

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO  
DA VIDA SILVESTRE

**Tese de Doutorado**

**Aspectos ecológicos e sociais da invasão de peixes em lagos naturais do  
médio Rio Doce, MG, Brasil**

**Lorena Torres Oporto**

Belo Horizonte

2013

Lorena Torres Oporto

**ASPECTOS ECOLÓGICOS E SOCIAIS DA INVASÃO DE PEIXES EM  
LAGOS NATURAIS DO MÉDIO RIO DOCE, MG, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração: Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre.

Orientador: Prof. Dr. Francisco A. R. Barbosa

Coorientadora: Dra. Evelise N. Fragoso-Moura

Belo Horizonte

2013

*Aos meus queridos abuelito Tuco e vovó Zé.  
(in memoriam)*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer à Taís, meu filhote, minha flor, minha pequena. Obrigada pela ajuda nas biometrias, pela compreensão, pelo seu sorriso, seu carinho e seu amor.

À minha família (em especial, aos meus pais, Kátia e Gaston, ao Edu, ao meu irmão Bruno, à minha querida e eterna avó Maria José, aos meus tios Cláudio, Rinaldo e Mirtes e ao meu primo Fabrício). Sem o apoio e o amor de vocês eu não teria conseguido transformar muralhas e pedras que encontrei ao longo do caminho em muretas e pedregulhos.

Ao prof. Dr. Francisco Barbosa pela orientação e pela oportunidade de amadurecimento e continuação da pesquisa.

À Dra. Evelise Fragoso-Moura, por todo apoio e conselhos. Mais do que colega de trabalho e coorientadora, você se tornou uma amiga!

Aos meus fiéis escudeiros Vitor & Léo, à Gabi e à Taiana. A companhia e amizade de vocês fizeram com que as coletas e as biometrias, tão cansativas, se tornassem mais leves e divertidas! Sentirei saudades das “embaúbadãs”, bananinhas e conversas intermináveis!

A todos os meus amigos, antigos e novos, em especial às minhas irmãs de Bamba, à Joana, à Camila Ramos, à Liss e à Paulinha, pelo apoio e compreensão perante o estresse dos últimos meses.

Aos amigos do LIMNEA, em especial Raquel, Natália, Júnia e Marcelo, e àqueles que por lá também passaram, Renata, Taci, Luiz Felipe e Josi. Obrigado pela alegria de vocês!

Ao Msc. Diego Pujoni, pelas conversas paramétricas e não-paramétricas, pelo apoio e ajuda com as análises estatísticas.

Aos amigos do PERD, em especial Alexandra, Cláudio, Sátiva, Tião e Canela. Obrigado por todo apoio e carinho ao longo deste trabalho.

Aos pescadores que participaram deste estudo e que me fizeram perceber, cada vez mais, a importância da inserção do ser humano em trabalhos voltados à conservação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela oportunidade de aprimorar minha formação em Ecologia, e aos secretários do programa, Fred e Cris, por todo apoio e paciência.

Ao CNPq pela bolsa concedida e ao PELD (CNPq/UFMG) e FAPEMIG pelo apoio financeiro.

Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), pela concessão das licenças de pesquisa científica (110-08, 103-0, 020/10 e 061/11) e apoio durante a realização deste projeto.

*Todas as opiniões que há sobre a Natureza  
Nunca fizeram crescer uma erva ou nascer uma flor.  
Toda a sabedoria a respeito das cousas  
Nunca foi cousa em que pudesse pegar como nas cousas;  
Se a ciência quer ser verdadeira,  
Quer ciência mais verdadeira que a das cousas sem ciência?  
Fecho os olhos e a terra dura sobre que me deito  
Tem uma realidade tão real que até as minhas costas a sentem.  
Não preciso de raciocínio onde tenho espáduas.*

*Todas as Opiniões – Alberto Caeiro*

## RESUMO

O Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, Minas Gerais, tem sido local de introdução de peixes não nativos desde a década de 1970. Como consequência, já foram verificadas reduções na ictiofauna nativa e impactos na comunidade zooplancônica. Este trabalho teve como objetivo identificar em quais estágios do processo de invasão as espécies não nativas se encontram; identificar o impacto causado por estas espécies na estrutura de comunidades invadidas; e qual a percepção de pescadores locais frente ao processo de invasão. Os estágios foram identificados através de: (i) análises populacionais e reprodutivas de peixes não nativos coletados com redes de espera com diferentes tamanhos de malha, peneira e arrasto em dois lagos: lago Carioca (2009-2010), localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), e lago Jacaré (2010-2011), situado fora do parque; e (ii) modelos preditivos de ocorrência das espécies em 19 lagos do sistema. Impactos na estrutura da comunidade foram analisados através de dados de riqueza, equitabilidade, constância de ocorrência e padrões de abundância obtidos para as amostras dos lagos Jacaré e Carioca. Percepção do pescador foi avaliada através de entrevistas semi-estruturadas, realizadas em lagos situados no entorno do parque e com presença de clubes de pesca (lagos Jacaré e Aguapé), e no lago Dom Helvécio, localizado dentro do parque e onde a pesca de não nativos é liberada. As análises populacionais e reprodutivas indicaram que as espécies estão adaptadas ao ambiente, apresentando sucesso reprodutivo e populações auto-sustentáveis. Foram identificados impactos na comunidade invadida, com dominância de espécies não nativas e baixa abundância de espécies nativas forrageiras. Os modelos indicaram que a pressão de propágulo é o principal fator responsável pela presença de espécies não nativas nos lagos, mesmo dentro do PERD. Estes resultados indicam que as espécies estudadas se encontram nos últimos estágios do processo de invasão, sendo necessário o controle populacional. O pescador local percebe o impacto de algumas destas espécies no ambiente e está disposto a participar de ações de manejo. Assim, é recomendável o planejamento de ações de manejo participativas, integrando o PERD e entorno, visando controlar população de peixes não nativos existentes no sistema e impedir a introdução de novas espécies.

**Palavras-chave:** espécies não nativas, processo de invasão, modelos de predição, peixes invasores, manejo, percepção ambiental, sistema lacustre do médio Rio Doce, Parque Estadual do Rio Doce, reprodução, fator de condição, estudo populacional.

## ABSTRACT

The Rio Doce Lake System has been the local of non-native fish introductions since the 1970s. As a result, were observed reductions in native fish species and impacts on zooplankton community. This study aimed to identify which stages of the invasion process that non-native species are found; the impact of these species in the invaded communities structure, and the perception of local fishermen about the invasion process. The stages were identified by: (i) population and reproductive analysis of non-native fish species collected with multi-mesh gillnets, seine net and sieve in two lakes: lake Carioca (2009-2010), located inside de Rio Doce State Park (PERD), and lake Jacaré (2010-2011), located outside the park, and (ii) prediction models of non-native species occurrence in 19 lakes of the system. The impacts in native community of lakes Carioca and Jacaré were verified using richness, diversity and equitability indices, constancy of occurrence analyses and abundance estimation with whittaker-plots. the perception of the local fishermen about invasion process were analyzed by semi-structured interview conducted on lakes with recreational fishing club (lakes Jacaré and Aguapé), located in the surrounding areas of the PERD, and lake Dom Helvécio located in PERD, where fishing for non-native species is allowed for visitors. The reproductive and population analyzes indicated that non-native species are adapted to the environment, with reproductive success and self-sustaining populations. Impacts were identified in the community invaded, with dominance by non-native species and low abundance of native species. The prediction models of non-native species indicate that propagule pressure is the main factor responsible for the presence of these species in lakes, even inside the PERD. These results indicate that the species are in the later stages of the invasion process, and it is necessary their population control. Local fisherman perceives the impact of some of these species in the environment and is willing to participate in management actions. Therefore, we recommend the planning of participative management, integrating PERD and surroundings in order to control population of non-native fish in the system and prevent the introduction of new species.

**Keywords:** non-native species, invasion process, prediction models, invasive fishes, management, environmental perception, Middle Rio Doce lake system, Rio Doce State Park, reproduction, condition factor, population study.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	10
REFERÊNCIAS .....	14

### **Capítulo 1 - Peixes não nativos e seus impactos na comunidade ictiofaunística de dois lagos naturais, Médio Rio Doce, Brasil**

RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	19
INTRODUÇÃO .....	20
MATERIAIS E MÉTODOS .....	21
RESULTADOS.....	24
DISCUSSÃO .....	29
REFERÊNCIAS .....	33

### **Capítulo 2 - Análises populacionais e reprodutivas de peixes não nativos em dois lagos naturais do médio Rio Doce, Brasil**

RESUMO.....	39
ABSTRACT.....	40
INTRODUÇÃO .....	41
MATERIAIS E MÉTODOS .....	42
RESULTADOS.....	46
DISCUSSÃO .....	63
REFERÊNCIAS .....	67
APÊNDICE A – Proporção sexual.....	70
APÊNDICE B – Relação Peso-Comprimento .....	72

### **Capítulo 3 - Modelos preditivos para seis espécies de peixes invasores em um sistema de lagos tropicais**

RESUMO.....	755
ABSTRACT.....	766
INTRODUÇÃO .....	777

METODOLOGIA .....	79
RESULTADOS .....	844
DISCUSSÃO .....	888
REFERÊNCIAS .....	922
APÊNDICE A .....	977
APÊNDICE B .....	988

**Capítulo 4 - Percepções de pescadores em relação ao processo de invasão e o manejo de peixes não nativos em lagos do médio Rio Doce, Brasil**

RESUMO.....	1000
ABSTRACT.....	1011
INTRODUÇÃO .....	1022
METODOLOGIA .....	1044
RESULTADOS.....	1077
DISCUSSÃO .....	1177
REFERÊNCIAS .....	1200
APÊNDICE A .....	1244
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	1266

## INTRODUÇÃO GERAL

A introdução de espécies em novos ambientes não é um fenômeno ligado exclusivamente ao ser humano. No entanto, o aumento de sua frequência está diretamente relacionado ao processo de colonização e expansão comercial, época em que diversas espécies foram introduzidas deliberadamente e inadvertidamente em diversas partes do mundo visando paisagismo, cultivo de alimento, dentre outros, sendo este um dos motivos mais significantes nas modificações ambientais provocadas pelo homem (Crosby 1986; Gozlan et al. 2010; Mack et al. 2000; Vitousek et al. 1997).

Independentemente da causa da introdução, o potencial de invasão tende a ser alto (Vitule et al. 2009), uma vez que espécies não nativas podem se estabelecer e se dispersar para novas áreas, tornando-se assim invasoras. De forma geral, o processo de invasão apresenta quatro estágios: transporte, introdução, estabelecimento e dispersão. No entanto, nem toda espécie introduzida conseguirá se estabelecer em um novo ambiente, e nem toda espécie estabelecida conseguirá se dispersar. Para compreender melhor o processo e unificar os estudos já existentes, Blackburn et al. (2011) propuseram 11 passos que levam ao sucesso de invasão, sendo que características reprodutivas e fisiológicas da espécie, características da comunidade invadida e pressão de propágulo são variáveis determinantes para se passar de um estágio ao outro.

Atualmente, a presença de espécies invasoras tem sido tratada como um dos principais fatores da perda de biodiversidade, além de gerar danos econômicos e sociais consideráveis (Latini and Petrere Júnior 2004; Mack et al. 2000; Olden et al. 2010; Pimentel et al. 2005; Simberloff et al. 2013; Vitule and Prodocimo 2012). Em função de características intrínsecas das espécies tais como estratégias reprodutivas, comportamento agressivo e alta competitividade (Drake 2007; Fox et al. 2007; Sakai et al. 2001), espécies invasoras podem causar modificações nas condições ecológicas locais e alterar a reprodução, o crescimento e o desenvolvimento das espécies residentes, bem como provocar a hibridização e introdução de doenças e parasitas, afetando negativamente a estrutura original do ambiente em questão, causando inclusive homogeneização biótica (Clavero and García-Berthou 2005; Leunda 2010; Lowe-McConnell 1999; Rahel 2000; Welcomme 1988; Zaret and Paine 1973).

Apesar de a problemática ser antiga, o número de estudos no Brasil sobre espécies invasoras e seus impactos aumentou somente após 1990 (Speziale et al. 2012), quando a

invasão biológica se tornou um problema global, sendo um dos assuntos tratados na Convenção sobre a Diversidade Biológica realizada em 1992, da qual o país é signatário.

A primeira ação de abrangência nacional visando identificar as espécies não nativas introduzidas em diversas regiões do Brasil foi o *Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras*, realizado em 2005. Segundo os dados levantados pelo Informe existem aproximadamente 49 espécies invasoras em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros, sendo 37 espécies de peixes (Coradin and Tortato 2006).

No entanto, esses números certamente são muito maiores. Somente no estado de Minas Gerais já foram identificadas cerca de 80 espécies de peixes não nativos (Magalhães and Jacobi 2008), dentre espécies originárias de outros países e espécies brasileiras introduzidas em outras bacias que não sua bacia de origem. Muitas destas espécies foram introduzidas deliberadamente, visando à piscicultura, pesca esportiva, controle biológico e aquariofilia (Agostinho et al. 1994; Vitule et al. 2009), e se encontram em diversos estágios do processo de invasão (Blackburn et al. 2011), sendo seus impactos ecológicos, sociais e econômicos pouco conhecidos.

O pico da introdução de espécies de peixes no país foi nas décadas de 1960 e 70 com a realização de intensos programas de peixamento nas regiões nordeste, sudeste e sul (Agostinho et al. 1994; Welcomme 1988). Particularmente no estado de Minas Gerais, os problemas relacionados à introdução de espécies não nativas são comuns a todas as 13 bacias, representando uma ameaça real para a diversidade de peixes no estado (Drummond et al. 2005). No sistema lacustre do médio Rio Doce, considerado um sistema único no país e detentor de importância biológica especial (Godinho and Vieira 1999), o grande número de introduções de espécies não nativas nas últimas décadas acarretou na redução da ictiofauna nativa, chegando à ordem de 50% em alguns lagos (Godinho 1996; Latini and Petrere Júnior 2004).

Atualmente, cerca de seis espécies introduzidas são encontradas nos lagos do médio Rio Doce (Godinho et al. 1994; Latini et al. 2004; Sunaga and Verani 1991; Vasconcellos et al. 2005). Destas, o tucunaré *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006, o apaiari *Astronotus cf. ocellatus* (Agassiz, 1831), a piranha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 e o tamboatá *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) são nativas de outras bacias hidrográficas brasileiras, mas introduzidas na bacia do Rio Doce. As outras espécies que ocorrem nos lagos são o bagre-africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) e a tilápia *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897), originária do Oriente Médio.

A introdução destas espécies no sistema iniciou-se na década de 1970, com a introdução intencional de *C. kelberi* e *P. nattereri* por pescadores da região (Godinho et al. 1994). Na mesma época foi introduzido o *A. ocellatus* por soltura acidental de aquários. *Clarias gariepinus* e as espécies de tilápia só foram relatadas na região após 1999 e a sua presença está associada ao escape acidental de tanques de cultivo. *Hoplosternum littorale* também possui seu registro recente e associado ao uso como isca nos clubes de pesca da região (Latini et al. 2004).

No que diz respeito a *C. kelberi* e *P. nattereri*, estudos anteriores verificaram que estas espécies se dispersaram para um grande número de lagos (Godinho et al. 1994; Latini et al. 2004; Vasconcellos et al. 2005), causando impactos diretos e indiretos à comunidade nativa. Na presença destas espécies, foi verificada a alteração dos hábitos alimentares de espécies nativas (Pompeu and Godinho 2001), gerando um desequilíbrio em outros níveis tróficos da comunidade (Pinto-Coelho et al. 2008).

Já os impactos causados pelas demais espécies ainda não estão esclarecidos. No entanto, as frequências de captura têm aumentado ao longo dos anos, indicando que elas provavelmente já se estabeleceram no sistema lacustre do médio Rio Doce (Latini et al. 2004; Vasconcellos et al. 2005).

Um dos grandes desafios ao se trabalhar com invasão biológica é que, depois de estabelecida no ambiente, dificilmente uma espécie invasora poderá ser erradicada. Ainda assim, formas de manejo precisam ser implantadas a fim de minimizar os impactos causados por essas espécies na comunidade invadida, bem como os seus possíveis impactos sócio-econômicos.

Com o avanço dos estudos na área da biologia da invasão, novas técnicas de manejo de espécies não nativas foram sendo desenvolvidas (Britton et al. 2011; Simberloff 2009). No entanto, qualquer uma das técnicas possui eficiência dependente do habitat, das espécies manejadas e da etapa em que elas se encontram dentro do processo de invasão (Britton et al. 2011; Larson et al. 2011; Lodge et al. 2006). Além disso, estudos recentes mostram a importância de se compreender o papel do ser humano dentro do processo de invasão de espécies (e.g. García-Llorente *et al.* 2008; Lapointe, Thorson & Angermeier 2012; Simberloff *et al.* 2013), uma vez que muitas introduções são intencionais.

Desta forma, para que um estudo sobre espécies introduzidas no sistema lacustre do médio Rio Doce forneça resultados que viabilizem um plano de manejo de peixes invasores na região, é necessário levar em consideração não só os componentes biológicos e ecológicos,

como também os componentes sociais que influenciam no estabelecimento e dispersão das espécies entre os lagos.

O presente estudo visou identificar em quais estágios do processo de invasão as espécies não nativas se encontram; identificar o impacto causado por estas espécies na estrutura de comunidades invadidas; e qual a percepção de pescadores locais frente ao processo de invasão.

Para tanto, foram realizados três estudos diferentes, apresentados em capítulos, abordando os seguintes objetivos específicos:

#### Capítulo 1

- Identificar as espécies nativas e não nativas que ocorrem em dois lagos com histórico de introdução de peixes superior a 10 anos;
- Determinar a abundância e constância de ocorrência de espécies não nativas e nativas nestes lagos.

#### Capítulo 2

- Descrever aspectos populacionais e características reprodutivas de espécies não nativas presentes em dois lagos do sistema;
- Identificar a existência de populações auto-sustentáveis destas espécies no ambiente.

#### Capítulo 3

- Construir modelos de predição que permitam evidenciar que fatores influenciam na dispersão e estabelecimento das espécies invasoras de lagos do médio Rio Doce;

#### Capítulo 4

- Identificar as espécies não nativas e nativas que ocorrem em lagos da região de acordo com os pescadores;
- Avaliar a percepção do pescador local quanto aos impactos causados por espécies não nativas;
- Verificar a possibilidade de propor um plano de manejo na região em conjunto com os pescadores locais.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Júlio Junior HF, Petrere Júnior M (1994) Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx IG (ed) *Rehabil. Freshw. Fish.*, London. Fishing News Books, pp 171 – 184
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–9. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Britton JR, Gozlan RE, Copp GH (2011) Managing non-native fish in the environment. *Fish Fish* 12:256–274. doi: 10.1111/j.1467-2979.2010.00390.x
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol Evol* 20:110. doi: 10.1016/j.tree.2005.01.003
- Coradin L, Tortato D (2006) Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 24.
- Crosby AW (1986) *Ecological imperialism. The biological expansion of Europe, 900–1900.* 369.
- Drake JM (2007) Parental investment and fecundity, but not brain size, are associated with establishment success in introduced fishes. *Funct Ecol* 21:963–968. doi: 10.1111/j.1365-2435.2007.01318.x
- Drummond GM, Martins CS, Machado ABM, et al. (2005) *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação*, 2nd ed. 222.
- Fox MG, Vila-Gispert A, Copp GH (2007) Life-history traits of introduced Iberian pumpkinseed *Lepomis gibbosus* relative to native populations. Can differences explain colonization success? *J Fish Biol* 71:56–69. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01683.x
- García-Llorente M, Martín-López B, González JA, et al. (2008) Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biol Conserv* 141:2969–2983. doi: 10.1016/j.biocon.2008.09.003
- Godinho AL (1996) *Peixes do Parque Estadual do Rio Doce.* 48.
- Godinho AL, Fonseca MT, Araújo LM (1994) The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, Von Sperling M (eds) *Ecol. Hum. Impact. Lakes Reserv. Minas Gerais with Spec. Ref. to Futur. Dev. Manag. Strateg. SEGRAC*, Belo Horizonte, pp 77–83
- Godinho AL, Vieira F (1999) Ictiofauna. In: Costa C (ed) *Biodiversidade em Minas Gerais um atlas para sua Conserv. Fundação Biodiversitas*, Belo Horizonte, pp 44–46
- 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
- Lapointe NWR, Thorson JT, Angermeier PL (2012) Relative roles of natural and anthropogenic drivers of watershed invasibility in riverine ecosystems. *Biol Invasions* 14:1931–1945. doi: 10.1007/s10530-012-0204-2
- Larson DL, Phillips-Mao L, Quiram G, et al. (2011) A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *J Environ Manage* 92:14–22. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.08.025

- Latini AO, Lima-Junior DP, Giacomini HC, et al. (2004) Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana* 5:135–142.
- Latini AO, Petrere Júnior M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fish Manag Ecol* 11:71–79. doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- Leunda P (2010) Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquat Invasions* 5:239–262. doi: 10.3391/ai.2010.5.3.03
- Lodge DM, Williams S, MacIsaac HJ, et al. (2006) Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management. *Ecol Appl* 16:2035–2054. doi: 10.1890/1051-0761(2006)016[2035:BIRFUP]2.0.CO;2
- Lowe-McConnell RH (1999) *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais, Tradução: . 535.*
- Mack R, Simberloff D, Lonsdale W, et al. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10:689–710.
- Magalhães ALB de, Jacobi CM (2008) Ornamental exotic fish introduced into Atlantic Forest water bodies, Brazil. *Neotrop Biol Conserv* 3:73–77.
- Olden JD, Kennard MJ, Leprieur F, et al. (2010) Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Divers Distrib* 16:496–513. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00655.x
- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52:273–288. doi: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
- Pinto-Coelho RM, Bezerra-Neto JF, Miranda F, et al. (2008) The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian J Biol* 68:1025–1037. doi: 10.1590/S1519-69842008000500010
- Pompeu PS, Godinho AL (2001) Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch)(Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do Rio Doce devido à introdução de peixes. *Rev Bras Zool* 18:1219–1225.
- Rahel FJ (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854–6.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, et al. (2001) The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Syst* 32:305–332.
- Simberloff D (2009) We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biol Invasions* 11:149–157. doi: 10.1007/s10530-008-9317-z
- Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, et al. (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 28:58–66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013
- Speziale KL, Lambertucci SA, Carrete M, Tella JL (2012) Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biol Invasions* 14:1609–1621. doi: 10.1007/s10530-011-0162-0
- Sunaga T, Verani JR (1991) The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Verhandlungen Int Vereinigung für Theor und Angew Limnol* 24:2563–2566.

- Vasconcellos MG, Assunção AM, Soares AS, et al. (2005) Análise da diversidade de espécies de peixes em 4 lagoas do Sistema de Lagos do Vale do Médio Rio Doce - MG, em relação à ocorrência de espécies exóticas. In: Rocha O, Espíndola ELG, Fenerich-Verani N, et al. (eds) Espécies invasoras em águas doces Estud. caso e Propos. manejo. EDUFScar, São Carlos, pp 119–129
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, et al. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N Z J Ecol* 21:1–16.
- Vitule JRS, Prodocimo V (2012) Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estud Biol Ambient e Divers* 34:225–237.
- 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
- Welcomme RL (1988) International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish Tech Pap* 294:1–318.
- Zaret TM, Paine RT (1973) Species introduction in a tropical lake. *Science* (80- ) 182:449–455.

## **Capítulo 1**

### **Peixes não nativos e seus impactos na comunidade ictiofaunística de dois lagos naturais, Médio Rio Doce, MG**

### **Nonnative fishes and their impacts on the fish community of two natural lakes, Middle Rio Doce, MG**

Lorena T. Oporto, Evelise N. Fragoso-Moura & Francisco. A.R. Barbosa. Peixes não nativos e seus impactos na comunidade de peixes de dois lagos naturais, Médio Rio Doce, MG. Este capítulo dará origem a um artigo a ser submetido ao periódico *Environmental Biology of Fishes*, apresentando legendas e referências formatadas de acordo com as normas do periódico.

## RESUMO

A colonização de peixes não nativos em lagos do sistema lacustre do médio Rio Doce, Minas Gerais, teve início em 1960 com a introdução das espécies piscívoras *Pygocentrus nattereri* e *Cichla kelberi* em lagos localizados no entorno do Parque Estadual do Rio Doce. Atualmente, oito espécies não nativas ocorrem em lagos dentro e fora do parque. Com o objetivo de avaliar os impactos destas espécies na estrutura da comunidade de peixes, foram realizadas coletas com redes de espera com diferentes tamanhos de malha, peneira e arrasto nos lagos Carioca (2009-2010), localizado dentro do parque, e Jacaré (2010-2011), situado fora do parque, totalizando nove coletas em cada lago. Os impactos foram verificados através de índices de riqueza, equitabilidade e diversidade, e análises de constância de ocorrência e de estimativa de abundância das espécies nativas e não nativas. Os resultados mostraram que em ambos os lagos ocorreram modificações na estrutura da comunidade, com *P. nattereri* sendo uma das mais abundantes, espécies forrageiras ocorrendo em baixa abundância, e, no caso do lago Carioca, havendo dominância da espécie não nativa *Hoplosternum littorale*. No lago Jacaré, a abundância encontrada para as espécies nativas *Hoplias* gr. *malabaricus* e *Geophagus brasiliensis*, esta última possivelmente extinta no lago Carioca, indicam ainda que a despeito do histórico de introdução, a heterogeneidade ambiental juntamente com a presença de pescadores podem estar interferindo no processo de invasão de espécies não nativas.

