: Implications for population control and management. *J Appl Ichthyol* 31:1127–1129. doi: 10.1111/jai.12904
- Rideout BA, Sainsbury AW, Hudson PJ (2016) Which Parasites Should We be Most Concerned About in Wildlife Translocations? *Ecohealth* 1–5. doi: 10.1007/s10393-016-1132-x
- Roche DG, Leung B, Mendoza Franco EF, Torchin ME (2010) Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *Int J Parasitol* 40:1525–1530. doi: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007
- Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (2005). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima.
- Seara RW (2010) *Avaliação do desempenho da barragem da Usina Governador Parigot de Souza (Cativari-Cachoeira)*. Dissertação. Universidade Federal de Ouro Preto.
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Braz J Biol* 65:363–369. doi: 10.1590/S1519-69842005000200021
- Simberloff D (2009) The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:81–102. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304
- Stephens PR, Altizer S, Smith KF, et al (2016) The macroecology of infectious diseases: a new perspective on global-scale drivers of pathogen distributions and impacts. *Ecol Lett* 19:1159–1171. doi: 10.1111/ele.12644
- Strauss A, White A, Boots M (2012) Invading with biological weapons: The importance of disease-mediated invasions. *Funct Ecol* 26:1249–1261. doi: 10.1111/1365-2435.12011
- Takemoto RM, Pavanelli GC, Lizama M a P, et al (2009) Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz J Biol* 69:691–705. doi: 10.1590/S1519-69842009000300023
- Taraschewski H (2006) Hosts and parasites as aliens. *J Helminthol* 80:99–128. doi: 10.1079/JOH2006364
- Tavakol S, Smit WJ, Sara JR, et al (2015) Distribution of *Contracaecum* (Nematoda : Anisakidae) larvae in freshwater fish from the northern regions of South Africa. *African Zool*. doi: 10.1080/15627020.2015.1052302
- Van Der Walt JA, Weyl OLF, Woodford DJ, Radloff FGT (2016) Spatial extent and consequences of black bass (*Micropterus* spp.) invasion in a Cape Floristic Region river basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 26:736–748. doi: 10.1002/aqc.2589

Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish Fish* 10:98–108. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x

Yamaguti S. (1959) *Systema Helminthum*. Vol. II. The Cestodes of Vertebrates. Part II. New York: Interscience Publishers.

Young HS, Parker IM, Gilbert GS, et al (2016) Introduced Species, Disease Ecology, and Biodiversity–Disease Relationships. *Trends Ecol Evol* xx:1–14. doi: 10.1016/j.tree.2016.09.008

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W, editors. New York, NY: Springer Science and Business Media.

Material suplementar – Lista de endereços da web mostrando a preferência dos pescadores esportivos pela espécie *M. Salmoides* na região de estudo:

[://www.bassonline.com.br/corpo.htm](http://www.bassonline.com.br/corpo.htm)

[://www.clubeattack.com.br/4etapa.html](http://www.clubeattack.com.br/4etapa.html)

[://www.blogtrahasepesca.com.br/2012/10/2-torneio-aberto-bac-de-pesca-ao-lack.html](http://www.blogtrahasepesca.com.br/2012/10/2-torneio-aberto-bac-de-pesca-ao-lack.html)

[://www.curupirapescaesportiva.com.br/eventos.html](http://www.curupirapescaesportiva.com.br/eventos.html)

[://www.lppe.com.br/galeria.html](http://www.lppe.com.br/galeria.html)

[://www.lppe.com.br/1etapa-2012.html](http://www.lppe.com.br/1etapa-2012.html)

FLUXOGAMA FINAL: Imagem com os principais resultados dos dois capítulos apresentados neste estudo. As linhas contínuas apresentam os principais resultados de cada capítulo e as linhas tracejadas as hipóteses que corroboram os resultados encontrados.