**Palavras-chave:** espécies invasoras, processo de invasão, Parque Estadual do Rio Doce, estrutura da comunidade, perda de espécies.

## ABSTRACT

The colonization by non-native fishes in the middle Rio Doce lake system, Minas Gerais, began in 1960 with the introduction of the piscivorous *Pygocentrus nattereri* and *Cichla kelberi* in lakes surrounding the Rio Doce State Park. Currently, eight non-native species are scattered in lakes inside and outside the park. In order to evaluate non-native fishes impacts on the invaded lakes' fish community structure, samples were collected with multi-mesh gillnets, seine net and sieve in lakes Carioca (2009-2010), inside de park, and Jacaré (2010-2011), outside the park, totalizing nine samples in each lake. The impacts were verified using richness, diversity and equitability indices, constancy of occurrence analyses and abundance estimation with whittaker-plots. The results showed changes in community structure in both lakes: *P. nattereri* was one of the most abundant species, forage species occurring in low abundance and, in the case of Lake Carioca, the non-native *Hoplosternum littorale* was dominant. In Lake Jacaré, the abundance found for the natives *Hoplias* gr. *malabaricus* and *Geophagus brasiliensis*, this last possibly extinct in Lake Carioca, also indicate that despite the historical introduction, the environmental heterogeneity and the presence of fishermen may be interfering with the process of invasion of non-native species.

**Keywords:** invasive species, invasion process, Rio Doce State Park, community structure, loss of species.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, assim como diversos países do mundo, a introdução de espécies não nativas invasoras vem acarretando, ao longo dos séculos, na modificação dos ecossistemas invadidos e na perda de espécies (Crosby 1986; Dean 1995). Apesar de o problema ser antigo, poucas ações foram tomadas com intuito de controlar espécies não nativas (Vitule and Prodocimo 2012). Os trabalhos que abordam ocorrência, biologia e ecologia de espécies não nativas também eram escassos até a década de 1990, época em que invasão biológica passou a ser considerada um problema global (Speziale et al. 2012), sendo obrigação dos países signatários da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), como é o caso do Brasil, “impedir que se introduza, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies” (Artigo 8º - CDB 1992, <http://www.cbd.int/convention/text>).

A primeira ação de abrangência nacional visando identificar as espécies não nativas introduzidas em diversas regiões do Brasil foi o *Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras*, realizado em 2005. Segundo os dados levantados pelo Informe existem aproximadamente 49 espécies invasoras em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros, sendo 37 espécies de peixes (Coradin and Tortato 2006). No entanto, esses números certamente são muito maiores. Somente no estado de Minas Gerais já foram identificadas cerca de 80 espécies de peixes não nativos (Magalhães and Jacobi 2008), dentre espécies originárias de outros países e espécies brasileiras introduzidas em outras bacias que não sua bacia de origem. Muitas destas espécies foram introduzidas deliberadamente, visando à piscicultura, pesca esportiva, controle biológico e aquariofilia (Agostinho et al. 1994; Vitule et al. 2009), e se encontram em diversos estágios do processo de invasão (Blackburn et al. 2011), sendo seus impactos ecológicos, sociais e econômicos pouco conhecidos.

No sistema lacustre do médio Rio Doce, Minas Gerais, o grande número de introduções de espécies não nativas nas últimas décadas, muitas originárias de outras bacias brasileiras, certamente acarretou na redução da riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (Latini & Petrere Júnior, 2004). Apesar de ser difícil precisar quantas espécies de peixes podem ter desaparecido ao longo dos anos, uma vez que os primeiros estudos ocorreram após a introdução das espécies piscívoras *Cichla kelberi* e *Pygocentrus nattereri* na região (Sunaga and Verani 1991), a redução na ictiofauna nativa pode ter chegado a 50% em alguns lagos, afetando principalmente as espécies forrageiras de pequeno a médio portes (Godinho 1996).

Estudos realizados nos últimos 10 anos verificaram ainda o aumento do número de lagos invadidos por *C. kelberi* e *P. nattereri*, novas ocorrências de espécies não nativas (Latini et al. 2004), os efeitos da introdução de piscívoros na comunidade zooplanctônica (Pinto-Coelho et al. 2008), e na composição das assembleias de peixes nativos (Giacomini et al. 2011), e a extinção local de espécies nativas de peixes (Fragoso-Moura et al., *dados não publicados*).

No entanto, pouco se sabe sobre os impactos destas na estrutura da comunidade, conhecimento essencial para se avaliar o real efeito da introdução de espécies nas populações nativas, na comunidade e no ecossistema invadido (García-Berthou 2007; Sakai et al. 2001), permitindo uma melhor compreensão do processo de invasão das espécies e, com isso, possibilitando o planejamento de ações de manejo mais efetivas (Simberloff et al. 2013).

Visando compreender melhor o processo de invasão de peixes em lagos do médio Rio Doce e, com isso, auxiliar nas medidas de mitigação de espécies invasoras (Blackburn et al. 2011; Lodge et al. 2006), este trabalho teve como objetivo identificar os impactos da introdução de peixes não nativos na estrutura da comunidade invadida.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O sistema lacustre do médio Rio Doce (MG) possui cerca de 250 corpos d'água naturais, nos mais variados estágios de evolução (Maillard et al. 2012), e está inserido no bioma Mata Atlântica, considerado um dos mais ameaçados do Brasil e de maior diversidade do mundo (Myers et al. 2000). Nesta área está localizado o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), cuja área abriga o maior remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, totalizando 36.000 ha de florestas, em sua maior parte secundária. Sua matriz de entorno é composta principalmente por grandes plantações de *Eucalyptus* spp., pastagens e áreas de agricultura diversificada (Barbosa and Moreno 2002).

As coletas foram realizadas no lago Jacaré (1,05 Km<sup>2</sup> de área), localizado no município de Dionísio, entorno do PERD, circundado por plantio de *Eucalyptus* spp. e onde está instalado um clube de pesca com atividade constante; e no lago Carioca (0,12 Km<sup>2</sup> de área), localizado dentro do PERD, onde a pesca é proibida (Fig. 1).



**Fig. 1.** Localização do sistema lacustre do médio Rio Doce no Estado de Minas Gerais, onde a linha em negrito delimita a área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e os círculos indicam os lagos Jacaré e Carioca, onde foram realizadas as coletas ictiofaunísticas (Maillard et al. 2012, *modificado*).

## Coleta dos dados

As coletas no lago Carioca ocorreram durante o projeto “Estudo da ictiofauna das lagoas Carioca e Gambazinho - médio Rio Doce - MG, visando à implantação experimental de um plano de manejo para as espécies invasoras” e foram realizadas bimestralmente entre maio e setembro de 2009 e mensalmente entre setembro de 2009 e março de 2010. No lago Jacaré as coletas foram realizadas bimestralmente entre os meses de agosto de 2010 e dezembro de 2011. No total foram realizadas nove coletas em cada lago.

Em ambos os lagos foram realizadas coletas com baterias de redes de espera. Cada bateria era composta por pares de redes, de 1,5 m de altura x 10 m de comprimento (malhas 15 mm, 20 mm e 30 mm entrenós adjacentes) e de 1,7 m de altura x 10 m de comprimento (malhas 40 mm, 50 mm e 60 mm entrenós adjacentes), totalizando 12 redes por bateria. Os pares de rede eram expostos perpendicularmente e paralelamente à margem (formato de “L”) durante 14 horas (período vespertino-noturno e noturno-matutino). No lago Carioca, que apresenta menor área e um formato arredondado, as coletas mensais e bimestrais foram realizadas em quatro pontos fixos, previamente identificados, abrangendo regiões de borda de mata e de macrófitas. No lago Jacaré, que apresenta uma área maior e um grande número de braços, os pontos alternaram-se ao longo das amostragens, abrangendo regiões de brejo e de

borda de mata. O número de pontos amostrados também variou ao longo das coletas, tendo sido amostrados três pontos em agosto e outubro de 2010, quatro pontos em dezembro de 2010, cinco pontos em fevereiro de 2011 e seis pontos em abril a dezembro do 2011.

Para a coleta de exemplares juvenis de espécies de médio a grande porte, e coleta de espécies de pequeno porte, foram realizadas coletas com peneira (0,25 m de raio e 1 mm de malha) e rede de arrasto (0,94 m de altura x 1,7 m de comprimento e 2 mm de malha). Em cada lago foi escolhido um ponto para realização de coletas diurnas e noturnas, com tempo de duração de 30 minutos cada.

Os exemplares coletados foram identificados de acordo com o ponto amostrado, data e horário de coleta e petrecho utilizado e, previamente anestesiados com óleo de cravo, foram acondicionados em gelo ou fixados em formol a 10% e transportados até o Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia Aquática, da Universidade Federal de Minas Gerais. Parte dos exemplares coletados foi fixada em formol a 10% e conservada em álcool a 70% para depósito em coleção científica. A identificação e/ou confirmação das espécies foi realizada com auxílio de chaves de identificação e consultas a especialistas (Mauro Luís Triques/UFMG, Francisco Langeani Neto/UNESP-SJRPreto e Osvaldo Takeshi Oyakawa/MZUSP).

### **Análise dos dados**

Os impactos causados na estrutura da comunidade de peixes nos lagos foram verificados através de índices de riqueza e equitabilidade, análises de constância de ocorrência e de estimativa de abundância das espécies nativas e não nativas.

Para estimativa da riqueza de espécies nos lagos foram utilizados os estimadores Chao2 (Chao 1987) e Jackknife de 2ª ordem (Smith and Van Belle 1984), que consideram a presença de espécies raras e que, segundo Colwell and Coddington (1994), fornecem uma estimativa mais aproximada do número real de espécies do habitat amostrado, mesmo com um número menor de amostras. A equitabilidade foi calculada segundo o Índice de Pielou (Pielou 1976). Todas as análises foram realizadas no programa PAST (Versão 2.14) (Hammer et al. 2001).

A constância de ocorrência das espécies foi calculada para todo o período e para cada lago estudado através da equação  $C = \frac{c}{P}$ , em que:  $C$  = constância de espécies,  $p$  = número de coletas contendo a espécie estudada, e  $P$  = número total de coletas realizadas (Dajoz 1978). As espécies foram categorizadas em: espécies constantes ( $C > 50\%$ ); espécies acessórias ( $25 < C \leq 50\%$ ); e espécies acidentais ( $C \leq 25\%$ ).

A estimativa de abundância das espécies foi feita pela CPUE, sendo que os padrões de dominância e abundância das espécies nos lagos foram avaliados através de curvas de relação espécie-abundância (“Whitaker Plots”) (Magurran 1988; Winemiller 1996).

## RESULTADOS

No lago Jacaré foram coletados 1500 indivíduos, pertencentes a 14 espécies, 9 famílias e 6 ordens. A ordem mais representativa foi Characiformes, com três famílias e seis espécies. A ictiofauna não nativa representou 32,04 % das espécies coletadas e foi composta por *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri*, já registradas anteriormente no lago, e por *Oreochromis* cf. *niloticus*, registrada pela primeira vez. Dentre as dez espécies nativas coletadas, foram consideradas novos registros para o lago a presença de *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Gymnotus* sp., *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Poecilia* cf. *vivipara* e *Synbranchus* cf. *marmoratus*.

Segundo a análise de constância de ocorrência, oito espécies foram consideradas constantes. Destas, cinco estiveram presentes em todas as amostragens (as não nativas *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri* e as nativas *Geophagus brasiliensis* e *Hoplias* gr. *malabaricus*). *Poecilia* cf. *vivipara* e *Gymnotus* sp. também foram consideradas espécies nativas constantes. Já as nativas *A.* aff. *fasciatus* e *H. unitaeniatus*, representadas por dois e um indivíduos, respectivamente, foram consideradas acidentais (Tabela 1). *Oreochromis* cf. *niloticus* foi coletada somente nos dois últimos meses de amostragem, sendo a única não nativa cuja ocorrência foi considerada acidental.

No lago Carioca foram coletados 1365 indivíduos, pertencentes a 12 espécies, 8 famílias e 4 ordens. Characiformes e Siluriformes foram as ordens mais representativas com cinco e quatro espécies, respectivamente. A ictiofauna não nativa foi composta por *A.* cf. *ocellatus*, *C. gariepinus*, *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri*, representando 41,6 % das espécies encontradas no lago, todas registradas anteriormente (Tabela 1). Dentre as espécies nativas, foi considerado novo registro a coleta de *Knodus moenkhausii*.

Segundo a análise de constância de ocorrência, oito espécies foram consideradas constantes. Destas, as não nativas *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri* e a nativa *H.* gr. *malabaricus* estiveram presentes em todas as amostragens. As nativas *Astyanax* aff. *bimaculatus*, *Gymnotus* sp. e *Trachelyopterus striatulus* e a não nativa *A.* cf. *ocellatus* estiveram presentes em mais de 77 % das amostragens e também foram consideradas constantes. Já a não nativa *C. gariepinus* e a nativa *K. moenkhausii* foram capturadas em apenas uma amostragem, sendo consideradas acidentais (Tabela 1).

**Tabela 1.** Lista de espécies de peixes coletadas nos lagos Jacaré e Carioca, situados na bacia do médio Rio Doce – MG, suas respectivas constâncias de ocorrência (Dajoz 1978) e o ano do 1º registro de ocorrência das espécies no lago, segundo estudos realizados. Constância de ocorrência (C):  $C \leq 25\%$  - Acidental;  $25\% < C \leq 50\%$  - Acessória;  $C > 50\%$  - Constante. (\*) indica espécies não nativas e (-) indica espécies que não ocorreram no lago. Estudos realizados: (a) Sunaga and Verani, 1991; (b) Godinho et al., 1994; (c) Latini et al., 2004; (d) Vasconcellos et al., 2005; (e) presente estudo.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	LAGO JACARÉ			LAGO CARIOCA		
		C (%)	Classificação	1º registro	C (%)	Classificação	1º registro
<b>Ordem – CHARACIFORMES</b>							
<b>Família – ERYTHRINIDAE</b>							
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Jeju	11,1%	Acidental	2010 (e)	33,3%	Acessória	1983 (a)
<i>Hoplías gr. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	100,0%	Constante	1983 (a)	100,0%	Constante	1983 (a)
<b>Família – PROCHILODONTIDAE</b>							
<i>Prochilodus cf. vimboides</i>	Curimatã	22,2%	Acidental	1983 (a)	-	-	
<b>Família – CHARACIDAE</b>							
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari	22,2%	Acidental	2010 (e)	-	-	
<i>Astyanax aff. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari	44,4%	Acessória	1983 (a)	77,8%	Constante	1983 (a)
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Lambari	-	-		11,1%	Acidental	2009 (e)
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858*	Piranha	100,0%	Constante	1983 (a)	100,0%	Constante	1992 (b)
<b>Ordem – SILURIFORMES</b>							
<b>Família – CLARIDAE</b>							
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)*	Bagre-africano	-	-	2002 (c)	11,1%	Acidental	2002 (c)
<b>Família – HEPTAPTERIDAE</b>							
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre	-	-	1983 (a)	22,2%	Acidental	1983 (a)
<b>Família – AUCHENIPTERIDAE</b>							
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	Cumbaca	77,8%	Constante	1983 (a)	88,9%	Constante	1992 (b)
<b>Família – CALLICHTHYIDAE</b>							
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)*	Tamboatá	100,0%	Constante	2002 (c)	100,0%	Constante	2002 (c)

**Tabela 1.** (continuação) Lista de espécies de peixes coletadas nos lagos Jacaré e Carioca, situados na bacia do médio Rio Doce – MG, suas respectivas constâncias de ocorrência (Dajoz 1978) e o ano do 1º registro de ocorrência das espécies no lago, segundo estudos realizados. Constância de ocorrência (C):  $C \leq 25\%$  - Acidental;  $25\% < C \leq 50\%$  - Acessória;  $C > 50\%$  - Constante. (\*) indica espécies não nativas e (-) indica espécies que não foram coletadas no lago. Estudos realizados: (a) Sunaga and Verani, 1991; (b) Godinho et al., 1994; (c) Latini et al., 2004; (d) Vasconcellos et al., 2005; (e) presente estudo.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	LAGO JACARÉ			LAGO CARIOCA		
		C (%)	Classificação	1º registro	C (%)	Classificação	1º registro
<b>Ordem – GYMNOTIFORMES</b>							
<b>Família – GYMNOTIDAE</b>							
<i>Gymnotus</i> sp.	Tuvira	88,9%	Constante	2010 (e)	77,8%	Constante	1992 (b)
<b>Ordem – CYPRINODONTIFORMES</b>							
<b>Família – POECILIIDAE</b>							
<i>Poecilia</i> cf. <i>vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Barrigudinho	88,9%	Constante	2010 (e)	-	-	
<b>Ordem – SYNBRANCHIFORMES</b>							
<b>Família – SYNBRANCHIDAE</b>							
<i>Synbranchus</i> cf. <i>marmoratus</i> Bloch, 1795	Muçum	33,3%	Acessória	2010 (e)	-	-	
<b>Ordem – PERCIFORMES</b>							
<b>Família – CICHLIDAE</b>							
<i>Astronotus</i> cf. <i>ocellatus</i> (Agassiz, 1831)*	Apaiari	-	-	2002 (c)	88,9%	Constante	2002/2003 (d)
<i>Cichla</i> <i>kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006*	Tucunaré	100,0%	Constante	1983 (a)	100,0%	Constante	1985 (a)
<i>Geophagus</i> <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará	100,0%	Constante	1983 (a)	-	-	1983 (a)
<i>Oreochromis</i> cf. <i>niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	Tilápia	22,2%	Acidental	2010 (e)	-	-	

Os estimadores de riqueza calculados para o lago Jacaré apresentaram resultados muito próximos do número de espécies coletadas (Chao = 14 e Jackknife = 13,6), indicando que o esforço amostral empregado foi satisfatório para amostrar a riqueza de espécies do lago. No lago Carioca, o estimador Chao2 apresentou valor mais próximo do número de espécies coletadas (Chao2 = 12,4; n = 12) do que o estimador Jackknife 2, que estimou ocorrência de aproximadamente 14 espécies. Ainda assim, os valores estimados foram próximos do obtido, indicando que o esforço amostral foi satisfatório. A equitabilidade de ambos os lagos foi semelhante, com o lago Jacaré apresentando um valor um pouco maior do que o lago Carioca (Tabela 2).

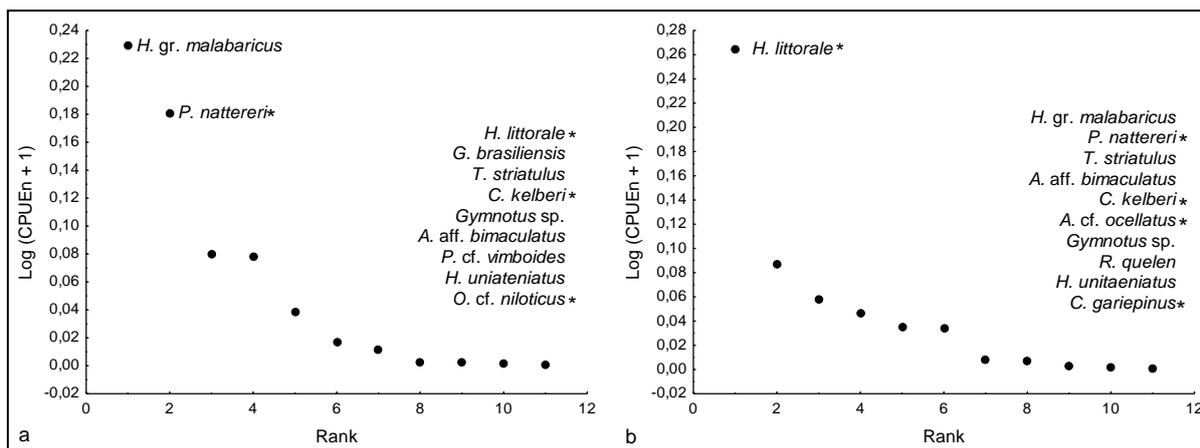
**Tabela 2.** Índices de Riqueza e Equitabilidade calculados para a comunidade de peixes dos lagos Jacaré e Carioca, situados na Bacia do médio Rio Doce – MG.

ÍNDICE	LAGO JACARÉ	LAGO CARIOCA
Jackknife 2	13,625	14,653
Chao 2	14,000	12,444
Equitabilidade	0,665	0,640
Nº de amostras	9	9
Nº de espécies coletadas	14	12
Nº de exemplares	1500	1365

No que diz respeito aos padrões encontrados de dominância e abundância das espécies coletadas, estes se diferenciaram de acordo com petrecho de pesca utilizado, para ambos os lagos.

Considerando somente os dados obtidos com rede de espera, foi possível observar que, com exceção de *G. brasiliensis*, presente no lago Jacaré, mas provavelmente extinta no lago Carioca, as espécies mais abundantes em ambos os lagos foram iguais (*H. gr. malabaricus*, *H. littorale*, *P. nattereri* e *Trachelyopteys striatulus*), havendo uma diferença na dominância e no rank de abundância entre os lagos.

No lago Jacaré houve uma dominância das espécies piscívoras *H. gr. malabaricus* e *P. nattereri* em relação às demais espécies coletadas. *Hoplosternum littorale* foi a terceira espécie mais abundante, seguida por *G. brasiliensis* (Fig. 2a). Já no lago Carioca houve a dominância de *H. littorale* em relação às demais espécies (Fig. 2b). *Hoplias gr. malabaricus* foi a segunda espécie mais abundante, seguida por *P. nattereri*.

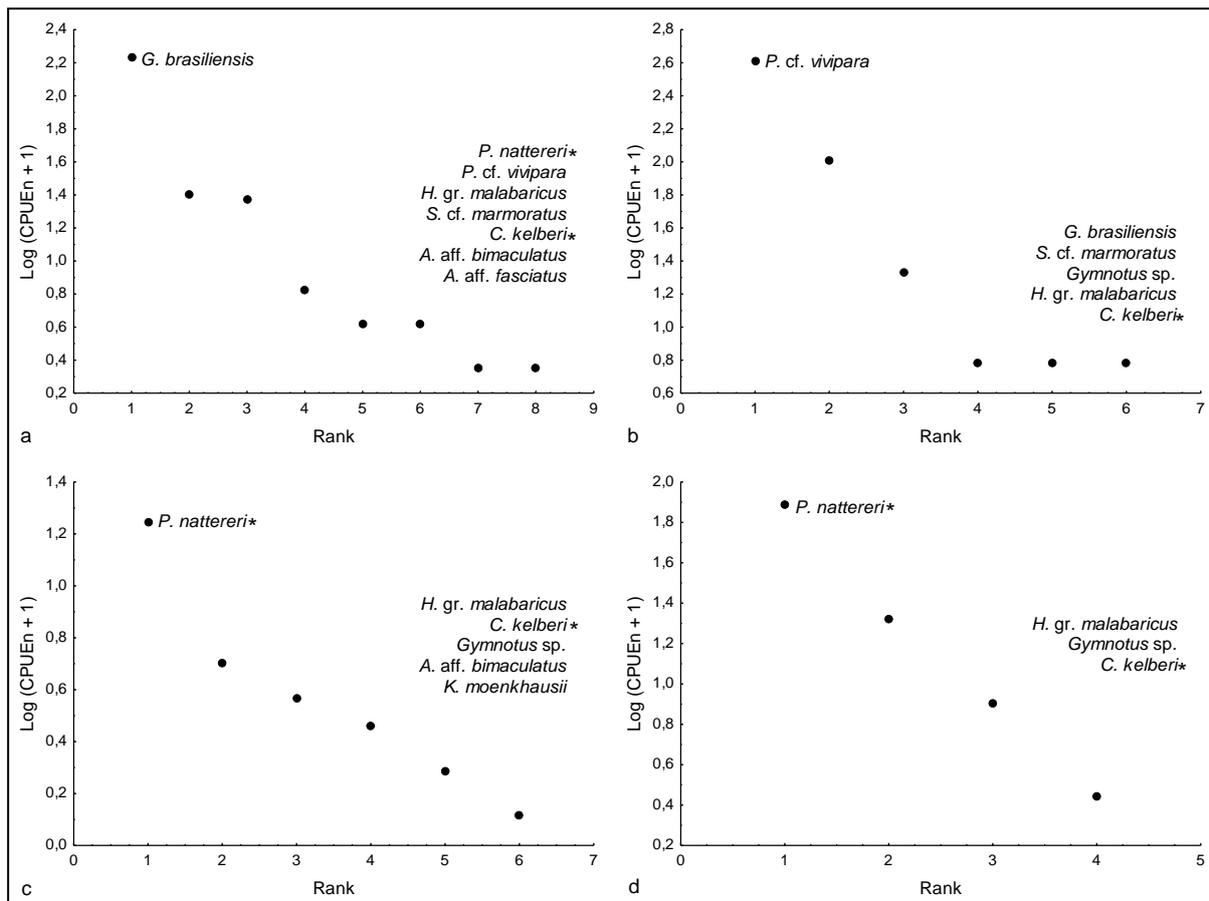


**Fig. 2.** Curvas de dominância-abundância da ictiofauna coletada com rede de espera para os lagos Jacaré (a) e Carioca (b), situados na Bacia do médio Rio Doce - MG, onde: (\*) indica espécies não nativas.

Redes de arrasto e peneira foram responsáveis pela captura de espécies de pequeno a médio porte para ambos os lagos, bem como pela captura de juvenis de espécies de médio a grande porte.

No lago Jacaré, indivíduos juvenis de *G. brasiliensis* foram dominantes nas capturas com rede de arrasto, seguidos por indivíduos juvenis de *P. nattereri*. *Poecilia cf. vivipara*, espécie de pequeno porte registrada pela primeira vez no lago, foi dominante nas capturas com peneira, seguida por *G. brasiliensis*. Coletas com rede de arrasto e peneira foram responsáveis ainda pela captura de juvenis de *H. gr. malabaricus*, espécie dominante nas coletas com rede de espera e a quarta mais abundante nas coletas com rede de arrasto, juvenis de *C. kelberi* e pela captura de *Synbranchus cf. marmoratus* e *Astyanax aff. fasciatus*, duas espécies nativas da região registradas pela primeira vez no lago (Figs. 3a-b).

Já no lago Carioca, *P. nattereri* foi a espécie dominante e *H. gr. malabaricus* foi a segunda espécie mais abundante tanto nas capturas com rede de arrasto quanto nas capturas com peneira, sendo representadas em sua maioria por indivíduos juvenis. *Cichla kelberi* foi a terceira espécie mais capturada com rede de arrasto, também representada em sua maioria por indivíduos juvenis. Foram coletadas ainda, mas em menor abundância, as nativas *Gymnotus sp.*, *Astyanax aff. bimaculatus* e *Knodus moenkhausii* (Figs. 3c-d).



**Fig. 3.** Curvas de dominância-abundância da ictiofauna do lago Jacaré coletada com rede de arrasto (a) e peneira (b) e da ictiofauna do lago Carioca coletada com rede de arrasto (c) e peneira (d), Bacia do médio Rio Doce - MG, onde: (\*) indica espécies não nativas.

## DISCUSSÃO

Os impactos causados pela introdução de peixes não nativos em ambientes lacustres tais como a desestruturação da teia trófica, a introdução de parasitos, a substituição de espécies-chave, a hibridização e a extinção de espécies têm sido estudados em diversas partes do mundo (Cucherousset and Olden 2011). Frequentemente estes impactos acarretam em uma desestruturação da comunidade nativa e, conseqüentemente, do ecossistema.

Estudos realizados em lagos do sistema lacustre do médio Rio Doce, principalmente na área do PERD, identificaram, após a introdução de peixes não nativos, alterações na composição da comunidade nativa de peixes, com desaparecimento de espécies de pequeno a médio porte, alterações na dieta de peixes nativos, e alterações na composição da comunidade zooplancônica, em decorrência do desaparecimento de espécies forrageiras (Godinho 1996; Maia-Barbosa et al. 2010; Pompeu and Godinho 2001).

Comparando os resultados obtidos neste estudo com estudos anteriores (Latini et al. 2004; Pinto-Coelho et al. 2008; Sunaga and Verani 1991), foram encontradas algumas diferenças quanto à composição da ictiofauna não nativa do lago Jacaré, com a ausência de *A. cf. ocellatus* e *C. gariepinus* ao longo das coletas, e a captura de *O. niloticus*, podendo ser considerado o primeiro registro científico da espécie em lagos da região.

A presença de *O. cf. niloticus* é um dos resultados mais preocupantes devido ao alto poder de invasão da espécie. Estudos mostram que em locais onde essa espécie foi introduzida, foram registrados impactos na estrutura trófica da comunidade, causados por competição com outras espécies e predação de juvenis (Attayde et al. 2011; Morgan et al. 2004). Considerando que no início do ano de 2010 aproximadamente 20 tanques-rede para cultivo de tilápias foram colocados no lago Jacaré, a captura desta espécie significa que provavelmente houve escape para o ambiente.

No que diz respeito à *A. cf. ocellatus* e *C. gariepinus*, a ausência destas espécies nas amostragens do lago Jacaré deve ser analisada com cautela, uma vez que ambas foram citadas por pescadores quando questionados sobre quais espécies ocorriam no lago (ver capítulo 4), além de ocorrerem em baixas abundâncias no lago Carioca. Assim, é possível que esta ausência nas amostragens seja em função do tamanho populacional das espécies no lago e a metodologia de captura utilizada, com ausência de espinhel e pesca com vara, petrechos que se mostraram eficientes na captura de *C. gariepinus* em estudo realizado no Paraná (Vitule et al. 2006), e a orientação visual de *A. cf. ocellatus* (Beeching 1992), que possibilita à espécie evitar as redes de emalhar.

Os petrechos utilizados durante as amostragens também explicam as baixas abundâncias encontradas para estas espécies no lago Carioca, apesar de estarem presentes em estudos realizados desde 2002 (Latini et al. 2004; Vasconcellos et al. 2005). Além disso, essas espécies apresentam características que lhes conferem alto poder de invasão, tais como cuidado parental (Godinho et al. 2009; Moor and Bruton 1988), tolerância fisiológica a condições de hipoxia (Almeida-Val and Val 2000; Booth et al. 2010), hábito alimentar onívoro (Mérona and Rankin-de-Mérona 2004; Moor and Bruton 1988) e, para *C. gariepinus*, tendência a piscivoria (Kadye and Booth 2012) e alto poder de dispersão (Rocha 2008; Vitule et al. 2006).

É possível ainda que, para *C. gariepinus*, sua baixa ocorrência nas amostragens esteja relacionada ao habitat que ele ocupa, como por exemplo, áreas úmidas no entorno do lago (Moor and Bruton 1988), e que, para ambas as espécies, esteja ocorrendo o fenômeno de *time-lag* (Crooks 2005) e, neste caso, tanto o aumento populacional levando à dominância, quanto

seus impactos na comunidade nativa só aparecem muitos anos após sua introdução, sendo dificilmente detectados em estudos de curto a médio prazos.

Dentre as espécies não nativas coletadas em ambos os lagos, *H. littorale* merece destaque uma vez que, apesar de sua recente introdução, foi a espécie dominante no lago Carioca e a terceira espécie mais abundante no lago Jacaré. É possível que a dominância encontrada no lago Carioca seja em função da metodologia de captura utilizada. No entanto, o mais provável é que a desestruturação da comunidade de peixes após anos de invasão de *P. nattereri* e *C. kelberi*, tenha servido como um processo facilitador para o estabelecimento bem sucedido desta espécie (Fridley et al. 2007).

As alterações ecológicas que podem ser causadas por sua dominância no lago Carioca ainda são desconhecidas. Considerando que não se trata de uma espécie predadora, é possível que ela possa competir por recursos como locais de desova comuns a outras espécies. No entanto, o provável é que seu maior impacto seja nas comunidades zooplanctônicas e zoobentônicas, uma vez que estudos de dieta realizados na planície de inundação do Alto Rio Paraná, área de ocorrência nativa da espécie, indicam alta predação de microcrustáceos, quironomídeos e nematóides (Hahn et al. 1997).

*Pygocentrus nattereri* foi uma das espécies dominantes no lago Jacaré e terceira mais abundante no lago Carioca, refletindo o alto poder de invasão que esta espécie apresenta, tais como hábito alimentar carnívoro, comportamento agressivo e cuidado parental (Behr and Signor 2008; Queiroz et al. 2010), bem como seu histórico de introdução na região, tendo sido introduzida em meados de 1960. *Cichla kelberi* também foi introduzida na região há aproximadamente 40 anos atrás e apresenta alto poder de invasão (Kovalenko et al. 2009; Pelicice and Agostinho 2008; Zaret and Paine 1973), o que permite inferir que a abundância encontrada nos lagos foi subestimada, sendo reflexo não de seu tamanho populacional, mas sim de sua capacidade de se orientar visualmente e, com isso, evitar as redes de emalhar (Gomiero and Braga 2003; Winemiller 2001).

No que diz respeito aos impactos causados pela introdução das espécies não nativas na ictiofauna nativa, os resultados de constância, de abundância e dominância encontrados no lago Jacaré, bem como os dados disponíveis na literatura sobre sua ictiofauna (Latini et al. 2004; Sunaga and Verani 1991) indicam que algumas espécies nativas estão conseguindo se manter no ambiente, tais como *A. aff. bimaculatus*, *G. brasiliensis*, *H. gr. malabaricus* e *T. striatulus*.

Dentre estas, *H. gr. malabaricus* e *G. brasiliensis* merecem destaque por apresentarem abundância elevada no ambiente, ao contrário do que foi observado para o Reservatório de

Lobo (Fragoso et al. 2005). Ambas as espécies apresentam cuidado parental, o que confere maior probabilidade de sobrevivência à prole (Winemiller 1989). Além disso, estas espécies podem apresentar plasticidade trófica, modificando os principais itens alimentares de sua dieta de acordo com alterações no ambiente (Abelha and Goulart 2004; Pompeu and Godinho 2001).

Já a ictiofauna nativa do lago Carioca parece ter sofrido modificações mais profundas em sua estrutura, devido, principalmente, à introdução de espécies piscívoras, com um número maior de espécies ausentes nas amostragens quando comparado com estudos anteriores (Sunaga and Verani 1991; Vasconcellos et al. 2005), e abundâncias de moderadas a baixas para as espécies coletadas.

Os resultados obtidos no trabalho permitiram inferir que, apesar do lago Jacaré ter sido um dos primeiros da região a sofrer introdução de espécies, principalmente das piscívoras *C. kelberi* e *P. nattereri* (Oporto, *presente estudo* – ver capítulo 3), sua ictiofauna nativa apresentou menores modificações em sua composição e estrutura quando comparada com a ictiofauna nativa do lago Carioca.

É possível que as diferenças encontradas na composição da ictiofauna nativa e nos padrões de dominância e abundância das espécies estejam relacionadas principalmente a características do ambiente, que conferem particularidades ao processo de invasão (Blackburn et al. 2011; Gozlan et al. 2010; Hayes and Barry 2007). Assim, a diversidade de espécies encontrada para o lago Jacaré, com um maior número de espécies nativas e não nativas coexistindo, pode estar relacionada à disponibilidade e heterogeneidade de locais de alimentação, desova e refúgio, fornecidos pela morfometria dendrítica do lago e pelas distintas formações vegetacionais presentes (ex. bancos de macrófitas, brejões, áreas de mata com galhos submersos), o que, segundo Lowe-McConnell (1999), são fatores determinantes na presença ou ausência de espécies de peixes nos ambientes.

A ausência de *G. brasiliensis* no lago Carioca merece uma atenção especial, uma vez que é uma espécie considerada potencialmente invasora em outros lugares (Beatty and Morgan 2013), e ainda abundante no lago Jacaré. Considerando que *A. cf. ocellatus* e *G. brasiliensis* apresentam hábitos alimentares e de cuidado parental semelhantes (Abelha and Goulart 2004; Latini and Petrere Júnior 2004; Mérona and Rankin-de-Mérona 2004), é possível inferir que, no lago Carioca, *G. brasiliensis* sofreu pressão tanto de predação, por parte das espécies predadoras não nativas, quanto de competição com *A. cf. ocellatus* por recursos, o que, somado à baixa disponibilidade de habitats para alimentação e reprodução no lago, levou a população ao declínio.

Além disso, segundo Gozlan et al. (2010), ambientes manejados podem limitar os efeitos da introdução de espécies não nativas. Assim, a presença constante de pescadores no lago Jacaré pode estar interferindo no processo de invasão de peixes, e com isso, minimizando seus impactos na comunidade, o que não ocorre no lago Carioca, uma vez que este está localizado dentro de uma unidade de conservação sendo a pesca proibida.

Para compreender o papel que os pescadores exercem na população de espécies invasoras na região, novos estudos são necessários, combinando tanto coletas científicas que utilizem petrechos não contemplados neste trabalho, como a pesca com espinhel, quanto o esforço de pesca realizado por pescadores e suas espécies mais pescadas, permitindo assim a formulação de planos de manejo que incluam a atividade de pescadores para o controle de espécies de peixes invasoras.

## REFERÊNCIAS

- Abelha MCF, Goulart E (2004) Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 26:37–45.
- Agostinho AA, Júlio Junior HF, Petrere Júnior M (1994) Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx IG (ed) *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*, London. Fishing News Books, pp 171 – 184
- Almeida-Val V, Val A (2000) Scaling effects on hypoxia tolerance in the Amazon fish *Astronotus ocellatus* (Perciformes: Cichlidae): contribution of tissue enzyme levels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 125:219–226.
- Attayde JL, Brasil J, Menescal RA (2011) Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 18:437–443. doi: 10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x
- Barbosa FAR, Moreno P (2002) Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Rio Doce Site 4. In: Seeliger U, Cordazzo C, Barbosa FAR (eds) *Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Belo Horizonte, pp 69 – 81
- Beatty SJ, Morgan DL (2013) Introduced freshwater fishes in a global endemic hotspot and implications of habitat and climatic change. *BioInvasions Records* 2:
- Beeching SC (1992) Visual assessment of relative body size in a cichlid fish, the oscar, *Astronotus ocellatus*. *Ethology Berlin* 90:177–186.
- Behr E, Signor C (2008) Distribuição e alimentação de duas espécies simpátricas de piranhas *Serrasalmus maculatus* e *Pygocentrus nattereri* (Characidae, Serrasalminae) do rio Ibicuí. *Iheringia, Série Zoologia* 98:501–507.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution* 26:333–9. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023

- Booth AJ, Traas GRL, Weyl OLF (2010) Adult African Sharptooth Catfish , *Clarias gariepinus* , Population Dynamics in a Small Invaded Warm-Temperate Impoundment n dynamics in a small invaded warm-temperate impoundment. *African Zoology* 45:299–308.
- Chao A (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43:783–791.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345:101–118.
- Coradin L, Tortato D (2006) Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 24.
- Crooks JA (2005) Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience* 12:316–329. doi: 10.2980/i1195-6860-12-3-316.1
- Crosby AW (1986) Ecological imperialism. The biological expansion of Europe, 900–1900. 369.
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries* 36:215–230. doi: 10.1080/03632415.2011.574578
- Dajoz R (1978) *Ecologia Geral*, 4<sup>a</sup> ed. 472.
- Dean W (1995) With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. 482.
- Fragoso EN, Souza JE de, Velludo MR, et al. (2005) Introdução de espécies e estado atual da ictiofauna da represa do Lobo, Brotas – Itirapina, SP. In: Rocha O (ed) *Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e propostas de manejo*. EDUFScar, São Carlos, pp 47–58
- Fridley J, Stachowicz J, Naeem S, et al. (2007) The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88:3–17.
- García-Berthou E (2007) The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *Journal of Fish Biology* 71:33–55. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01668.x
- Giacomini HC, Lima Jr DP, Latini AO, Espírito-Santo HMV (2011) Spatio-temporal segregation and size distribution of fish assemblages as related to non-native species occurrence in the middle Rio Doce Valley, MG, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9:135–146.
- Godinho AL (1996) *Peixes do Parque Estadual do Rio Doce*. 48.
- Godinho AL, Lamas IR, Godinho HP (2009) Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes* 87:143–162. doi: 10.1007/s10641-009-9574-4
- Gomiero LM, Braga FMS (2003) Pesca experimental do tucunaré, gênero *Cichla* (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório da UHE de Volta Grande, rio Grande (48 25' - 47 35'W, 19 57' - 20 10'S). *Boletim do Instituto de Pesca* 29:29–37.
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76:751–786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Hahn NS, Almeida VLL, Luz KDG (1997) Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock)(Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da Planície do Alto Paraná,. *Revista Brasileira de Zoologia* 14:57–64.

- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologica Electronica*. *Palaeontologia Electronica* 4:1–9.
- Hayes KR, Barry SC (2007) Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions* 10:483–506. doi: 10.1007/s10530-007-9146-5
- Kadye W, Booth A (2012) Integrating stomach content and stable isotope analyses to elucidate the feeding habits of non-native sharptooth catfish *Clarias gariepinus*. *Biological Invasions* 14:779–795. doi: 10.1007/s10530-011-0116-6
- Kovalenko KE, Dibble ED, Agostinho AA, et al. (2009) Direct and indirect effects of an introduced piscivore, *Cichla kelberi* and their modification by aquatic plants. *Hydrobiologia* 638:245–253. doi: 10.1007/s10750-009-0049-6
- Latini AO, Lima-Junior DP, Giacomini HC, et al. (2004) Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana* 5:135–142.
- Latini AO, Petrere Júnior M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* 11:71–79. doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- Lodge DM, Williams S, MacIsaac HJ, et al. (2006) Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management. *Ecological Applications* 16:2035–2054. doi: 10.1890/1051-0761(2006)016[2035:BIRFUP]2.0.CO;2
- Lowe-McConnell RH (1999) *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais, Tradução: . 535.*
- Magalhães ALB de, Jacobi CM (2008) Ornamental exotic fish introduced into Atlantic Forest water bodies, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 3:73–77.
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement.* 179.
- Maia-Barbosa PM, Barbosa LG, Brito SL, et al. (2010) Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brazil): natural and anthropogenic causes. *Brazilian Journal of Biology* 70:795–802.
- Maillard P, Pivari PO, Pires-Luiz CH (2012) Remote Sensing for Mapping and Monitoring Wetlands and Small Lakes in Southeast Brazil. In: Chemin Y (ed) *Remote Sensing of Planet Earth.* pp 23–46
- Mérona B, Rankin-de-Mérona J (2004) Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2:75–84.
- Moor I De, Bruton M (1988) *Atlas of alien and translocated indigenous aquatic animals in southern Africa.* 310.
- Morgan DL, Gill HS, Maddern MG, Beatty SJ (2004) Distribution and impacts of introduced freshwater fishes in Western Australia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38:511–523. doi: 10.1080/00288330.2004.9517257
- Myers N, Mittermeier R, Mittermeier CG, et al. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853 – 858.
- Pelicice FM, Agostinho AA (2008) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11:1789–1801. doi: 10.1007/s10530-008-9358-3

- Pielou EC (1976) *Mathematical Ecology*, 2nd ed. 385.
- Pinto-Coelho RM, Bezerra-Neto JF, Miranda F, et al. (2008) The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68:1025–1037. doi: 10.1590/S1519-69842008000500010
- Pompeu PS, Godinho AL (2001) Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch)(Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do Rio Doce devido à introdução de peixes. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:1219–1225.
- Queiroz HL, Sobanski MB, Magurran AE (2010) Reproductive strategies of Red-bellied Piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) in the white waters of the Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. *Environmental Biology of Fishes* 89:11–19. doi: 10.1007/s10641-010-9658-1
- Rocha GRA (2008) The introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Brazilian inland waters: a growing threat. *Neotropical Ichthyology* 6:693–696. doi: 10.1590/S1679-62252008000400020
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, et al. (2001) The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Syst* 32:305–332.
- Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, et al. (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution* 28:58–66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013
- Smith EP, Van Belle G (1984) Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40:119–129.
- Speziale KL, Lambertucci SA, Carrete M, Tella JL (2012) Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biological Invasions* 14:1609–1621. doi: 10.1007/s10530-011-0162-0
- Sunaga T, Verani JR (1991) The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24:2563–2566.
- Vasconcellos MG, Assunção AM, Soares AS, et al. (2005) Análise da diversidade de espécies de peixes em 4 lagoas do Sistema de Lagos do Vale do Médio Rio Doce - MG, em relação à ocorrência de espécies exóticas. In: Rocha O, Espíndola ELG, Fenerich-Verani N, et al. (eds) *Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e propostas de manejo*. EDUFScar, São Carlos, pp 119–129
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10:98–108. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x
- Vitule JRS, Prodocimo V (2012) Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade* 34:225–237.
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006) Introduction of the African Catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions* 8:677–681. doi: 10.1007/s10530-005-2535-8
- Winemiller KO (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81:225–241.
- Winemiller KO (2001) Ecology of peacock cichlids (*Cichla* spp.) in Venezuela. *J Aquaric Aquatic Scie* 9:93–112.

Winemiller KO (1996) Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical. In: Cody ML, Smallwood JA (eds) Long-Term studies of vertebrate communities. Academic Press, San Diego, pp 99–134

Zaret TM, Paine RT (1973) Species introduction ia a tropical lake. *Science* 182:449–455.

## **Capítulo 2**

### **Análises populacionais e reprodutivas de peixes não nativos em dois lagos naturais do médio Rio Doce, Brasil**

### **Population and reproductive analysis of non-native fishes in two natural lakes of the middle Rio Doce, Brazil**

Lorena T. Oporto, Evelise N. Fragoso-Moura & Francisco. A.R. Barbosa. Análises populacionais e reprodutivas de peixes não nativos em dois lagos naturais do médio Rio Doce, Brasil. Este capítulo dará origem a um artigo a ser submetido ao periódico *Environmental Biology of Fishes*, apresentando legendas e referências formatadas de acordo com as normas do periódico.

## RESUMO

A introdução de peixes no sistema lacustre do médio Rio Doce teve início na década de 1960. Atualmente, sete espécies não nativas estão presentes no sistema, em diversos estágios do processo de invasão, já tendo sido detectada a diminuição da diversidade de espécies nativas em alguns lagos. Com o objetivo de analisar características populacionais e reprodutivas das espécies não nativas no ambiente, conhecimento importante para o manejo e ainda escasso na região, foram realizadas coletas com redes de espera com diferentes tamanhos de malha, peneira e arrasto nos lagos Carioca (2009-2010), localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce, e Jacaré (2010-2011), situado fora do parque, totalizando nove coletas em cada lago. As variações mensais obtidas para fatores de condição (somático e relativo), Índice Gonadossomático, e estádios de maturação gonadal, juntamente com dados de estrutura populacional por coletas e em classes de comprimento, indicaram que as espécies *Pygocentrus nattereri*, *Cichla kelberi* e *Hoplosternum littorale* estão adaptadas ao ambiente invadido, apresentando estrutura populacional semelhante ao encontrado em suas áreas de ocorrência natural, picos reprodutivos longos e recrutamento de juvenis. Os resultados evidenciaram o sucesso reprodutivo das espécies no ambiente e a existência de populações auto-sustentáveis, o que pode levar ao aumento populacional destas espécies e consequente dominância no ambiente, em detrimento de espécies nativas. Assim, é recomendável o controle populacional das espécies não nativas através de intensivos programas de despescas de indivíduos adultos, especialmente em período anteriores aos picos reprodutivos encontrados, juntamente com coletas intensivas de juvenis após o período reprodutivo. Espera-se que estas práticas levem à diminuição do tamanho populacional das espécies e, com isso, à redução de seus impactos no ambiente invadido.

**Palavras-chave:** processo de invasão, história de vida, sucesso reprodutivo, fator de condição, manejo, Parque Estadual do Rio Doce, introdução de espécies.

## ABSTRACT

Fishes introduction in the middle Rio Doce lake system began in the 1960s. Currently, seven non-native species are present in the system at various stages of the invasion process, having been detected the reduction of native species diversity in some lakes. In order to analyze population and reproductive characteristics of non-native species in the environment, an important knowledge for management and still scarce in the region, samples were collected with multi-mesh gillnets, seine net and sieve in lakes Carioca (2009-2010), inside de park, and Jacaré (2010-2011), outside the park, totalizing nine samples in each lake. The monthly variations obtained for condition factor (somatic and relative), Gonadosomatic Index and gonad maturation stages, along with data of population structure by sample and length classes, showed that *Pygocentrus nattereri*, *Cichla kelberi* and *Hoplosternum littorale* are adapted to the invaded lakes, presenting population structure similar to that found in their areas of natural occurrence, long reproductive peaks and juvenile recruitment. The results showed the reproductive success of the species and the existence of self-sustaining populations, which can lead to increased population and consequent dominance of these species in the environment, in detriment of native species. Thus, it is recommended population control of non-native species through intensive fishing efforts, especially in the period prior to the reproductive peaks, along with intensive collecting of juveniles after the reproductive period. It is expected that these practices lead to a decrease in population size of the non-native species and, therefore , to reduce its impact on the invaded environment.

**Keywords:** invasion process, life history, reproductive success, condition factor, management, Rio Doce State Park, species introduction.

## INTRODUÇÃO

A introdução de espécies não nativas é hoje uma das principais modificações ambientais provocadas pelo homem (Crosby 1986; Vitousek et al. 1997; Mack et al. 2000; Gozlan et al. 2010). Independentemente da causa da introdução, o potencial de invasão tende a ser alto (Vitule et al. 2009). Depois de inserida em um novo ambiente, a espécie não nativa pode se tornar invasora, se estabelecendo e se dispersando para novas áreas. Normalmente, o sucesso no processo de invasão está relacionado a características reprodutivas e fisiológicas da espécie não nativa, características da comunidade invadida e pressão de propágulo (Blackburn et al. 2011).

Independentemente da causa da introdução, a presença de espécies invasoras em um novo ambiente pode levar à perda de espécies, modificações nas condições ecológicas locais e perda de serviços ecossistêmicos, além de gerar danos econômicos e sociais consideráveis (Richter et al. 1997; Mack et al. 2000; Latini and Petrere Júnior 2004; Pimentel et al. 2005; Olden et al. 2010; Simberloff et al. 2013). Em ambientes aquáticos, a introdução de espécies invasoras está entre as principais causas da degradação do meio (Leidy and Moyle 1998), sendo que a introdução de peixes de outras bacias é a segunda causa de extinção no planeta e a primeira na América do Norte (Clavero and García-Berthou 2005).

Apesar de a problemática ser conhecida no Brasil, sendo este um país signatário da Convenção Mundial de Diversidade Biológica e já tendo realizado o 1º Simpósio Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (Speziale et al. 2012), a introdução de espécies de peixes não nativas potencialmente invasoras continua ocorrendo. Estas introduções tiveram seu pico na década de 1960 e 70 com intensos programas de peixamento nas regiões sul, sudeste e nordeste do país, utilizando muitas vezes espécies originárias da bacia amazônica (Welcomme 1988; Agostinho et al. 1994).

Atualmente, novos programas governamentais tem incentivado o cultivo em tanques-rede de espécies não nativas, tais como a tilápia, a despeito do risco de escape para o ambiente (Pelicice et al. 2013).

Um exemplo claro do dano que práticas de peixamento e de cultivo de espécies não nativas pode trazer ao ambiente é a diminuição de espécies nativas em lagos do sistema lacustre do médio Rio Doce em decorrência de espécies não nativas introduzidas no sistema a partir de 1960 e que hoje se encontram em diferentes estágios do processo de invasão. Estudos realizados neste sistema mostram o efeito destas espécies na composição da ictiofauna nativa, com diminuição de espécies e possivelmente extinções locais (Godinho et

al. 1994; Latini and Petrere Júnior 2004). No entanto, apesar de algumas introduções serem antigas, com as primeiras datando da década de 1960, e dos primeiros estudos serem da década de 1980, pouco se sabe sobre a história de vida destas espécies no ambiente onde foram introduzidas.

Assim, considerando a importância de estudos que visem identificar características biológicas de espécies não nativas em ambientes onde foram introduzidas e, com isso, auxiliar no planejamento de ações de manejo populacional destas espécies, este trabalho visa identificar características de história de vida de peixes não nativos em dois lagos naturais do médio Rio Doce, Minas Gerais.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Área de Estudo**

O sistema lacustre do médio Rio Doce (MG) apresenta cerca de 250 corpos d'água naturais, nos mais variados estágios de evolução (Maillard et al. 2012), e está inserido no bioma Mata Atlântica, considerado um dos mais ameaçados do Brasil e de maior diversidade do mundo (Myers et al. 2000). Nesta área está localizado o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), cuja área abriga o maior remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, totalizando 36.000 ha de florestas, em sua maior parte secundária. Sua matriz de entorno é composta principalmente por grandes plantações de *Eucalyptus* spp., pastagens e áreas de agricultura diversificada (Barbosa and Moreno 2002; Maillard et al. 2012).

As coletas foram realizadas no lago Jacaré (1,05 Km<sup>2</sup> de área), localizado no município de Dionísio, entorno do PERD, circundado por plantio de *Eucalyptus* spp. e onde está instalado um clube de pesca com atividade constante; e no lago Carioca (0,12 Km<sup>2</sup> de área), localizado dentro do PERD, onde a pesca é proibida (Fig. 1).



**Fig. 1.** Localização do sistema lacustre do médio Rio Doce no Estado de Minas Gerais, onde a linha em negrito delimita a área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e os círculos indicam os lagos Jacaré e Carioca, onde foram realizadas as coletas ictiofaunísticas (Maillard et al. 2012, *modificado*).

## Coleta de Dados

As coletas no lago Carioca ocorreram durante o projeto “Estudo da ictiofauna das lagoas Carioca e Gambazinho - médio Rio Doce - MG, visando à implantação experimental de um plano de manejo para as espécies invasoras” e foram realizadas bimestralmente entre maio e setembro de 2009 e mensalmente entre setembro de 2009 e março de 2010. No lago Jacaré as coletas foram realizadas bimestralmente entre os meses de agosto de 2010 e dezembro de 2011. No total foram realizadas nove coletas em cada lago.

Em ambos os lagos foram realizadas coletas com baterias de redes de espera. Cada bateria era composta por pares de redes de 1,5 m de altura x 10 m de comprimento (malhas 15 mm, 20 mm e 30 mm entrenós adjacentes) e de 1,7 m de altura x 10 m de comprimento (malhas 40 mm, 50 mm e 60 mm entrenós adjacentes), totalizando 12 redes por bateria. Os pares de rede eram expostos perpendicularmente e paralelamente à margem (formato de “L”) durante 14 horas (período vespertino noturno e noturno matutino). No lago Carioca, que apresenta menor área e um formato arredondado, as coletas mensais e bimestrais foram realizadas em quatro pontos fixos, previamente identificados, abrangendo borda de mata e macrófitas. No lago Jacaré, que apresenta uma área maior e um grande número de braços, os pontos alternaram ao longo das amostragens, abrangendo áreas de brejo e borda de mata. O número de pontos amostrados também variou ao longo das coletas, tendo sido amostrados três

pontos em agosto e outubro de 2010, quatro pontos em dezembro de 2010, cinco pontos em fevereiro de 2011 e seis pontos de abril a dezembro de 2011.

Para a coleta de exemplares juvenis de espécies de médio a grande porte, e coleta de espécies de pequeno porte, foram realizadas coletas com peneira (0,25 m de raio) e rede de arrasto (0,94 m de altura x 1,7 m de comprimento). Em cada lago foi escolhido um ponto para realização de coletas diurnas e noturnas, com tempo de duração de 30 minutos cada.

Os indivíduos coletados foram identificados de acordo com o ponto amostrado, data e horário de coleta e petrecho utilizado e, previamente anestesiados com óleo de cravo, foram acondicionados em gelo ou fixados em formol a 10 % e transportados até o Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia Aquática, da Universidade Federal de Minas Gerais, onde foi realizada a biometria e dissecação dos exemplares.

Na biometria foram determinados o peso total dos indivíduos, em balança de precisão (0,01g), e comprimento total (cm) e padrão (cm) com o auxílio de um ictiômetro milimetrado. Por meio de incisão ventral, os peixes foram dissecados para pesagem das gônadas em balança de precisão (0,0001 g) e determinação macroscópica do sexo e estágio de maturação gonadal, sendo considerados os seguintes estádios: imaturo, repouso, em maturação, maduro, semi-esgotado e esgotado (Vazzoler 1996). Parte dos exemplares coletados foi fixada em formol a 10% e conservada em álcool a 70% para depósito em coleção científica. A identificação e/ou confirmação das espécies foi realizada com auxílio de chaves de identificação e consultas a especialistas (Mauro Luís Triques/UFMG, Francisco Langeani Neto/UNESP-SJRPreto e Osvaldo Takeshi Oyakawa/MZUSP).

## **Análise dos Dados**

As análises de estudo populacional e características reprodutivas de espécies não nativas foram realizadas somente para aquelas espécies cujo número total de indivíduos coletados no lago foi superior a 30. Foram analisados:

- a. *Proporção Sexual* - Para cada coleta, foi obtido o número de machos e de fêmeas e calculados sua frequência relativa (%), aplicando-se aos resultados cujo n amostral foi maior ou igual a cinco, o teste do  $\chi^2$  foi usado para identificar as diferenças estatisticamente significativas na proporção sexual (Vazzoler 1996).
- b. *Estrutura da População* - Foram construídos gráficos de frequência de indivíduos juvenis e adultos ao longo das coletas e por classes de comprimento padrão, para cada lagoa. Visando a comparação de resultados, as classes de comprimento foram determinadas

utilizando os dados de comprimento padrão dos dois lagos conjuntamente. A determinação das classes de comprimento foi feita com o auxílio do algoritmo de Sturges (K), de acordo com a fórmula:  $K = 1 + 3,33 \cdot \log N$ , em que N é o total de indivíduos amostrados nos lagos Jacaré e Carioca (Silva and Souza 1987).

- c. *Relação peso-comprimento* - A relação peso-comprimento foi analisada segundo a metodologia proposta por Le Cren (1951). Assim, as variáveis peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) foram plotadas em gráficos para observar a tendência dos pontos empíricos e a curva da relação foi ajustada segundo a expressão  $W_t = aL_s^b$ , em que a = coeficiente linear, e b = coeficiente angular. Os valores de a e b foram estimados através da transformação logarítmica dos valores de Wt e Ls e aplicação do método dos mínimos quadrados (Santos 1978). Inicialmente, a relação peso-comprimento foi determinada separadamente para machos e fêmeas e os valores de b foram comparados através do teste t-Student ( $\alpha = 0,05$ ) para verificar se a população poderia ser analisada em conjunto. O mesmo teste foi utilizado para determinar se a espécie apresentava crescimento isométrico ( $b = 3,0$ ).
- d. *Fator de Condição* (Le Cren 1951) - Para verificar o bem estar do peixe no ambiente onde foi introduzido, foram analisados, para cada indivíduo, os fatores de condição alométrico ( $K$ ) e relativo ( $K_r$ ) utilizando os valores de a e b calculados para relação de peso-comprimento. O fator de condição alométrico foi estimado pela diferença entre o fator de condição total,  $K_t = W_t / L_s^3$ , e o fator de condição somático,  $K_s = W_g / L_s^3$ , onde  $W_c = W_t - W_g$  (peso das gônadas). Segundo Vazzoler (1996), a diferença entre  $K_t$  e  $K_s$  ( $K_r$ ) é um indicador do período reprodutivo da espécie. O fator de condição relativo foi estimado através da equação  $K_r = K_t / K_s$ , em que o  $W_e$  (peso esperado) =  $W_g + W_c$  e os valores médios por coleta foram comparados com o valor centralizador ( $K_r = 1,0$ ) através do Teste t-Student ( $\alpha = 0,05$ ).
- e. *Período Reprodutivo* - O período reprodutivo foi definido utilizando de forma conjunta a variação temporal da frequência dos estádios de maturação gonadal e do índice gonadossomático (IGS) (Vazzoler 1996), sendo realizado separadamente por sexo. Foi calculada a distribuição por coleta da frequência relativa (%) de indivíduos com gônadas nos estádio de maturação gonadal repouso, em maturação, maduro, semi-esgotado e esgotado. Esses resultados foram lançados em gráficos, permitindo inferências sobre o período reprodutivo, e comparados com os valores médios de IGS, que expressam a porcentagem que as gônadas representam do peso total do corpo dos indivíduos, fornecida

através da equação 
$$L = \frac{W_g}{W_t} \times 100$$
, em que  $w_g$  = peso das gônadas e  $W_t$  = peso total.

- f. *Tamanho de primeira maturação gonadal* – foi estimado a partir do menor comprimento padrão no qual ocorreram indivíduos em estádios de maturação avançada ou maduro, sendo uma adaptação do método proposto por Sato and Godinho (1988). Este método foi utilizado visto que o número de juvenis coletados para algumas espécies foi muito reduzido ou ausente, não sendo adequado o cálculo do L50 (Vazzoler 1996).

## RESULTADOS

A ictiofauna não nativa do lago Carioca foi composta pelas espécies *Astronotus cf. ocellatus*, *Cichla kelberi*, *Clarias gariepinus*, *Hoplosternum littorale* e *Pygocentrus nattereri*, totalizando 923 indivíduos coletados. Dos 14 indivíduos de *A. cf. ocellatus* coletados em sete dos nove meses, dois machos apresentavam estágio Maturação (coletados em novembro de 2009 e fevereiro de 2010) e um apresentava estágio Repouso (coletado em maio de 2009). Dentre as quatro fêmeas coletadas, indivíduos nos estádios Maturação e Esgotado foram registrados em julho de 2009, e nos estádios Maduro e Semi-esgotado em setembro de 2009.

No lago Jacaré a ictiofauna não nativa foi composta por *C. kelberi*, *H. littorale*, *Oreochromis cf. niloticus* e *P. nattereri*, no total de 492 indivíduos coletados. A Tabela 1 apresenta o número de indivíduos (total, machos, fêmeas e juvenis) coletados para cada espécie, a proporção sexual total encontrada e informações sobre comprimento padrão e peso corporal.

**Tabela 1** Dados dos exemplares coletados e informações biométricas das espécies amostradas nos lagos Jacaré e Carioca, Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG (\* espécies coletadas somente no lago Carioca; # espécie coletada somente no lago Jacaré).

	<i>Astronotus cf. ocellatus*</i>		<i>Cichla kelberi</i>		<i>Clarias gariepinus*</i>		<i>Hoplosternum littorale</i>		<i>Oreochromis cf. niloticus#</i>		<i>Pygocentrus nattereri</i>	
	Lago Carioca	Lago Carioca	Lago Jacaré	Lago Jacaré	Lago Carioca	Lago Carioca	Lago Jacaré	Lago Jacaré	Lago Carioca	Lago Carioca	Lago Jacaré	Lago Jacaré
Exemplares coletados												
machos	3	40	10		0	459	83		0	48	167	
fêmeas	4	23	5		0	146	18		0	57	104	
juvenis	0	13	10		0	0	4		0	107	40	
indeterminados	7	1	10		1	11	12		2	3	27	
total	14	77	35		1	616	117		2	215	338	
Comprimento padrão (cm)												
Amplitude de variação	12,5 - 20,6	3,9 - 32,5	2,3 - 30,3		36,9	10,3 - 21,5	8,9 - 19,6		18,4 - 23,4	1,0 - 26,3	1,0 - 25,1	
média (± SD)	17,3 (± 2,9)	21,3 (± 7,6)	14,5 (± 9,9)		-	15,1 (± 1,5)	15,3 (± 2,1)		20,9 (± 3,5)	8,7 (± 7,5)	13,9 (± 5,2)	
Peso corporal (g)												
Amplitude de variação	116,39 - 513,02	0,87 - 646,25	0,19 - 661,33		615,98	41,25 - 332,44	31,92 - 270,18		244,04 - 675,14	0,03 - 839,92	0,004 - 712,59	
média (± SD)	357,19 (± 143,67)	280,69 (± 190,25)	183,13 (± 227,46)		-	130,90 (± 40,98)	148,01 (± 54,67)		459,59 (± 215,55)	94,29 (± 138,72)	171,62 (± 115,43)	

## Proporção Sexual

### *Pygocentrus nattereri*

No lago Jacaré, machos de *P. nattereri* foram predominantes com a proporção sexual (1,6:1) encontrada diferindo significativamente da proporção esperada de 1:1 ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc  $\geq$  5,40; gl = 1; p < 0,05). Essa predominância se manteve ao longo dos meses amostrados com exceção de abril de 2011, onde não houve diferença na proporção de machos e fêmeas ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 0,16 gl = 1 p  $\geq$  0,05). Quando analisadas por classes de comprimento padrão, a proporção sexual de *P. nattereri* foi estatisticamente igual para as classes de 11,0 a 13,0 cm e 17,0 a 19,0 cm ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc < 3,84; gl = 1; p  $\geq$  0,05). Para as demais houve diferença significativa ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc > 3,84; gl = 1; p < 0,05), com fêmeas predominando nos comprimentos acima de 19,0 cm (Apêndice A – Tabela A1).

No lago Carioca não foi encontrada diferença significativa na proporção sexual observada (1,18:1) ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 0,73, gl = 1, p > 0,05), resultado que se manteve em cinco dos nove meses amostrados. Quando analisada por classes de comprimento padrão, a proporção sexual de *P. nattereri* foi estatisticamente igual para as classes de 7,0 a 9,0 cm, 13,0 a 15,0 cm, 15,0 a 17,0 cm e 17,0 a 19,0 cm ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc < 3,84; gl = 1; p  $\geq$  0,05). Nas demais classes onde foi possível realizar o teste de Qui-quadrado, houve diferença significativa nas proporções, com fêmeas apresentando maiores frequências, exceto na última classe de comprimento (Apêndice A – Tabela A2).

### *Hoplosternum littorale*

Machos de *H. littorale* foram predominantes no lago Jacaré, com a proporção sexual encontrada (4,6:1) diferindo significativamente da proporção esperada de 1:1 ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc  $\geq$  5,40; gl = 1; p < 0,05). Este resultado se manteve ao longo dos meses amostrados, com exceção de abril de 2011 em que fêmeas foram predominantes ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 11,12; gl = 1; p < 0,05), e ao longo das classes de comprimento padrão (Apêndice A – Tabela A3).

No lago Carioca também houve predominância de machos, com a proporção sexual encontrada (3,1:1) diferindo significativamente da proporção esperada ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc  $\geq$  5,40; gl = 1; p < 0,05). Este resultado se manteve para todos os meses amostrados. Já para classes de comprimento padrão, a proporção de machos e fêmeas foi estatisticamente

igual a 1:1 para as classes de 12,0 a 13,0 cm e de 13,0 a 14,0 cm ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc < 3,84; gl = 1;  $p \geq 0,05$ ). Nas demais classes, houve diferença nas proporções, com predominância de machos (Apêndice A – Tabela A4).

### *Cichla kelberi*

No lago Jacaré, machos foram predominantes com a proporção sexual encontrada de 2:1 diferindo significativamente da proporção esperada de 1:1 ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 11,11; gl = 1;  $p < 0,05$ ). O  $n$  amostral foi inferior a cinco para todos os meses amostrados e para todas as classes de comprimento, impossibilitando verificar a proporção sexual mensal e por classes de comprimento padrão.

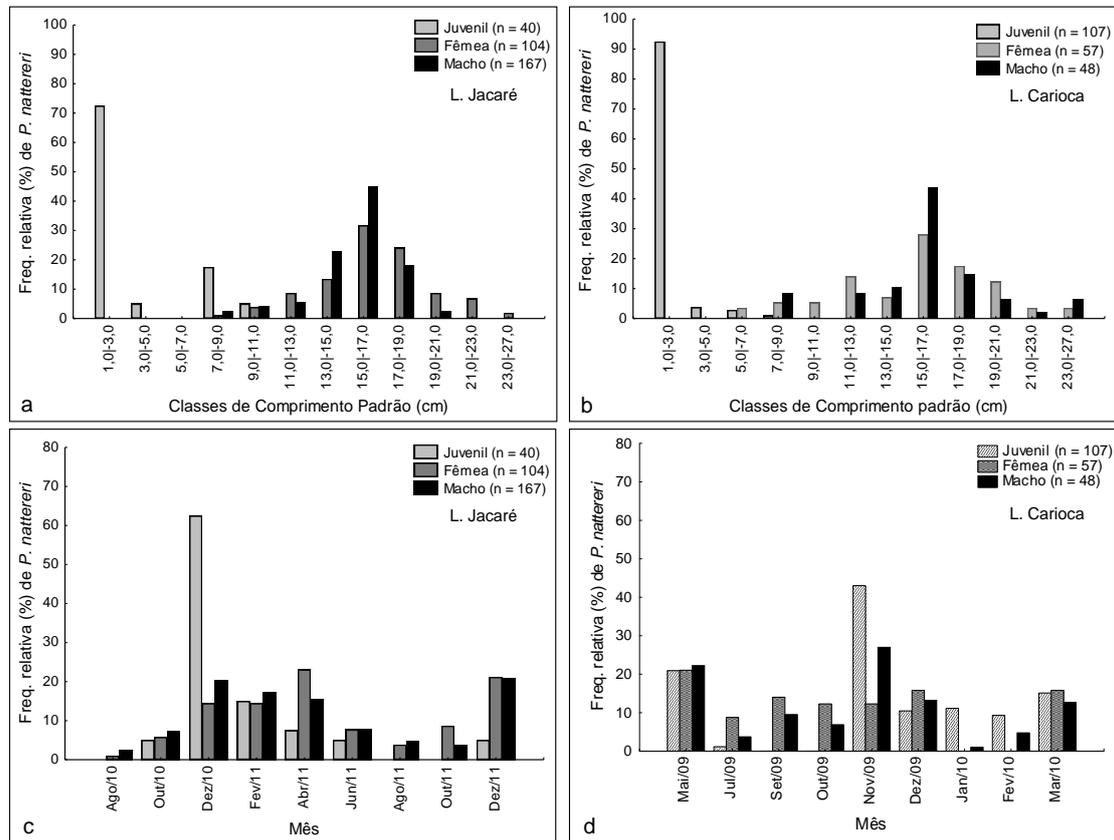
No lago Carioca também houve predominância de machos (1,7:1), diferindo significativamente da proporção esperada ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 7,28; gl = 1;  $p < 0,05$ ). Com exceção de maio de 2009, em que a proporção esperada foi igual à encontrada ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc = 7,28; gl = 1;  $p \geq 0,05$ ), houve diferença significativa na proporção de machos e fêmeas ao longo dos meses amostrados ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\chi^2$  calc > 3,84; gl = 1;  $p < 0,05$ ), com predominância de machos, exceto em fevereiro de 2010. Machos também foram predominantes para todas as classes de comprimento em que foi possível realizar o teste de Qui-quadrado, exceto a que abrange os comprimentos de 22,0 a 26,0 cm (Apêndice A – Tabela A5).

## **Estrutura da população**

### *Pygocentrus nattereri*

No lago Jacaré 69 % dos indivíduos de *P. nattereri* coletados apresentavam comprimento padrão (CP) variando de 13,0 a 19,0 cm, com predominância de indivíduos na classe de comprimento de 15,0 a 17,0 cm de CP (34,7 %). Já no lago Carioca houve predominância de indivíduos na classe de comprimento de 1,0 a 3,0 cm (42 %), seguido por indivíduos na classe de comprimento de 15,0 a 17,0 cm (19 %). A maioria dos juvenis coletados apresentava CP entre 1,0 e 3,0 cm, para ambos os lagos (72,5 % para o lago Jacaré e 92,5 % para o lago Carioca) (Figs. 2a-b). No lago Jacaré houve predominância de fêmeas com CP entre 15,0 e 17,0 cm, seguido por fêmeas com CP entre 17,0 e 19,0 cm. Machos com CP entre 15,0 e 17,0 cm também foram predominantes para esse lago, seguidos por machos com CP entre 13,0 e 15,0 cm e entre 17,0 e 19,0 cm (Fig. 2a). No lago Carioca, fêmeas e machos com CP entre 15,0 e 17,0 cm também foram predominantes, seguidos por fêmeas e machos

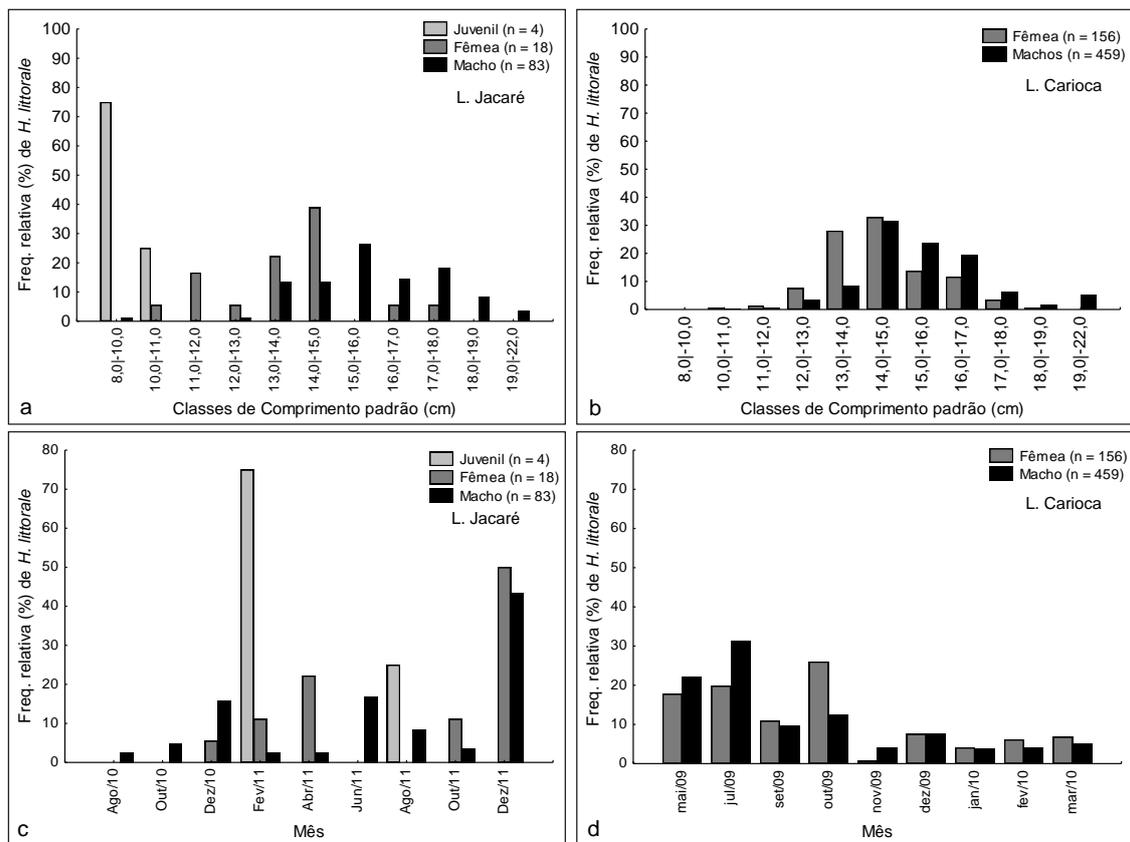
com CP entre 17,0 e 19 cm (Fig. 2b). Indivíduos juvenis foram coletados entre outubro de 2010 a junho de 2011 e em dezembro de 2011 no lago Jacaré, com maior frequência em dezembro de 2010 (Fig. 2c). No lago Carioca indivíduos juvenis foram mais frequentes em novembro de 2009 e só não foram coletados nos meses de setembro e outubro de 2009 (Fig. 2d).



### *Hoplosternum littorale*

No lago Jacaré 80 % dos indivíduos coletados apresentavam CP variando de 13,0 a 18,0 cm, com predominância de indivíduos na classe de comprimento de 15,0 a 16,0 cm de CP (21 %). No lago Carioca houve predominância de indivíduos na classe de comprimento de 14,0 a 15,0 cm (32 %). A maioria das fêmeas coletadas nos lagos Jacaré e Carioca apresentava CP variando entre 13,0 e 15,0 cm. Para machos houve maior frequência na classe de comprimento de 15,0 a 16,0 cm no lago Jacaré e de 14,0 a 15,0 cm no lago Carioca (Figs. 3a-b). Indivíduos juvenis só foram coletados no lago Jacaré, sendo mais frequentes na classe de comprimento de 8,0 a 10,0 cm (Fig. 3a). Comprimentos acima de 19,0 cm foram

compostos somente por indivíduos machos, para ambos os lagos (Figs. 3a-b). No lago Jacaré, somente fêmeas foram coletadas na classe de comprimento de 11,0 a 12,0 cm. Indivíduos juvenis foram coletados em fevereiro e agosto de 2011 no lago Jacaré. Machos e fêmeas foram mais frequentes em dezembro de 2011 (Fig. 3c). Já no lago Carioca no foram coletados juvenis. A maior frequência de fêmeas foi em outubro de 2009, e de machos em julho de 2009. A partir de dezembro de 2009, machos e fêmeas apresentaram baixa frequência de captura (Fig. 3d).

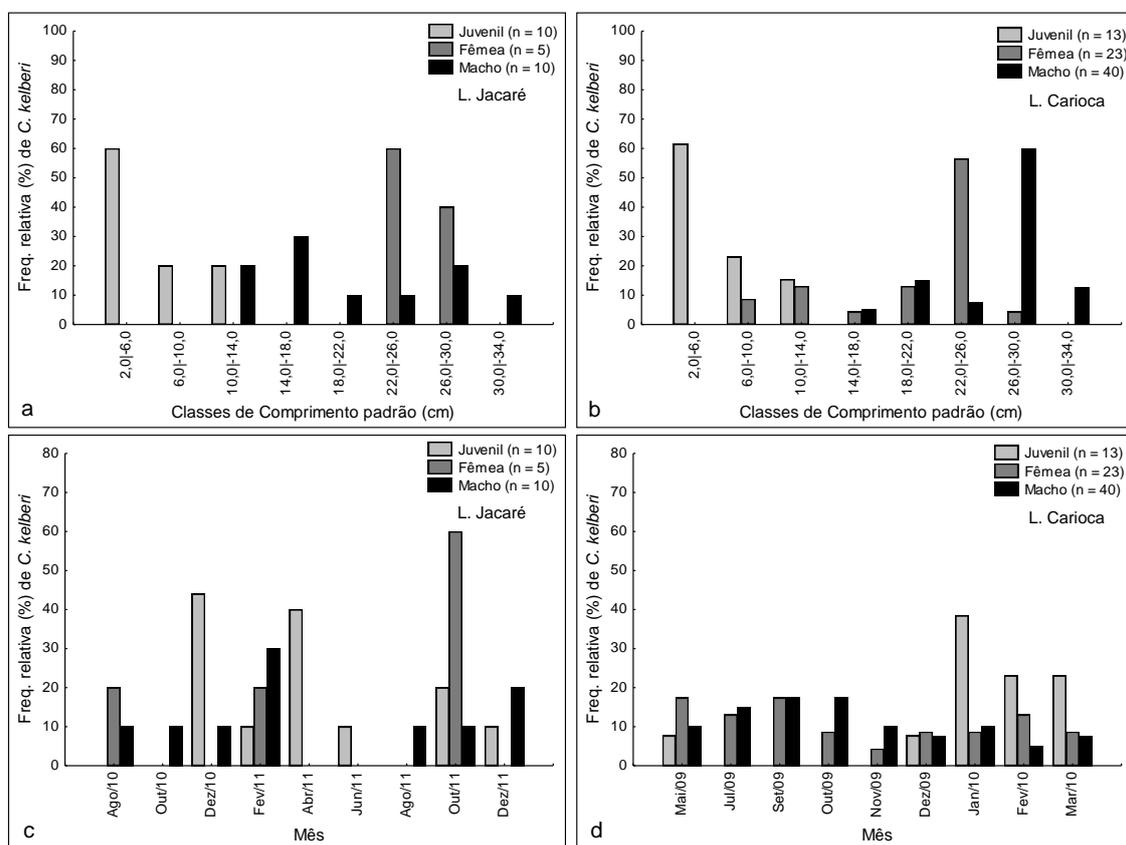


**Fig. 3** Frequência relativa (%) de *Hoplosternum littorale* distribuída entre: classes de comprimento padrão (cm) para os lagos Jacaré (a) e Carioca (b), e meses amostrados para os lagos Jacaré (c) e Carioca (d), localizados no Sistema lacustre do Médio Rio Doce, MG.

### *Cichla kelberi*

No lago Jacaré, 32 % dos indivíduos coletados apresentaram CP variando entre 22,0 e 30,0 cm, e 24 % apresentaram CP entre 2,0 e 6,0 cm. No lago Carioca, houve predominância de indivíduos de maior porte, com CP variando entre 22,0 e 30,0 cm (54 %). A maioria das fêmeas coletadas nos lagos Jacaré e Carioca apresentava CP variando entre 22,0 e 26,0 cm. No lago Jacaré houve maior frequência de machos com CP entre 14,0 e 18,0 cm. Já no lago

Carioca foi observada maior frequência na classe de comprimento de 26,0 a 30,0 cm. Indivíduos juvenis compuseram os intervalos de comprimento de 2,0 a 14,0 cm, com maior frequência na classe de comprimento de 2,0 a 6,0 cm para ambos os lagos. Nestes, a última classe de comprimento foi composta somente por indivíduos machos (Figs. 4a-b). Juvenis foram coletados no lago Jacaré entre dezembro de 2010 a abril de 2011 e em outubro e dezembro de 2011, sendo mais frequentes em dezembro de 2011 e abril de 2011. A maior frequência de machos ocorreu em fevereiro de 2011 e de fêmeas em outubro de 2011 (Fig. 4c), sendo predominantes nesses meses. No lago Carioca, indivíduos juvenis foram coletados em maio de 2009 e entre dezembro de 2009 e março de 2010, sendo mais frequentes em janeiro de 2010. Fêmeas foram mais frequentes em maio e setembro de 2009 e machos foram mais frequentes em setembro e outubro de 2009 (Fig. 4d).



**Fig. 4** Frequência relativa (%) de *Cichla kelberi* distribuída entre: classes de comprimento padrão (cm) para os lagos Jacaré (a) e Carioca (b), e meses amostrados para os lagos Jacaré (c) e Carioca (d), localizados no Sistema lacustre do Médio Rio Doce, MG.

## Relação peso-comprimento

### *Pygocentrus nattereri*

As populações de machos e fêmeas de *P. nattereri* dos lagos Jacaré e Carioca apresentaram crescimento isométrico ( $b = 3$ , Teste *t-Student*:  $p > 0,05$ ). Em ambos os lagos, a análise do coeficiente de regressão de fêmeas e machos mostrou que não existe diferença significativa entre eles ( $b_{\text{fêmeas}} = b_{\text{machos}}$ , Teste *t-Student*:  $p > 0,05$ ), permitindo o agrupamento para determinação da relação peso x comprimento para a espécie. A relação encontrada para o lago Jacaré foi:  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,94$ . Para o lago Carioca a relação encontrada foi:  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,98$  (Apêndice B – Fig. B1).

### *Hoplosternum littorale*

As populações de machos e fêmeas de *H. littorale* dos lagos Jacaré e Carioca não apresentaram crescimento isométrico ( $b < 3$ , Teste *t-Student*:  $p < 0,05$ ). No lago Jacaré, a análise do coeficiente de regressão de fêmeas e machos mostrou que não existe diferença significativa entre eles, permitindo o agrupamento para determinação da relação peso x comprimento ( $b_{\text{fêmeas}} = b_{\text{machos}}$ , Teste *t-Student*:  $p > 0,05$ ). A relação encontrada foi de  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,94$ . Já no lago Carioca, a análise do coeficiente de regressão de fêmeas e machos mostrou que existe diferença significativa entre eles ( $b_{\text{fêmeas}} \neq b_{\text{machos}}$ , Teste *t-Student*:  $p > 0,05$ ), não permitindo o agrupamento para a determinação da relação peso x comprimento. A relação encontrada para fêmeas foi de  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,90$ , e para machos foi de  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,94$  (Apêndice B – Fig. B2).

### *Cichla kelberi*

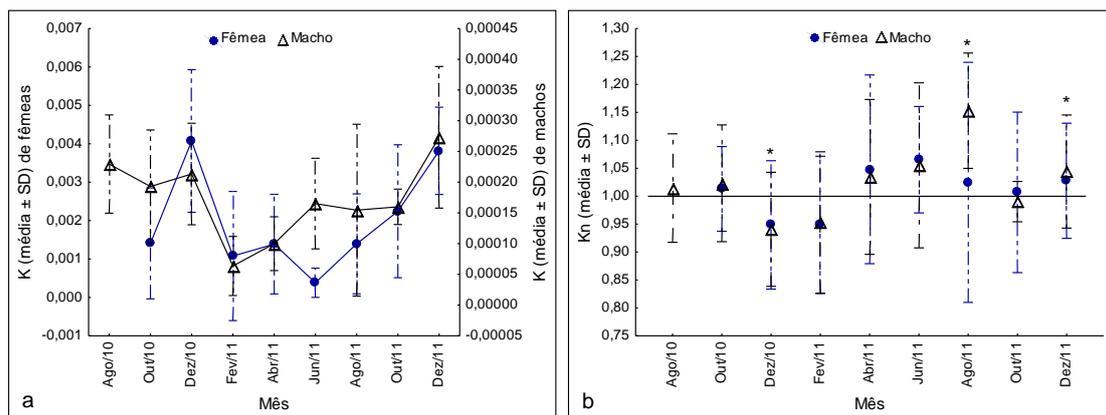
Não foi possível realizar a análise de relação peso x comprimento de *C. kelberi* no lago Jacaré, em função do pequeno  $n$  amostral. No lago Carioca, fêmeas apresentaram crescimento isométrico ( $b = 3$ , Teste *t-Student*:  $p > 0,05$ ), mas os machos não ( $b < 3$ , Teste *t-Student*:  $p < 0,05$ ), não sendo possível determinar a relação peso x comprimento em conjunto. Para fêmeas, a relação encontrada foi de  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,99$ , e para machos foi de  $y = 0,0001x^3 - 0,0001x^2 + 0,0001x + 0,0001$ ,  $r^2 = 0,96$  (Apêndice B – Fig. B3).

## Fatores de Condição

### *Pygocentrus nattereri*

Os valores médios do fator de condição alométrico (K) encontrados no lago Jacaré foram de 0,0010 ( $\pm 0,0006$ ) para fêmeas e de 0,00017 ( $\pm 0,00018$ ) para machos, com maiores valores ocorrendo em dezembro para ambos (Fig. 5a).

Os valores médios do fator de condição relativo (Kn) foram de 1,0097 ( $\pm 0,1340$ ) para fêmeas e 1,0064 ( $\pm 0,1256$ ) para machos. Os maiores valores ocorreram em junho e agosto de 2011 para fêmeas e em agosto de 2011 para machos. Os menores ocorreram em dezembro de 2010 e fevereiro de 2011 para fêmeas e em dezembro de 2010 para machos (Fig 5b). Os valores médios de Kn de fêmeas foram estatisticamente igual a 1,0 (valor centralizador) para todos os meses amostrados (Teste-*t de Student*,  $p > 0,05$ ). Para machos, houve diferenças em dezembro de 2010 (Kn < 1,0;  $p < 0,05$ ) e agosto e dezembro de 2011 (Kn > 1,0;  $p < 0,05$ ) (Fig. 5b).

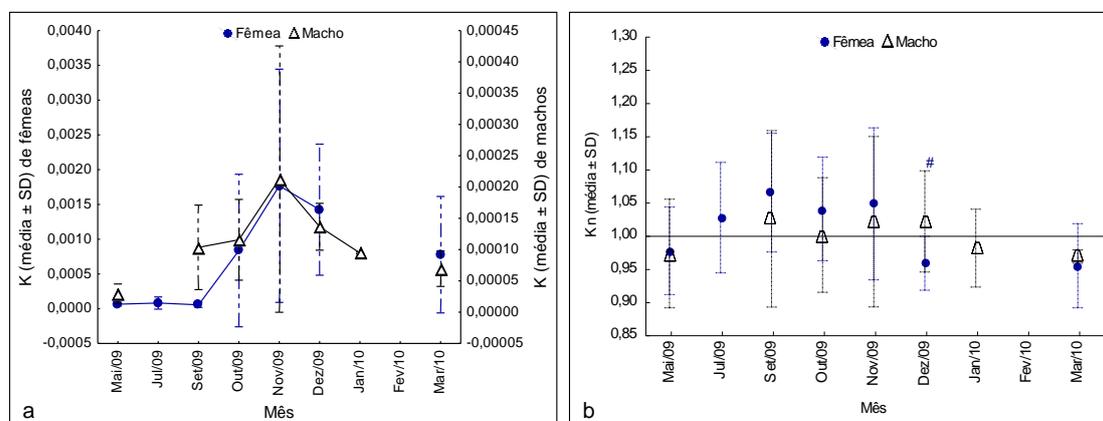


**Fig. 5.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) do fator de condição alométrico (K) (a), e dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) (b) de fêmeas e machos de *Pygocentrus nattereri* no lago Jacaré, situado no Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG (Legenda: \* Kn de machos significativamente diferentes de 1,0).

No lago Carioca, os valores médios de K encontrados foram de 0,0007 ( $\pm 0,0010$ ) para fêmeas e de 0,000104 ( $\pm 0,000105$ ) para machos, com maiores valores ocorrendo em dezembro para ambos (Fig. 6a).

Os valores médios de Kn encontrados foram de 1,0032 ( $\pm 0,0827$ ) para fêmeas e 1,0094 ( $\pm 0,1282$ ) para machos. Os maiores valores médios ocorreram em setembro e novembro de 2009 para fêmeas e em novembro e dezembro de 2009 para machos. Os menores em maio e dezembro de 2009 para fêmeas e em maio de 2009 para machos

(considerando  $n$  amostral superior a cinco) (Fig. 6b). Os valores médios de  $K_n$  de fêmeas e machos foram estatisticamente igual a 1,0 (valor centralizador) para os meses amostrados (Teste-*t de Student*,  $p > 0,05$ ), exceto para fêmeas em dezembro de 2009 ( $p < 0,05$ ) (Fig. 6b).

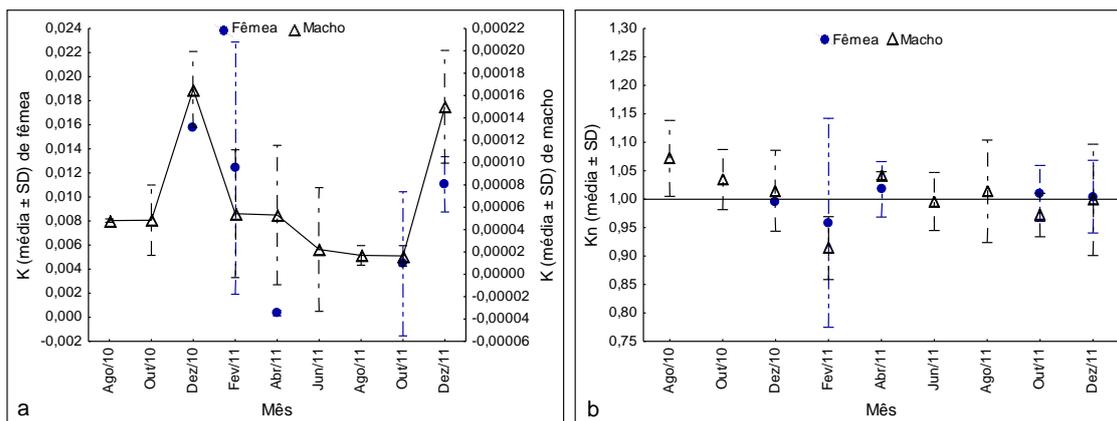


**Fig. 6.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) do fator de condição alométrico (K) (a), e dos valores médios do fator de condição relativo ( $K_n$ ) (b) de fêmeas e machos de *Pygocentrus nattereri* no lago Carioca, situado no Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG (Legenda: #  $K_n$  de fêmeas significativamente diferente de 1,0).

### *Hoplosternum littorale*

Os valores médios de  $K$  encontrados no lago Jacaré foram de 0,0083 ( $\pm$  0,0006) para fêmeas e de 0,0001 ( $\pm$  0,00007) para machos de *H. littorale*, com maiores valores médios ocorrendo em dezembro para macho (Fig. 7a). Para fêmeas o baixo  $n$  amostral impossibilitou a análise da variação mensal de  $K$ . Os maiores valores individuais foram encontrados nos meses de dezembro de 2010 (0,0158), fevereiro de 2011 (0,0198) e dezembro de 2011 (0,0131) e os menores em abril de 2011 (0,00003) e outubro de 2011 (0,0002).

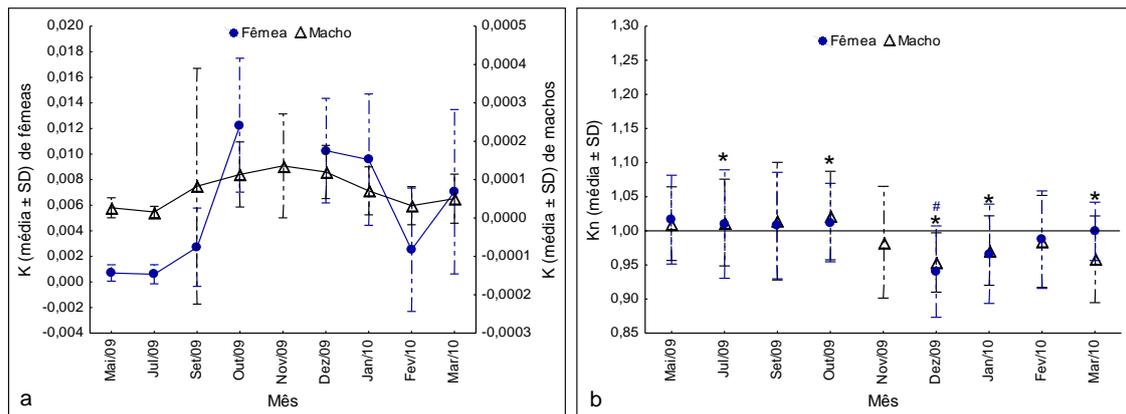
Os valores médios de  $K_n$  foram de 1,0023 ( $\pm$  0,0689) para fêmeas e 1,0034 ( $\pm$  0,0808) para machos. O baixo  $n$  amostral impossibilitou a análise da variação mensal de  $K_n$  para Fêmeas. Os maiores valores individuais ocorreram em dezembro de 2011 (1,1212 e 1,0921) e o menor em fevereiro de 2011 (0,8285). Para machos, o maior valor médio ocorreu em agosto de 2010 e o menor em fevereiro de 2011 (Fig. 7b). Os valores médios de  $K_n$  de machos e fêmeas foram estatisticamente igual a 1,0 (valor centralizador) para todos os meses em que o número de indivíduos coletados foi maior ou igual a 5 (Teste-*t de Student*,  $p > 0,05$ ).



**Fig. 7.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) do fator de condição alométrico (K) (a), e dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) (b) de fêmeas e machos de *Hoplosternum littorale* no lago Jacaré, situado no Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG.

Os valores médios de K encontrados no lago Carioca foram de 0,0061 ( $\pm$  0,0063) para fêmeas e de 0,00006 ( $\pm$  0,00012) para machos de *H. littorale*, com maiores valores ocorrendo em outubro de 2009 para fêmeas, e em outubro, novembro e dezembro de 2009 para machos (Fig. 8a).

Os valores médios de Kn foram de 1,0024 ( $\pm$  0,0692) para fêmeas e 1,0022 ( $\pm$  0,0665) para machos. Machos e fêmeas apresentaram os maiores valores médios de Kn entre maio e outubro de 2009 e o menor valor em dezembro de 2009 (Fig. 8b). Os valores médios de Kn de fêmeas foram estatisticamente igual a 1,0 (valor centralizador) para todos os meses amostrados (Teste-*t de Student*,  $p > 0,05$ ), exceto dezembro de 2009. Para machos não houve diferenças significativas em maio, setembro e novembro de 2009, e em fevereiro de 2010. Indivíduos coletados em julho e outubro apresentaram valores médios de Kn superiores a 1,0. Nos demais meses, os valores médios foram inferiores a 1,0 (Fig. 8b).



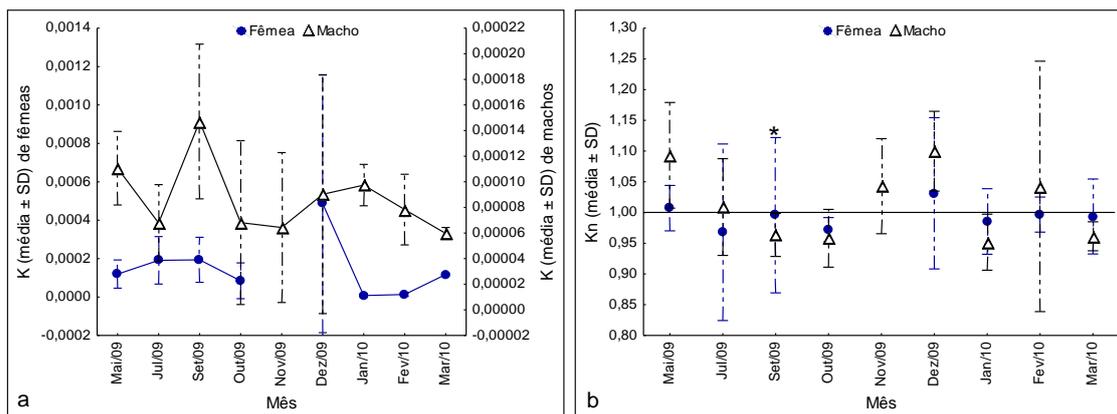
**Fig. 8.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) do fator de condição alométrico (K) (a), e dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) (b) de fêmeas e machos de *Hoplosternum littorale* no lago Carioca, situado no Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG. (Legenda: # Kn de fêmeas significativamente diferentes de 1,0; \* Kn de machos significativamente diferentes de 1,0).

### *Cichla kelberi*

Fatores de condição alométrico (K) e relativo (Kn) não foram obtidos para a população de *C. kelberi* do lago Jacaré, uma vez que não foi possível determinar a relação peso x comprimento.

No lago Carioca, os valores médios de K encontrados foram de 0,0001 ( $\pm$  0,0002) para fêmeas e de 0,00009 ( $\pm$  0,00005) para machos, com maiores valores ocorrendo em setembro e dezembro de 2009 para machos, e em dezembro de 2009 para fêmeas (Fig. 9a).

Os valores médios de Kn foram de 1,0036 ( $\pm$  0,0877) para fêmeas e 1,0031 ( $\pm$  0,0816) para machos. Machos e fêmeas apresentaram os maiores valores médios de Kn em maio e dezembro de 2009. O menor valor médio para fêmeas foi em julho de 2009, e machos em janeiro de 2010 (Figs. 9b). Os valores médios de Kn de machos foram estatisticamente igual a 1,0 (valor centralizador) para todos os meses em que o número de indivíduos coletados foi igual ou maior que 5 (Teste-*t de Student*,  $p > 0,05$ ), exceto dezembro de 2009. O n amostral de fêmeas foi inferior a 5 para todos os meses impossibilitando a aplicação do teste.



**Fig. 9.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) do fator de condição alométrico (K) (a), e dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) (b) de fêmeas e machos de *Cichla kelberi* no lago Carioca, situado no Sistema Lacustre do Médio Rio Doce, MG. (Legenda: \* Kn de machos significativamente diferentes de 1,0).

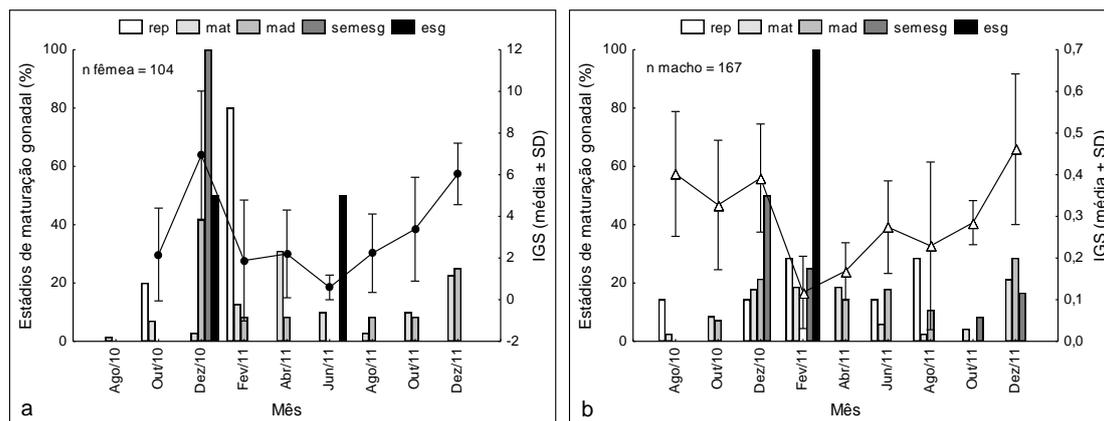
## Características reprodutivas

### *Pygocentrus nattereri*

O tamanho de 1ª maturação gonadal estimado, em comprimento padrão, para *P. nattereri* no lago Jacaré foi de 10,0 cm para fêmeas e 7,3 cm para machos.

Fêmeas no estágio Maturação foram coletadas ao longo de todo o período amostral, com maior frequência em abril de 2011 (31 %). Fêmeas no estágio Maduro foram mais frequentes em dezembro de 2010 (41,6 %) e dezembro de 2011 (25 %), e no estágio Repouso mais frequentes em fevereiro de 2011 (80 %) (Fig. 10a). Machos no estágio Maturação foram coletados ao longo de todo o período amostrado, com maior frequência em dezembro de 2011 (21,2 %), e machos no estágio Maduro foram mais frequentes em dezembro de 2010 (21,4 %) e dezembro de 2011 (28,5 %).

Os valores de Índice Gonadossomático (IGS) variaram entre 0,0065 e 11,4124 para fêmeas e entre 0,0093 e 4,0875 para machos, com os menores valores ocorrendo em fevereiro de 2011, para ambos os sexos, e os maiores ocorrendo em dezembro de 2010 (fêmeas) e dezembro de 2011 (machos). O maior valor médio de IGS obtido para machos foi em dezembro de 2011 (Fig. 10b). Para fêmeas, os maiores valores médios de IGS foram em dezembro de 2010 e dezembro de 2011. Os dados de IGS e as frequências de estádios de maturação gonadal encontradas indicam que, no lago Jacaré, *P. nattereri* apresenta um período reprodutivo longo, com pico em dezembro.

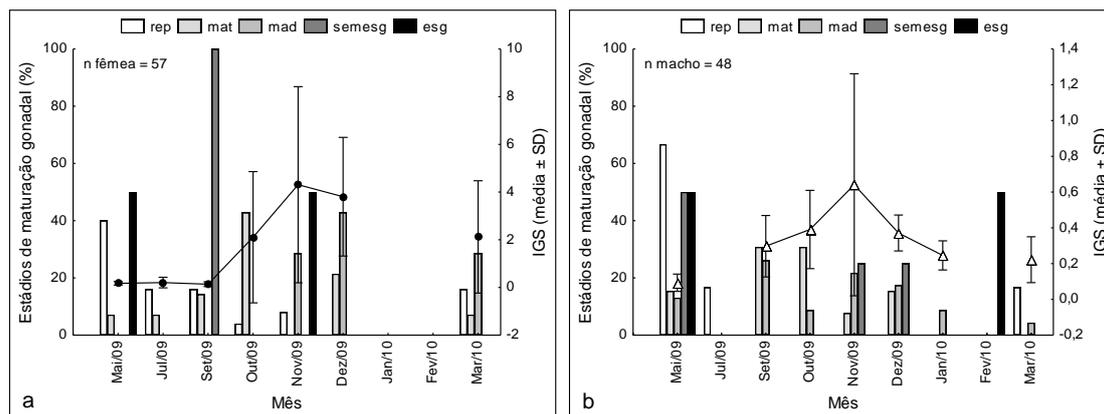


**Fig. 10** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) de Índice Gonadosomático (IGS) e da frequência (%) de Estádios de maturação gonadal de fêmeas (a) e machos (b) de *Pygocentrus nattereri* no lago Jacaré, situado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

No lago Carioca, o tamanho de 1ª maturação estimado, em comprimento padrão, foi de 14,2 cm para fêmeas e 7,9 cm para machos, semelhante ao encontrado no lago Jacaré.

Fêmeas no estágio Maturação foram coletadas ao longo dos meses amostrados, com maior frequência em outubro de 2009 (42,8 %). Fêmeas no estágio Maduro foram mais frequentes em dezembro de 2009 (42,8 %), e no estágio Repouso em maio de 2009 (40 %) (Fig. 11a). Machos no estágio Maturação foram mais frequentes em setembro e outubro de 2010 (30,7 %, respectivamente). Machos no estágio Maduro foram coletados na maioria dos meses amostrados, com maiores frequências em setembro e novembro de 2009 (26,1 % e 21,7 %, respectivamente), e machos no estágio Repouso foram coletados somente em maio e julho de 2009 e março de 2010 (Fig. 11b).

Os valores médios de IGS variaram entre 0,0150 e 9,4424 para fêmeas e entre 0,0071 e 2,0300 para machos, com os menores valores ocorrendo em setembro de 2009 para fêmeas e maio de 2009 para machos, e os maiores ocorrendo em novembro de 2009 para ambos os sexos (Figs. 11a-b). O maior valor médio de IGS obtido para machos foi em novembro de 2009. Para fêmeas, os maiores valores médios de IGS foram em novembro e dezembro de 2009. Os dados de IGS e as frequências de maturação gonadal encontradas indicam que, no lago Carioca, *P. nattereri* apresenta um período reprodutivo longo, sendo que neste lago o pico reprodutivo foi em novembro.



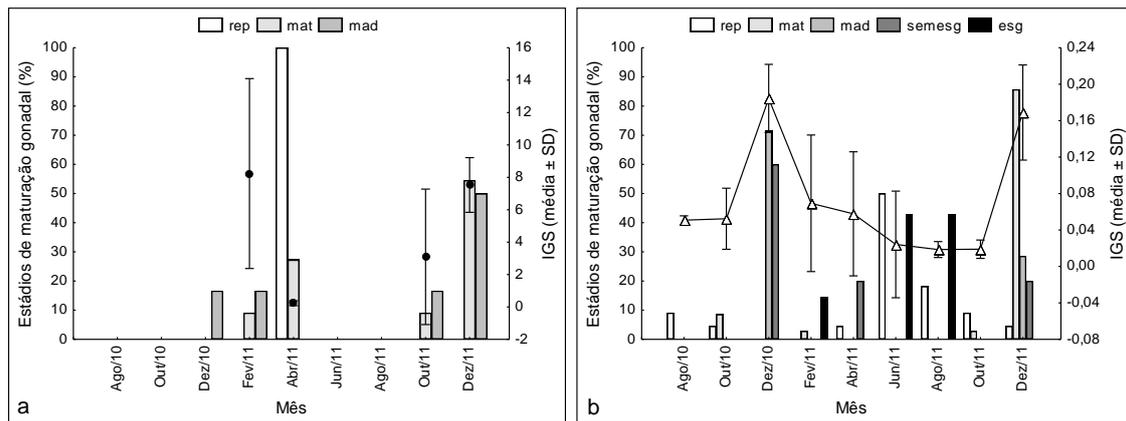
**Fig. 11** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) de Índice Gonadosomático (IGS) e da frequência relativa (%) dos estádios de maturação gonadal de fêmeas (a) e machos (b) de *Pygocentrus nattereri* no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

### *Hoplosternum littorale*

O tamanho de 1ª maturação gonadal estimado, em comprimento padrão, para *H. littorale* no lago Jacaré foi de 10,8 cm para fêmeas e 13,8 cm para machos.

Fêmeas foram capturadas somente entre dezembro de 2010 e abril de 2011 e em outubro e dezembro de 2001. Nestes meses, as maiores frequências de fêmeas nos estádios Maturação e Maduro ocorreram em dezembro de 2011 (54,5 % e 50 %, respectivamente) (Fig. 12a). Machos foram coletados ao longo de todo o período amostrado, com maior frequência de indivíduos com gônadas no estágio Maturação em dezembro de 2011 (85,7 %). Machos em reprodução (estádios Maduro e Semi-esgotado) foram mais frequentes em dezembro de 2010 (71,4 % e 60 %, respectivamente). Machos no estágio Repouso ocorreram ao longo dos meses amostrados, e no estágio Esgotado apresentaram maiores frequências em junho e agosto de 2011 (42,8 % em ambos) (Fig. 12b).

Os valores médios de IGS variaram entre 0,0225 e 12,3802 para fêmeas e entre 0,0032 e 0,3414 para machos, com os menores valores médios ocorrendo em abril de 2011 para fêmeas e em agosto e outubro de 2011 para machos (Figs. 12a-b). O maior valor médio de IGS para fêmeas ocorreu em fevereiro de 2011 (Fig. 12a). Para machos, os maiores valores médios ocorreram em dezembro de 2010 e dezembro de 2011. Os dados obtidos de IGS e as frequências de estádios de maturação gonadal encontrados indicam que o período reprodutivo de *H. littorale* no lago Jacaré ocorre no verão, com pico em dezembro.

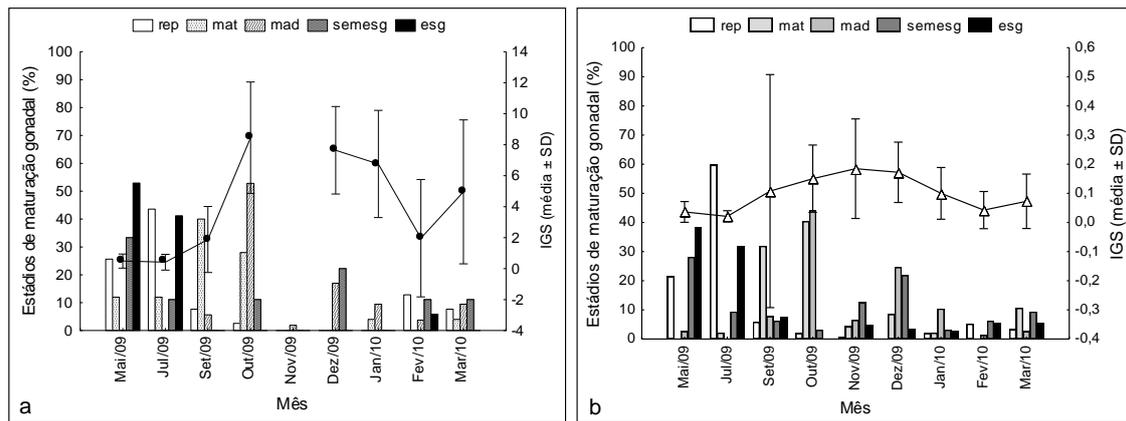


**Fig. 12** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) de Índice Gonadossomático (IGS) e da frequência (%) de estádios de maturação gonadal de fêmeas (a) e machos (b) de *Hoplosternum littorale* no lago Jacaré, situado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

No lago Carioca, o tamanho de 1ª maturação estimado, em comprimento padrão, para *H. littorale* foi de 11,3 cm para fêmeas e 12,5 cm para machos, semelhante ao encontrado no lago Jacaré.

Fêmeas nos estádios Maturação e Maduro foram capturadas ao longo de todos os meses amostrados, com maior frequência para o estágio Maturação em setembro de 2009 (40 %), e para o estágio Maduro em outubro de 2009 (52,8 %). As maiores frequências de fêmeas nos estádios Semi-esgotado e Esgotado ocorreram em maio de 2009 (33,3 % e 53 %, respectivamente), e no estágio Repouso em julho de 2009 (43,5 %) (Fig. 13a). Machos nos estádios Maturação e Maduro foram mais frequentes em outubro de 2009 (40,4 % e 44,2 %, respectivamente), no estágio Repouso em julho de 2009 (59,7 %), e nos estádios Semi-esgotado e Esgotado em maio de 2009 (28,1 % e 38,2 %, respectivamente) (Fig. 13b).

Os valores de IGS variaram entre 0,0149 e 14,0446 para fêmeas e entre 0,0025 e 2,6331 para machos, com os menores valores médios ocorrendo em maio e julho de 2009 para ambos os sexos (Figs. 13a-b). O maior valor médio de IGS para fêmeas ocorreu em outubro de 2009. Para machos, os maiores valores médios de IGS ocorreram entre outubro e dezembro de 2009. Os dados obtidos de IGS e as frequências de estádios de maturação gonadal encontradas para fêmeas e machos indicam que o período reprodutivo de *H. littorale* no lago Carioca ocorre no verão, com picos reprodutivos sucessivos.



**Fig. 13** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) de Índice Gonadossomático (IGS) e da frequência (%) de estádios de maturação gonadal de fêmeas (a) e machos (b) de *Hoplosternum littorale* no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

### *Cichla kelberi*

No lago Jacaré, o menor comprimento padrão registrado para fêmeas em estágio avançado de maturação gonadal foi 24,5 cm. Para machos, este comprimento foi de 25,6 cm.

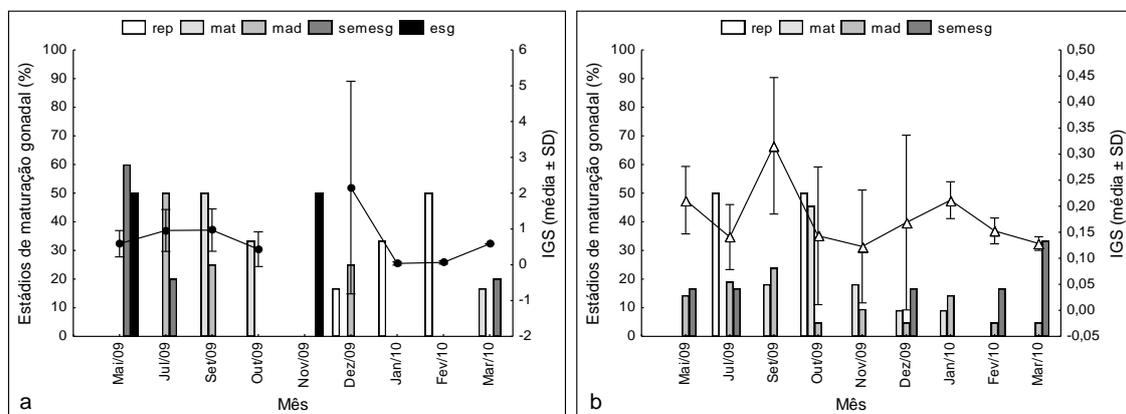
Dentre as 5 fêmeas coletadas de *C. kelberi*, três apresentavam estágio de maturação gonadal Maduro (coletadas uma em agosto de 2010 e duas em outubro de 2011), uma apresentava estágio Maturação (coletada em fevereiro de 2011), e uma apresentava estágio Semi-esgotado (coletado em outubro de 2011). O maior IGS foi de 6,5262, registrado em agosto de 2010, e o menor foi de 1,5616, registrado em outubro de 2011. Dentre os 10 machos coletados, quatro apresentavam estágio de maturação gonadal Repouso (coletados em agosto e outubro de 2010 e em fevereiro e outubro de 2011), dois apresentavam estágio Maturação (coletados em fevereiro de 2011), dois apresentavam estágio Maduro (coletados em agosto e dezembro de 2011) e dois apresentavam estágio Semi-esgotado (coletados em dezembro de 2010 e dezembro de 2011). O maior IGS foi de 0,2421, registrado em agosto de 2011, e o menor foi de 0,0028, registrado em outubro de 2011.

No lago Carioca, o tamanho de 1ª maturação gonadal estimado, em comprimento padrão, para *C. kelberi* foi de 19,6 cm para fêmeas e 17,9 cm para machos, diferenciando dos valores encontrados no lago Jacaré.

Fêmeas no estágio Maturação apresentaram maior frequência em setembro de 2009 (50 %), e no estágio Maduro em julho de 2009 (50 %). A maior frequência de fêmeas no estágio Semi-esgotado ocorreu em maio de 2009 (60 %), e no estágio Repouso em fevereiro de 2010 (50 %) (Fig. 14a). Machos no estágio Maturação foram mais frequentes em outubro de 2009 (45,4 %), e machos no estágio Maduro foram coletados ao longo de todo o período

amostrado, com predominância em setembro de 2009 (23,8 %). A maior frequência de machos no estágio Semi-esgotado ocorreu em março de 2010 (33,3 %) (Fig. 14b).

Os valores de IGS variaram entre 0,0042 e 4,2563 para fêmeas e entre 0,0045 e 0,5210 para machos. Os menores valores médios de IGS para fêmeas ocorreram em janeiro e fevereiro de 2010 (Fig. 14a). Para machos, o menor valor médio de IGS ocorreu em novembro de 2009 (Fig. 14b). O maior valor médio de IGS para fêmeas ocorreu em dezembro de 2009. Para machos, o maior valor médio de IGS ocorreu em setembro de 2009. Os dados obtidos de IGS e as frequências de estádios de maturação gonadal encontradas para fêmeas e machos indicam que *C. kelberi* apresenta período reprodutivo no lago Carioca e pico no verão.



**Fig. 14.** Variação por coleta dos valores médios ( $\pm$  SD) de Índice Gonadossomático (IGS) e da frequência (%) de estádios de maturação gonadal de fêmeas (a) e machos (b) de *Cichla kelberi* no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

## DISCUSSÃO

O estabelecimento de uma espécie em um novo ambiente é etapa essencial para que esta se disperse para novas áreas, se tornando uma espécie invasora. Além de características do ambiente, características da história de vida da espécie são essenciais para que ela se estabeleça, sendo capaz de sobreviver e se reproduzir com sucesso e, com isso, manter uma população auto-sustentável (Blackburn et al. 2011).

A proporção sexual é uma informação importante na caracterização da estrutura de uma população, podendo variar em função de taxas de crescimento e mortalidade (Parker 1992), bem como comportamento reprodutivo (Vazzoler 1996).

Com exceção da população de *P. nattereri* no lago Carioca, que apresentou proporção sexual de 1:1, as demais populações das espécies estudadas apresentaram predominância de

machos. Entre os fatores que poderiam influenciar na razão sexual, o suprimento alimentar da população pode ser considerado como fator importante. Em ambientes aquáticos oligotróficos, como é o caso do lago Jacaré e do lago Carioca (Petruccio et al. 2006), há predominância de machos, enquanto que fêmeas predominam em ambientes onde o alimento disponível é abundante (Nikolsky 1969), como foi encontrado para *P. nattereri* em estudos realizados na Amazônia boliviana (Duponchelle et al. 2007).

As estruturas populacionais em classes de tamanho obtidas para *P. nattereri* e *H. littorale* foram semelhante às encontradas em suas áreas de ocorrência natural. Para *P. nattereri*, as populações amostradas nos lagos apresentaram maiores frequências de indivíduos adultos com comprimento padrão entre 15,0 cm e 17,0 cm, semelhante ao verificado por Bevilaqua and Soares (2010) na Amazônia Central e por Vicentin et al. (2012) no Pantanal. Já para *H. littorale*, machos apresentaram maior comprimento do que as fêmeas, evidenciando o dimorfismo sexual em tamanho relatado para a espécie (Hostache and Mol 1998).

No que diz respeito à *C. kelberi*, os resultados de estrutura em comprimento padrão para machos e fêmeas foram semelhantes aos encontrados em outras áreas onde a espécie foi introduzida (Chellappa et al. 2003; Souza et al. 2008) e, segundo estes autores, menores ao encontrado no ambiente natural. No entanto, uma vez que a espécie foi descrita recentemente após uma revisão taxonômica (Kullander and Ferreira 2006) e que não foram encontrados estudos já com a nova classificação da espécie em sua área de ocorrência natural, comparações sobre suas características populacionais são limitadas a outras espécies do gênero *Cichla* e, portanto, imprecisas.

Outros parâmetros obtidos foram os fatores de condição alométrico (K) e relativo (Kn), considerados um indicador das reservas energéticas dos tecidos e, portanto, uma medida do bem-estar do peixe (Vazzoler 1996), o Índice Gonadosomático (IGS), o período reprodutivo das espécies e o tamanho de primeira maturação.

Os dados de IGS e as frequências de estádios de maturação gonadal encontradas para *P. nattereri* indicam que esta espécie apresenta um período reprodutivo longo, com pico em novembro no lago Carioca e dezembro no lago Jacaré, semelhante ao encontrado em áreas de várzea na Reserva de Mamirauá (AM) (Queiroz et al. 2010). Este resultado foi reforçado pelos valores médios de K, encontrados para machos e fêmeas, cujos meses com maiores valores médios correspondem aos meses com maiores valores médios de IGS. A variação mensal de Kn indicou ainda o bem estar da espécie não nativa em ambos os lagos, o que

reflete maior potencial reprodutivo e de sobrevivência (Pope et al. 2001), e consequentemente, a adaptação ao novo ambiente.

*Hoplosternum littorale* apresentou características reprodutivas semelhantes às de sua área de ocorrência natural, onde o pico reprodutivo da espécie está diretamente relacionado à estação chuvosa (Hostache and Mol 1998), com maiores valores de IGS entre outubro e fevereiro para o lago Carioca, com picos de reprodução sucessivos, e nos meses de novembro e dezembro, com pico de reprodução em dezembro, para o lago Jacaré. Estes resultados, corroborados pelos valores de K, indicam que a espécie apresenta um único período reprodutivo ao longo do ano, assim como o encontrado por Winemiller (1987) em um estudo realizado na Venezuela

Os resultados do fator de condição relativo ( $K_n$ ) encontrados para o lago Carioca, com menores valores no mês de dezembro tanto para fêmeas quanto para machos, podem ser interpretados como uma interrupção da alimentação para o cuidado parental, período em que a espécie gasta as energias acumuladas durante o ano. Estratégia semelhante foi descrita por Winemiller (1987), permitindo inferir que esta é uma característica da espécie. Dessa forma, é possível inferir que *H. littorale* se encontrada adaptada ao novo ambiente.

No que diz respeito à *C. kelberi*, apesar do baixo n amostral no lago Jacaré, impossibilitando análises de K,  $K_n$  e da variação mensal de IGS, a presença de fêmeas com estádios Maturação, Maduro e Semi-esgotado, entre fevereiro e outubro, juntamente com os resultados obtidos para o lago Carioca, com fêmeas em maturação em setembro e machos em outubro, indicam que a espécie apresenta um período reprodutivo longo, com início no final da primavera e pico no verão, resultado corroborado pelos valores de IGS e K e semelhante aos encontrados por Chellappa et al. (2003) e Souza et al. (2008). Nestes estudos, realizados em lagos de reservatórios, o início do período reprodutivo foi relacionado à profundidade e temperatura da água. Uma vez que em lagos naturais a profundidade não sofre modificações extremas, é possível que a temperatura da água seja um gatilho para o início do período reprodutivo.

A ausência de indivíduos juvenis coletados para todas as espécies impossibilitou o cálculo do comprimento médio de primeira maturação. Ainda assim, os valores de primeira maturação obtidos para *P. nattereri* e *H. littorale*, através da adaptação do método proposto por Sato and Godinho (1988), foram semelhantes aos valores de L50 obtidos em sua área de ocorrência natural (Hostache and Mol 1998; Duponchelle et al. 2007).

No caso de *P. nattereri*, os valores, considerados baixos quando comparados com estudos realizados na Amazônia central ((Queiroz et al. 2010; Vicentin et al. 2012) podem

estar relacionado à ausência de cheias (Duponchelle et al. 2007) e consequente diminuição das condições tróficas essenciais para os peixes, o que levaria a um menor crescimento corporal dos indivíduos e do tamanho de primeira maturação (Reznick 1990), representando uma adaptação às novas condições ambientais.

Já para *C. kelberi*, o tamanho de primeira maturação estimado para o lago Carioca foi inferior ao encontrado para locais onde a espécie foi introduzida (Chellappa et al. 2003; Gomiero and Braga 2004; Souza et al. 2008; Vieira et al. 2009), bem como para outras espécies do gênero *Cichla* realizados em sua área de ocorrência natural (Zaret 1980; Jepsen et al. 1999). É possível que, assim como foi observado para *P. nattereri*, o menor crescimento corporal do indivíduo e, conseqüentemente, menor tamanho de primeira maturação gonadal apresentados por *C. kelberi* estejam relacionados às condições tróficas dos lagos (Reznick 1990), representando assim uma adaptação da espécie ao ambiente invadido.

Além das características populacionais e reprodutivas estudadas, tanto *P. nattereri* quanto *H. littorale* e *C. kelberi* apresentam cuidado parental (Winemiller 1987; Sazima and Machado 1990; Ruffino and Isaac 1995), com *H. littorale* construindo ninhos em áreas alagadas subjacentes ao lago. Assim, é possível que a ausência de juvenis desta espécie nas amostragens do lago Carioca, bem como sua pequena frequência no lago Jacaré seja explicada pelo local onde os ninhos são construídos, bem como pelo rápido crescimento apresentado pela espécie (Hostache and Mol 1998).

Juntamente com as características populacionais e reprodutivas encontradas para *P. nattereri*, *H. littorale* e *C. kelberi* nos lagos estudados, os padrões de dominância e abundância encontrados para estas espécies, bem como o desaparecimento de espécies nativas nos lagos estudados (Oporto 2013 – ver capítulo 1) indicam que estas não só estão estabelecidas no ambiente como são espécies invasoras.

Assim, considerando a necessidade de mitigar os impactos causados por espécies invasoras, principalmente em áreas de conservação, é aconselhável o controle populacional das espécies, através de intensivos programas de despescas de indivíduos adultos, especialmente em período anteriores aos picos reprodutivos encontrados, juntamente com coletas intensivas de juvenis após o período reprodutivo. Espera-se que estas práticas levem à diminuição do tamanho populacional das espécies e, com isso, à redução de seus impactos no ambiente invadido.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Júlio Junior HF, Petrere Júnior M (1994) Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx IG (ed) Rehabil. Freshw. Fish., London. Fishing News Books, pp 171 – 184
- Barbosa FAR, Moreno P (2002) Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Rio Doce Site 4. In: Seeliger U, Cordazzo C, Barbosa FAR (eds) Os Sites e o Programa Bras. Pesqui. Ecológicas Longa Duração. Belo Horizonte, pp 69 – 81
- Bevilaqua D, Soares M (2010) Crescimento e mortalidade de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1985 em lagos de várzea da região de Manacapuru, Amazônia. Rev Bras Eng Pesca 5:43–52.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. Trends Ecol Evol 26:333–9. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Chellappa S, Câmara MR, Chellappa NT, et al. (2003) Reproductive ecology of a neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). Brazilian J Biol 63:17–26.
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends Ecol Evol 20:110. doi: 10.1016/j.tree.2005.01.003
- Le Cren ED (1951) The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition factor in the perch (*Perca fluviatilis*). J Anim Ecol 20:201–219.
- Crosby AW (1986) Ecological imperialism. The biological expansion of Europe, 900–1900. 369.
- Duponchelle F, Lino F, Hubert N (2007) Environment-related life-history trait variations of the red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon. J Fish Biol 71:1113–1134. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01583.x
- Godinho AL, Fonseca MT, Araújo LM (1994) The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, Von Sperling M (eds) Ecol. Hum. Impact. Lakes Reserv. Minas Gerais with Spec. Ref. to Futur. Dev. Manag. Strateg. SEGRAC, Belo Horizonte, pp 77–83
- Gomiero LM, Braga FMS (2004) Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil. Brazilian J Biol 64:613–24.
- 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
- Hostache G, Mol JHA (1998) Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum littorale* (Siluriformes - Callichthidae): a synthesis stressing the role of the floating bubble nest. Aquat Living Resour 11:173–185.
- Jepsen DB, Winemiller KO, Taphorn DC, Olarte DR (1999) Age structure and growth of peacock cichlids from rivers and reservoirs of Venezuela. J Fish Biol 55:433–450.
- Kullander S, Ferreira E (2006) A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). Ichthyol Explor Freshwaters 17:289–398.

- Latini AO, Petrere Júnior M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fish Manag Ecol* 11:71–79. doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- Leidy RA, Moyle PB (1998) Conservation status of the world's fish fauna: an overview. In: Fiedler PA, Karieva PM (eds) *Conserv. Biol. Coming Decad.* Chapman & Hall, New York, pp 187–227
- Mack R, Simberloff D, Lonsdale W, et al. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10:689–710.
- Maillard P, Pivari PO, Pires-Luiz CH (2012) Remote Sensing for Mapping and Monitoring Wetlands and Small Lakes in Southeast Brazil. In: Chemin Y (ed) *Remote Sens. Planet Earth.* pp 23–46
- Myers N, Mittermeier R, Mittermeier CG, et al. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853 – 858.
- Nikolsky GV (1969) *Theory of fish population dynamics.* 323.
- Olden JD, Kennard MJ, Leprieur F, et al. (2010) Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Divers Distrib* 16:496–513. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00655.x
- Parker GA (1992) The evolution of sexual size dimorphism in fish\*. *J Fish Biol* 41:1–20. doi: 10.1111/j.1095-8649.1992.tb03864.x
- Pelicice FM, Vitule JRS, Lima Junior DP, et al. (2013) A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conserv Lett* 00:n/a–n/a. doi: 10.1111/conl.12029
- Petrucio MM, Barbosa FAR, Furtado ALS (2006) Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. *Limnologia* 36:192–203. doi: 10.1016/j.limno.2006.05.001
- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52:273–288. doi: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
- Pope KL, Kruse CG, Enterprises T, Fund ES (2001) Assessment of fish condition data. In: Guy C, Brown M (eds) *Stat. Anal. Freshw. Fish. Data.* American Fisheries Society Publication, North Bethesda, pp 51–56
- Queiroz HL, Sobanski MB, Magurran AE (2010) Reproductive strategies of Red-bellied Piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) in the white waters of the Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. *Environ Biol Fishes* 89:11–19. doi: 10.1007/s10641-010-9658-1
- Reznick DN (1990) Plasticity in age and size at maturity in male guppies (*Poecilia reticulata*): An experimental evaluation of alternative models of development. *J Evol Biol* 3:185–203. doi: 10.1046/j.1420-9101.1990.3030185.x
- Richter B, Braun D, Mendelson M, Master L (1997) Threats to imperiled freshwater fauna. *Conserv Biol* 11:1081–1093.
- Ruffino M, Isaac V (1995) Life cycle and biological parameters of several Brazilian Amazon fish species. *NAGA, The ICLARM Quaterly* 41–45.
- Santos EP (1978) *Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura.* 129.

- Sato Y, Godinho HP (1988) A questão do tamanho de primeira maturação dos peixes de Três Marias, MG. In: Associação Mineira de Aquicultura (ed) Coletânea resumos dos encontros da Assoc. Min. Aquicultura. CODEVASF, Brasília, p 137
- Sazima I, Machado FA (1990) Underwater observations of piranhas in western Brazil. *Environ Biol Fishes* 28:17–31.
- Silva JK, Souza MJL (1987) *Análise Ambiental*. Abeu Ed. Associada, Rio de Janeiro
- Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, et al. (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 28:58–66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013
- Souza JE de, Fragoso-Moura EN, Fenerich-Verani N, et al. (2008) Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 6:201–210. doi: 10.1590/S1679-62252008000200007
- Speziale KL, Lambertucci SA, Carrete M, Tella JL (2012) Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biol Invasions* 14:1609–1621. doi: 10.1007/s10530-011-0162-0
- Vazzoler AEAM (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. 169.
- Vicentin W, dos Santos Costa FE, Suárez YR (2012) Population ecology of Red-bellied Piranha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (Characidae: Serrasalminae) in the Negro River, Pantanal, Brazil. *Environ Biol Fishes*. doi: 10.1007/s10641-012-0022-5
- Vieira ABC, Salvador-Jr. LF, Melo RMC, et al. (2009) Reproductive biology of the peacock bass *Cichla piquiti* (Perciformes: Cichlidae), an exotic species in a Neotropical reservoir. *Neotrop Ichthyol* 7:745–750. doi: 10.1590/S1679-62252009000400024
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, et al. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N Z J Ecol* 21:1–16.
- 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
- Welcomme RL (1988) International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish Tech Pap* 294:1–318.
- Winemiller KO (1987) Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale*, in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. *Environ Biol Fishes* 20:219–227.
- Zaret TM (1980) Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlid. *Biotropica* 12:144–157.

## APÊNDICE A – Proporção sexual

**Tabela A1.** Teste de Qui-quadrado ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\alpha = 0,05$ ; gl = 1) para proporção sexual de *Pygocentrus nattereri* encontrada nos meses amostrados (a) e por classes de comprimento padrão (b) no lago Jacaré, situado na Bacia do médio Rio Doce – MG, onde: (\*) resultado significativo ( $p < 0,05$ ); (<sup>ns</sup>) resultado não significativo ( $p > 0,05$ ), (-) teste não realizado.

Mês	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(n)	(%)	(n)	(%)	
ago/10	1	20,00	4	80,00	36,00*
out/10	6	33,33	12	66,67	11,11*
dez/10	15	30,61	34	69,39	15,04*
fev/11	15	34,09	29	65,91	10,12*
abr/11	24	48,00	26	52,00	0,16 <sup>ns</sup>
jun/11	8	38,10	13	61,90	5,67*
ago/11	4	33,33	8	66,67	11,11*
out/11	9	60,00	6	40,00	4,00*
dez/11	22	38,60	35	61,40	5,20*
Total	104	38,38	167	61,62	5,40*

Classes de comprimento padrão (cm)	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(n)	(%)	(n)	(%)	
7,0  - 9,0	1	20,00	4	80,00	36,00*
9,0  - 11,0	4	36,36	7	63,64	7,43*
11,0  - 13,0	9	50,00	9	50,00	0 <sup>ns</sup>
13,0  - 15,0	14	26,92	38	73,08	21,30*
15,0  - 17,0	33	30,56	75	69,44	15,12*
17,0  - 19,0	25	45,45	30	54,55	0,82 <sup>ns</sup>
19,0  - 21,0	9	69,23	4	30,77	14,79*
21,0  - 23,0	7	100,00	0	0,00	100*
23,0  - 27,0	2	100,00	0	0,00	-

**Tabela A2.** Teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\alpha = 0,05$ ; gl = 1) para proporção sexual de *Pygocentrus nattereri* encontrada nos meses amostrados (a) e por classes de comprimento padrão (b) no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce – MG, onde: (\*) resultado significativo ( $p < 0,05$ ); (<sup>ns</sup>) resultado não significativo ( $p > 0,05$ ); (-) teste não realizado.

Mês	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(n)	(%)	(n)	(%)	
mai/09	12	50,00	12	50,00	0 <sup>ns</sup>
jul/09	5	83,33	1	16,67	44,44*
set/09	8	44,44	10	55,56	1,23 <sup>ns</sup>
out/09	7	53,85	6	46,15	0,59 <sup>ns</sup>
nov/09	7	50,00	7	50,00	0 <sup>ns</sup>
dez/09	9	56,25	7	43,75	1,56 <sup>ns</sup>
jan/10	0	0,00	2	100,00	-
fev/10	0	0,00	1	100,00	-
mar/10	9	81,82	2	18,18	40,49*
Total	57	54,29	48	45,71	0,73 <sup>ns</sup>

Classes de comprimento padrão (cm)	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(n)	(%)	(n)	(%)	
5,0  - 7,0	2	100,00	0	0,00	-
7,0  - 9,0	3	42,86	4	57,14	2,04 <sup>ns</sup>
9,0  - 11,0	3	100,00	0	0,00	-
11,0  - 13,0	8	66,67	4	33,33	11,11*
13,0  - 15,0	4	44,44	5	55,56	1,23 <sup>ns</sup>
15,0  - 17,0	16	43,24	21	56,76	1,82 <sup>ns</sup>
17,0  - 19,0	10	58,82	7	41,18	3,11 <sup>ns</sup>
19,0  - 21,0	7	70,00	3	30,00	16,00*
21,0  - 23,0	2	66,67	1	33,33	-
23,0  - 27,0	2	40,00	3	60,00	4,00*

**Tabela A3.** Teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\alpha = 0,05$ ; gl = 1) para a proporção sexual de *Hoplosternum littorale* encontrada nos meses amostrados (a) e por classes de comprimento padrão no lago Jacaré, situado na Bacia do médio Rio Doce – MG, onde: (\*) resultado significativo ( $p < 0,05$ ); (-) teste não realizado.

a.						b.					
Mês	Fêmeas		Machos		$\chi^2$	Classes de Comprimento Padrão (cm)	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(N)	(%)	(N)	(%)			(N)	(%)	(N)	(%)	
ago/10	0	0,00	2	100,00	-	8,0 -10,0	0	0,00	1	100,00	-
out/10	0	0,00	4	100,00	-	10,0 -11,0	1	100,00	0	0,00	-
dez/10	1	7,14	13	92,86	73,46*	11,0 -12,0	3	100,00	0	0,00	-
fev/11	2	50,00	2	50,00	-	12,0 -13,0	1	50,00	1	50,00	-
abr/11	4	66,67	2	33,33	11,12*	13,0 -14,0	4	26,67	11	73,33	21,78*
jun/11	0	0,00	14	100,00	100*	14,0 -15,0	7	38,89	11	61,11	4,93*
ago/11	0	0,00	7	100,00	100*	15,0 -16,0	0	0,00	22	100,00	100*
out/11	2	40,00	3	60,00	4,00*	16,0 -17,0	1	7,69	12	92,31	71,59*
dez/11	9	20,00	36	80,00	36,00*	17,0 -18,0	1	6,25	15	93,75	76,56*
Total	18	17,80	83	82,20	41,42*	18,0 -19,0	0	0,00	7	100,00	100*
						19,0 -22,0	0	0,00	3	100,00	-

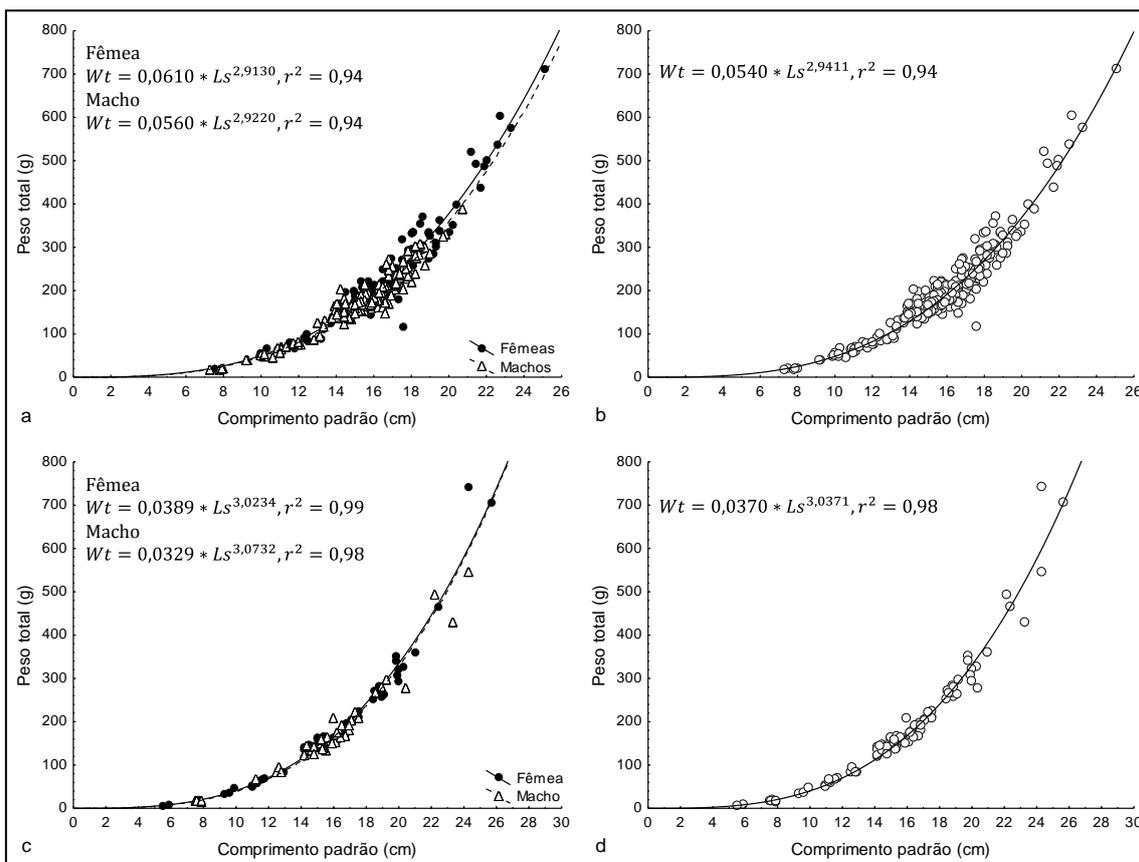
**Tabela A4.** Teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\alpha = 0,05$ ; gl = 1) para a proporção sexual de *Hoplosternum littorale* encontrada nos meses amostrados (a) e por classes de comprimento padrão (b) no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce – MG, onde: (\*) resultado significativo ( $p < 0,05$ ); (<sup>ns</sup>) resultado não significativo ( $p > 0,05$ ); (-) teste não realizado.

a.						b.					
Mês	Fêmeas		Machos		$\chi^2$	Classes de Comprimento Padrão (cm)	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(N)	(%)	(N)	(%)			(N)	(%)	(N)	(%)	
mai/09	26	20,47	101	79,53	34,87*	10,0 -11,0	1	50,00	1	50,00	-
jul/09	29	16,86	143	83,14	43,93*	11,0 -12,0	2	50,00	2	50,00	-
set/09	16	26,67	44	73,33	21,78*	12,0 -13,0	11	40,74	16	59,26	3,42 <sup>ns</sup>
out/09	38	40,00	57	60,00	4,00*	13,0 -14,0	41	51,20	39	48,80	0,06 <sup>ns</sup>
nov/09	11	23,91	35	76,09	27,22*	14,0 -15,0	48	24,80	144	75,20	25,25*
dez/09	1	5,00	19	95,00	81,00*	15,0 -16,0	20	15,60	109	84,40	47,26*
jan/10	6	25,00	18	75,00	25,00*	16,0 -17,0	17	16,20	88	83,80	45,72*
fev/10	9	32,14	19	67,86	12,75*	17,0 -18,0	5	14,70	29	85,30	49,82*
mar/10	10	30,30	23	69,70	15,52*	18,0 -19,0	1	12,50	7	87,50	56,25*
Total	146	24,20	459	75,80	26,68*	19,0 -22,0	0	0,00	23	100,00	100*

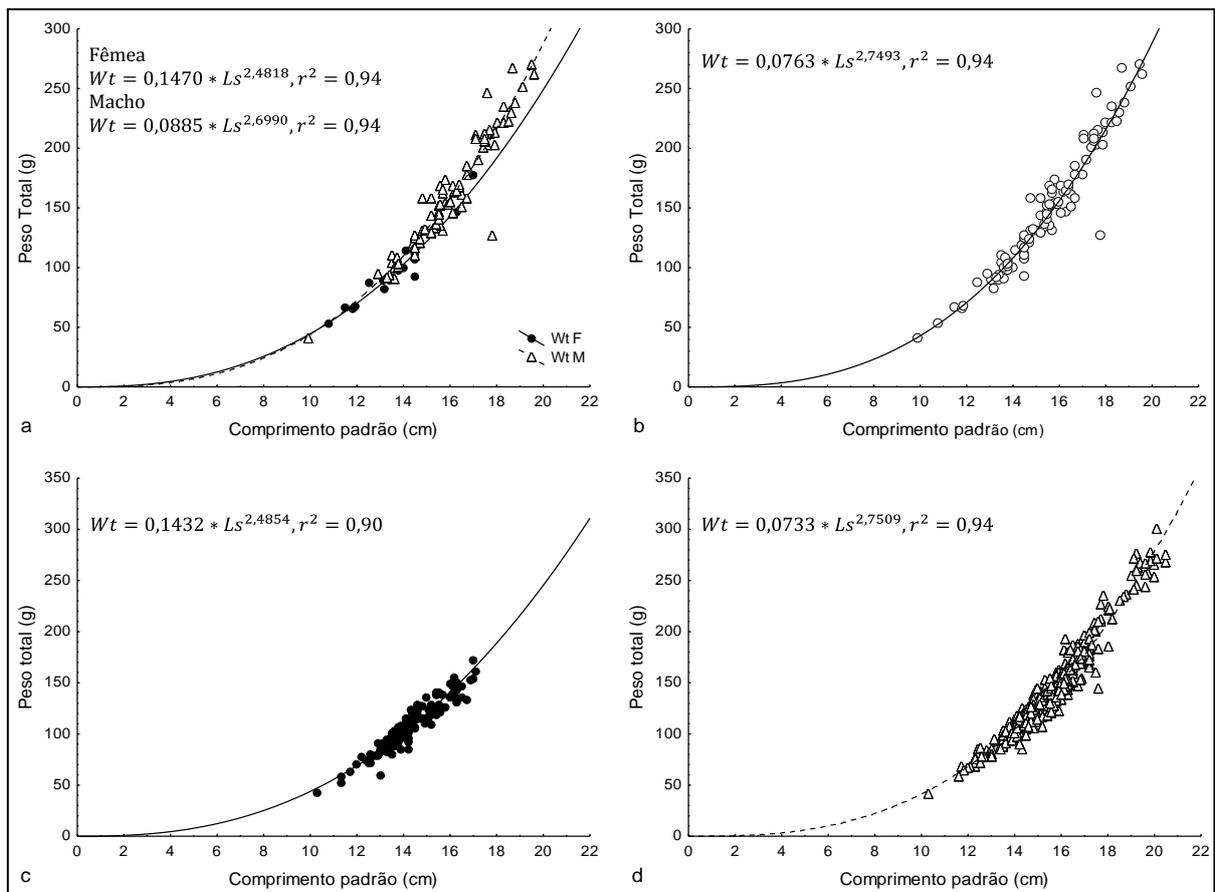
**Tabela A5.** Teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$  crítico = 3,84;  $\alpha = 0,05$ ; gl = 1) para a proporção sexual de *Cichla kelberi* encontrada nos meses amostrados (a) e por classes de comprimento padrão (b) no lago Carioca, situado na Bacia do médio Rio Doce – MG, onde: (\*) resultado significativo ( $p < 0,05$ ); (<sup>ns</sup>) resultado não significativo ( $p > 0,05$ ); (-) teste não realizado.

a.						b.					
Mês	Fêmeas		Machos		$\chi^2$	Classes de Comprimento Padrão (cm)	Fêmeas		Machos		$\chi^2$
	(N)	(%)	(N)	(%)			(N)	(%)	(N)	(%)	
mai/09	4	50,00	4	50,00	0 <sup>ns</sup>	6,0 -10,0	2	100,00	0	0,00	-
jul/09	3	33,33	6	66,67	11,11*	10,0 -14,0	3	100,00	0	0,00	-
set/09	4	36,36	7	63,64	7,44*	14,0 -18,0	1	33,33	2	66,67	-
out/09	2	22,22	7	77,78	30,86*	18,0 -22,0	3	33,33	6	66,67	11,11*
nov/09	1	20,00	4	80,00	36,00*	22,0 -26,0	13	81,20	3	18,80	39,06*
dez/09	2	40,00	3	60,00	4,00*	26,0 -30,0	1	4,00	24	96,00	84,64*
jan/10	2	33,40	4	66,60	11,11*	30,0 -34,0	0	0,00	5	100,00	100*
fev/10	3	60,00	2	40,00	4,00*						
mar/10	2	40,00	3	60,00	4,00*						
Total	23	36,50	40	63,49	7,28*						

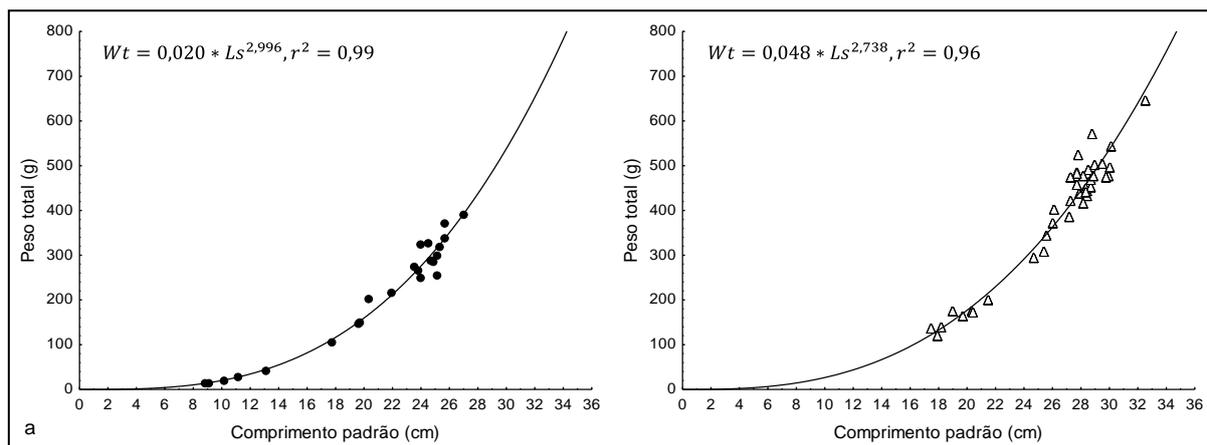
## APÊNDICE B – Relação Peso-Comprimento



**Fig. B1.** Relações peso x comprimento encontradas para as populações de machos e fêmeas (separados e agrupados) de *Pygocentrus nattereri* nos lagos Jacaré (a e b) e Carioca (c e d), situados na Bacia do médio Rio Doce - MG



**Fig. B2.** Relação peso x comprimento de *Hoplosternum littorale* para fêmeas e machos, separados (a) e agrupados (b), no lago Jacaré e para fêmeas (c) e machos (d) no lago Carioca, localizados na Bacia do médio Rio Doce - MG.



**Fig. B3.** Relação peso x comprimento de *Cichla kelberi* para fêmeas (a) e machos (b) no lago Carioca, localizado na Bacia do médio Rio Doce - MG.

## **Capítulo 3**

### **Modelos preditivos para seis espécies de peixes invasores em um sistema de lagos tropicais**

### **Predictions models for six invasive species of fishes in a tropical lakes system**

Lorena T. Oporto, Diego G.F. Pujoni, Evelise N. Fragoso-Moura & Francisco A.R. Barbosa (*in prep.*) Modelos preditivos para seis espécies de peixes invasores em um sistema de lagos tropicais. Artigo em preparação a ser submetido ao periódico *Biological Invasions*.

## RESUMO

No sistema lacustre do médio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, peixes invasores acarretaram a redução da ictiofauna nativa, chegando à ordem de 50% em alguns lagos. Atualmente, cerca de sete espécies não nativas são encontradas no sistema, sendo que algumas foram introduzidas intencionalmente por pescadores. No entanto, pouco se sabe sobre a dispersão destas espécies no sistema. Este trabalho analisou, através de modelos de regressão, quais fatores influenciam na probabilidade de ocorrência de cada uma das espécies não nativas em lagos do médio Rio Doce, e quais fatores influenciam na susceptibilidade à invasão dos lagos, conhecimento essencial para estabelecer um plano de manejo na região. Os resultados encontrados para os modelos de predição das espécies não nativas indicam que a pressão de propágulo é o principal fator responsável pela presença destas nos lagos. Já a susceptibilidade à invasão do ambiente está relacionada à proximidade de lagos com a presença das espécies não nativas *Cichla kelberi*, *Hoplosternum littorale* e *Clarias gariepinus* e pode ser explicado por conexão temporária entre lagos ou pela introdução intencional por pescadores locais, o que também representa uma pressão de propágulo. Os resultados obtidos sustentam a hipótese de que o homem é o principal vetor de dispersão de peixes não nativos no sistema lacustre do médio Rio Doce, independentemente dos lagos estarem localizados dentro de uma unidade de conservação ou em seu entorno.

**Palavras-chave** peixes não nativos, modelos de predição, sistema lacustre, pressão de propágulo, dispersão, Parque Estadual do Rio Doce, processo de invasão

## ABSTRACT

In Middle Rio Doce lake system, Minas Gerais, Brazil, invasive fishes reducing native fish populations, reaching around 50% in some lakes. Currently, seven non-native species are found in the system, some of which were introduced intentionally by fisherman. However, how these species are dispersed among the lakes remains unknown. This work analyzed through regression models, which factors influence the probability of occurrence of each of the non-native species in lakes of the Middle Rio Doce, and what factors influence lakes invasibility, essential knowledge for establishing a management plan in region. The prediction models of non-native species indicate that propagule pressure is the main factor responsible for the presence of these species in lakes. Invasibility is related to the proximity of lakes with the presence of non-native species *Cichla kelberi*, *Hoplosternum littorale* and *Clarias gariepinus* and can be explained by temporary connection between lakes or the intentional introduction by local fisherman, which was example of propagule pressure. The results support the hypothesis that the human is the main vector of spread of non-native fish in Middle Rio Doce lake system, regardless of the lakes are located within a conservation area or its surroundings.

**Keywords** nonnative fishes, prediction models, lake system, propagule pressure, invasion process, dispersion

## INTRODUÇÃO

O Brasil detém cerca de 13 % da biota mundial (Lewinsohn and Prado 2005). No entanto, assim como diversos países do mundo, vem sofrendo perda de espécies ao longo dos séculos em função da destruição dos habitats e introduções de espécies (Crosby 1986; Dean 1995). Apesar de a problemática ser antiga, estudos nesta área foram intensificados somente a partir de 1990 (Speziale et al. 2012), quando a invasão biológica se tornou um problema global, sendo um dos assuntos tratados na Convenção sobre a Diversidade Biológica realizada em 1992, da qual o país é signatário

Dados do Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, realizado em 2005, apontam que existem 49 espécies invasoras em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros, sendo 37 espécies de peixes (Coradin and Tortato 2006). No entanto, certamente este número é muito maior. Somente no estado de Minas Gerais já foram identificadas cerca de 80 espécies de peixes não nativos (Magalhães and Jacobi 2008), dentre espécies originárias de outros países e espécies brasileiras introduzidas em outras bacias que não sua bacia de origem.

Considerando a história recente dos estudos na área de invasão biológica, ainda existem poucos trabalhos voltados para os processos de invasão em ambientes tropicais (*e.g.* Espínola et al. 2009), sendo mais frequentes estudos sobre ocorrência, biologia e ecologia de espécies de peixes (Latini et al. 2004; Vitule et al. 2006; Leal et al. 2010; Barros et al. 2012; Espínola et al. 2012). No entanto, sabe-se que muitas dessas espécies são brasileiras e foram deliberadamente introduzidas em outras bacias que não sua bacia de origem, visando à piscicultura, pesca esportiva e controle biológico (Welcomme 1988; Agostinho et al. 1994).

No estado de Minas Gerais, os problemas relacionados à introdução de espécies não nativas são comuns a todas as 13 bacias hidrográficas, representando uma ameaça real para a diversidade de peixes no estado (Drummond et al. 2005). No sistema lacustre do médio Rio Doce, o grande número de introduções de espécies não nativas nas últimas décadas certamente acarretou na redução da riqueza e diversidade da ictiofauna nativa. Apesar de ser difícil precisar quantas espécies de peixes podem ter desaparecido ao longo dos anos, uma vez que os primeiros estudos ocorreram quando já havia espécies não nativas introduzidas na região (Sunaga and Verani 1991), a redução na ictiofauna nativa pode ter chegado a 50 % em alguns lagos, afetando principalmente as espécies forrageiras de pequeno a médio porte (Godinho 1996).

Atualmente, cerca de sete espécies não nativas são encontradas no sistema lacustre do médio Rio Doce (Sunaga and Verani 1991; Godinho et al. 1994; Latini et al. 2004). Destas, o tucunaré *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006, o apaiari *Astronotus cf. ocellatus* (Agassiz, 1831), a piranha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 e o tamboatá *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) são nativas de outras bacias hidrográficas brasileiras, mas introduzidas na bacia do Rio Doce. As outras espécies que ocorrem no sistema são o bagre-africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) e as tilápias *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897) e *Oreochromis cf. niloticus* (Linnaeus, 1758), originários da África e Oriente Médio. O histórico de introdução dessas espécies na região do médio Rio Doce indica que as primeiras introduções ocorreram no início da década de 1970 com a introdução intencional de *C. kelberi* e *P. nattereri* por pescadores da região (Godinho et al. 1994). Na mesma época foi introduzido o *A. cf. ocellatus* por soltura acidental de aquários. *Clarias gariepinus* e as espécies de tilápia só foram relatadas na região após 1999 e a sua presença está associada ao escape acidental de tanques de cultivo. *Hoplosternum littorale* também possui seu registro recente e associado ao uso como isca nos clubes de pesca da região (Latini et al. 2004).

O processo de invasão pode ser visto como uma série de barreiras ou filtros a serem superados pelas espécies potencialmente invasoras. Independentemente do grupo taxonômico, são as características físicas e químicas do ambiente, as características biológicas das espécies e a pressão de propágulo que irão definir qual espécie conseguirá se estabelecer em um novo local, podendo se dispersar para o ambiente e permitindo assim que seja bem-sucedida no processo de invasão (Blackburn et al. 2011). Estudos com peixes invasores indicam que tolerância fisiológica, cuidado parental e amplo hábito alimentar são características biológicas importantes para o estabelecimento da espécie em um novo ambiente (García-Berthou 2007).

Todas as espécies de peixes introduzidas nos lagos do médio Rio Doce apresentam tolerância fisiológica a baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Chapman et al. 1995; Val et al. 1998; Anjos et al. 2008; Booth et al. 2010), cuidado parental (Sawaya and Albuquerque-Maranhão 1946; Winemiller 1987; De Moor and Bruton 1988; Sazima and Machado 1990) e hábito alimentar onívoro ou carnívoro (De Moor and Bruton 1988; Mérona and Rankin-de-Mérona 2004; Santos 2008). Assim, o estabelecimento destas espécies no sistema lacustre do médio Rio Doce deve ocorrer principalmente em função de variáveis morfométricas dos lagos, variáveis físicas e químicas da água e da pressão de propágulo, que pode ser medida através da origem da introdução (acidental ou intencional), do número de países ou regiões em que a espécie foi introduzida, do número de indivíduos

introduzidos/transportados (García-Berthou 2007) e, mais recentemente, da proximidade com a ocupação urbana, como cidades e estradas (Muirhead et al. 2011; Habit et al. 2012).

No que diz respeito à dispersão destas espécies, pouco se sabe como ela ocorre entre os lagos existentes na região. O sistema é composto predominantemente por lagos permanentes e fechados (Maillard et al. 2012). Porém, na época chuvosa os níveis dos lagos podem subir e suas águas extravasam formando conexões entre eles e com riachos que cortam o sistema, possibilitando a passagem de organismos entre os mesmos (Godinho & Formagio 1996). Para Latini et al. (2004) estas conexões esporádicas podem explicar a dispersão de peixes entre lagos próximos aos riachos, mas não são suficientes para explicar a ocorrência de espécies não nativas em mais de 70 % dos 56 lagos amostrados.

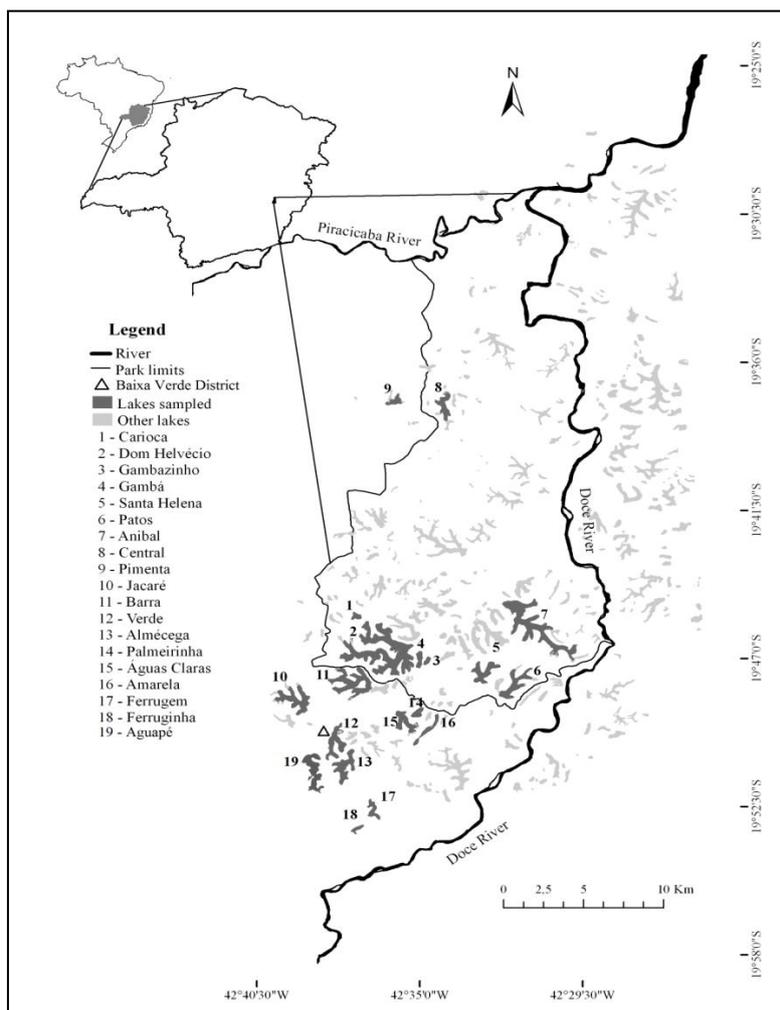
O presente estudo se propõe a analisar modelos de predição que permitam evidenciar que fatores influenciam na dispersão e estabelecimento das espécies invasoras de lagos do médio Rio Doce, conhecimento essencial para estabelecimento de um plano de manejo na região, visando à proteção das comunidades não invadidas, a conservação das espécies nativas e, quando possível, o controle populacional das espécies não nativas. O histórico de introdução de peixes na região permite propor a hipótese de que o homem é o principal vetor de dispersão das espécies entre os lagos.

## **METODOLOGIA**

### **Área de estudo**

O sistema lacustre do médio Rio Doce se localiza no Estado de Minas Gerai (19°53'S – 42°36'O a 19°29'S – 42°31'O), está inserido no bioma Mata Atlântica, um dos hotspots importantes para conservação da biodiversidade no planeta (Myers et al. 2000). Este sistema é composto por cerca de 250 corpos d'água, entre lagos e brejos (Maillard et al. 2012) sendo considerado uma área prioritária para conservação de peixes no estado (Drummond et al. 2005). Na margem direita do Rio Doce está localizado o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior remanescente de Mata Atlântica do Estado, com 36000 ha abrangendo aproximadamente 50 lagos e que recentemente foi reconhecido internacionalmente como um sítio Ramsar de áreas úmidas (<http://www.ramsar.org/>). Os lagos presentes em seu entorno se encontram em áreas de pastagem e plantios de *Eucalyptus* spp. Integra ainda esta área o Distrito de Baixa Verde, pertencente ao município de Dionísio e com população aproximada de 3500 habitantes (IBGE - <http://ibge.gov.br/>).

Para este estudo foram selecionados 19 lagos (Fig. 1), sendo oito localizados dentro dos limites do PERD (Aníbal, Carioca, Central, Dom Helvécio, Gambá, Gambazinho, Patos e Santa Helena) e 11 no seu entorno (Aguapé, Águas Claras, Alméciga, Amarela, Barra, Ferrugem, Ferruginha, Jacaré, Palmeirinha, Pimenta e Verde). Estes lagos foram escolhidos por terem suas características limnológicas estudadas pelo Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce, iniciado no ano 2000.



**Fig. 1** Área de estudo com os 19 lagos amostrados no sistema lacustre do médio Rio Doce (Maillard 2012, modificado).

## Dados ictiológicos

A expectativa de ocorrência das espécies não nativas *A. cf. ocellatus*, *C. gariepinus*, *C. kelberi*, *H. littorale*, *P. nattereri*, *O. cf. niloticus* e *T. rendalli* nos lagos foi definida através do número de ocorrência da espécie dividido pelo número total de estudos e entrevistas. Para isso

foram utilizados dados de coletas ictiofaunísticas nos lagos Carioca, Gambazinho e Jacaré, realizadas durante o programa PELD, coleta de dados de entrevistas realizados com pescadores do Distrito de Baixa Verde e de dados obtidos por Latini et al. (2004). As espécies de tilápia foram agrupadas visto que os pescadores não conseguiram diferenciá-las.

As coletas ictiofaunísticas do PELD foram realizadas em três lagos, com baterias de rede de emalhar (malhas variando de 15 mm a 60 mm entrenós adjacentes), expostas por 24 horas nos lagos Carioca e Gambazinho e por 14 horas no lago Jacaré e ainda coletas utilizando peneira e rede de arrasto (malha de 2,5 mm), com 30 minutos de duração cada nos lagos Carioca e Jacaré. No lago Gambazinho as coletas foram feitas entre setembro/2006 e setembro/2007, no lago Carioca entre maio/2009 e julho/2010 e no lago Jacaré entre agosto/2010 e dezembro/2011.

As entrevistas com pescadores do Distrito de Baixa Verde foram realizadas entre agosto/2011 e abril/2012 utilizando o método “bola de neve” (Bailey 1982), em que os moradores indicam pescadores experientes que por sua vez indicam outros pescadores. Com este método selecionamos nove pescadores que pescam frequentemente nos lagos situados fora do PERD há mais de 10 anos. Com a ajuda de pranchas com fotos das espécies, os pescadores responderam em quais lagos pescaram cada espécie.

Latini et al. (2004) verificaram a presença de espécies não nativas em um estudo realizado entre maio/2002 e agosto/2002 em 56 lagos. Os dados foram coletados por meio de entrevistas com pescadores locais juntamente com a visualização do produto da pesca, da visualização da espécie não nativa em lagos de águas claras, da pesca com iscas artificiais com tempo de duração de 30 minutos e/ou da pesca com redes de emalhar com malhas variando de 15-60 mm. A constatação da ausência de espécies não nativas ocorreu somente após a realização de todos os métodos.

## **Mensuração das variáveis preditoras**

### *Parâmetros morfométricos e físicos e químicos*

Os parâmetros morfométricos, físicos e químicos inseridos no modelo foram selecionados com base nos estudos de Jackson et al. (2001), Beisner et al. (2006), Mehner et al. (2007), Thibault et al. (2010) e Weber et al. (2010), que avaliaram o efeito de variáveis abióticas na comunidade de peixes. Foram definidos como parâmetros: área do lago, profundidade no ponto de coleta, índice de desenvolvimento da margem, concentração de

fósforo total (P-total) e de nitrogênio total (N-total), pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (TDS) (Tabela 1).

Os parâmetros pH, OD, condutividade elétrica e TDS foram obtidos na sub-superfície da região limnética com auxílio de sonda Horiba U-22. No lago Aguapé foi realizada somente uma amostragem no período de seca de 2004. Nos demais lagos foram realizadas coletas trimestrais entre os anos de 2007 e 2008, abrangendo períodos de seca e chuva, e foi calculada a média de cada um dos parâmetros. A profundidade foi mensurada nos pontos de coleta, sendo calculada a média das quatro coletas. Para determinação das concentrações de N-total e P-total segundo recomendações de Golterman et al. (1978), Machereth et al. (1978) e Koroleff (1976), foram utilizadas amostras coletadas na sub-superfície dos lagos. O índice de desenvolvimento de margem foi calculado segundo Wetzel and Likens (2000).

#### *Pressão de propágulo*

A classificação dos lagos estabeleceu duas categorias de acordo com sua localização: (a) inseridos no PERD e (b) inseridos na área de entorno. A distância entre cada lago com ou sem uma espécie não nativa e aquele onde a espécie ocorria foi obtida utilizando imagem de satélite (Google Earth v.6.2 2012) na escala de 1:1000 m. Por meio de uma linha reta entre os lagos, determinou-se a menor distância (km) entre eles. Essas medidas foram obtidas para cada espécie, considerando duas categorias de expectativa de ocorrência da espécie: (a) > 50%, e (b) > 70%. Para o modelo de susceptibilidade à invasão foi utilizada ainda a variável distância de lago com expectativa de ocorrência de pelo menos uma espécie não nativa > 70%. As áreas de atividades antrópicas foram definidas como estradas de acesso ou povoamento urbano. Estas áreas também foram identificadas por imagem de satélite (Google Earth v.6.2 2012) utilizando a mesma escala, obtendo-se a menor distância entre elas e os lagos (km) em linha reta (Tabela 1).

**Tabela 1** Variáveis preditoras utilizadas nos modelos específicos e de susceptibilidade à invasão e suas abreviações

Variáveis Preditoras	Abreviação
<i>Pressão de propágulo</i>	
Distância de lagos com expectativa de ocorrência da espécie maior que 50 %	D.sp50
Distância de lagos com expectativa de ocorrência da espécie maior que 70 %	D.sp70
Distância de lagos com expectativa de ocorrência de espécies não nativas maior que 70%	D.nnat70 <sup>#</sup>
Lago localizado no PERD	L.PERD
Lago localizado no entorno do PERD	L.ent
Distância de áreas de atividades antrópicas	D.ativ
<i>Variáveis morfológicas</i>	
Área do lago	Area
Índice de desenvolvimento de margem do lago	LD
Média de profundidade no ponto de coleta	mProf
<i>Variáveis físicas e químicas</i>	
Condutividade elétrica	Cond
Oxigênio dissolvido	OD
pH	pH
Nitrogênio total	N-total
Fósforo total	P-total
Sólidos totais dissolvidos	TDS

<sup>#</sup> variável utilizada somente no modelo de susceptibilidade à invasão

## Análises estatísticas

Para avaliar se as respostas dos pescadores eram condizentes com as espécies que ocorriam nos lagos testamos a correlação dos dados de abundância em captura por unidade de esforço (CPUE: nº de indivíduos/m<sup>2</sup> de rede/24h) de seis espécies não nativas presentes no lago Jacaré com a expectativa de ocorrência destas espécies neste lago, obtida através das entrevistas.

A partir dos dados disponíveis de Latini et al. (2004), das coletas ictiológicas do PELD (cada estudo foi considerado uma amostra) e das respostas dos pescadores (cada pescador foi considerado uma amostra), foram construídos modelos preditivos específicos de ocorrência para cada espécie, em que a probabilidade da espécie *j* estar presente no lago *i* foi modelada como regressão binomial com função de ligação logito, segundo a fórmula:

---

O modelo preditivo de susceptibilidade à invasão do lago *i*, onde a susceptibilidade foi mensurada como sendo o número de espécies introduzidas nos lagos, foi modelado como regressão de Poisson com função de ligação log:

O intercepto não foi incluído na regressão binomial, uma vez que não tem interpretação prática para os objetivos propostos. Além disso, o modelo busca responder apenas o efeito das variáveis preditoras na probabilidade da presença da espécie no lago.

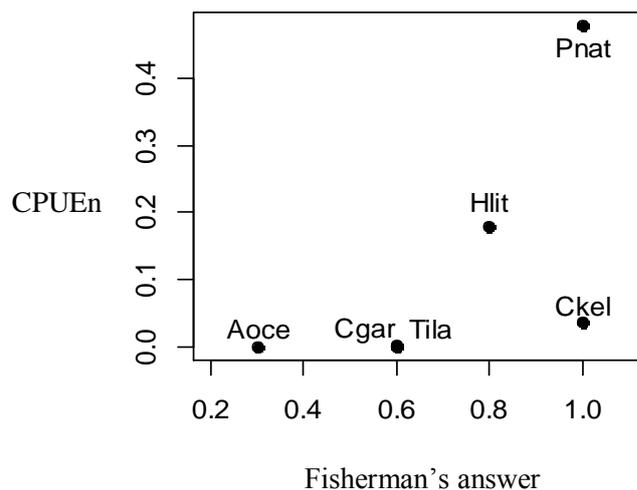
Para selecionar o modelo preditivo mais parcimonioso foi utilizado uma seleção “stepwise” via minimização da estatística AIC (Critério de Informação de Akaike). Foram testadas não só as variáveis preditoras isoladamente, como a interação destas entre si. Os modelos obtidos foram avaliados individualmente segundo quatro critérios de ajuste:

- (1) Todas as variáveis incluídas no modelo devem ter coeficientes significativamente diferente de zero;
- (2) Valor do erro preditivo obtido por validação cruzada (*leave-one-out*) (Davison and Hinkley 1997; Cauty and Ripley 2012);
- (3) Os resíduos padronizados devem estar dentro do intervalo de 95 % de confiança dos gráficos de probabilidade empíricos (envelopes de probabilidade) encontrados via simulação de Monte-Carlo (Landwehr et al. 1984; Flack and Flores 1989);
- (4) Os preditores incluídos no modelo devem ter baixas correlações entre si (exceto quando houver interação) a fim de reduzir o efeito da multi-colinearidade.

Todas as análises e os gráficos foram realizados através do software R (R Core Team 2012).

## RESULTADOS

A correlação de Spearman entre a abundância em CPUE das espécies não nativas e expectativa de ocorrência delas no lago Jacaré obtida pelas respostas das entrevistas foi significativa ( $r = 0,85$ ;  $p = 0,03$ ) (Fig. 2), permitindo o uso das entrevistas como um dos parâmetros para definir os lagos onde as espécies atualmente ocorrem. Assim, juntando os resultados das entrevistas com os dados da coleta ictiofaunística e com os dados obtidos no estudo de Latini et. (2004) foi considerado que, dos 19 lagos estudados, *A. cf. ocellatus* está presente em 6 lagos, *C. gariepinus* em 7 lagos, *C. kelberi* em 14 lagos, *H. littorale* em 6 lagos, *P. nattereri* em 12 lagos e tilápias (*O. cf. niloticus*/*T. rendalli*) em 5 lagos (Apêndice A).



**Fig. 2** Correlação de Spearman entre a abundância em captura por unidade de esforço (CPUE<sub>n</sub>) de espécies não nativas coletadas no lago Jacaré, médio Rio Doce, e respostas expectativa de ocorrência destas espécies obtidas nas entrevistas com pescadores. Aoce – *Astronotus cf. ocellatus*, Cgar – *Clarias gariepinus*, Ckel – *Cichla kelberi*, Hlit – *Hoplosternum littorale*, Pnat – *Pygocentrus nattereri*, Tila – espécies de tilápia (*Oreochromis cf. niloticus* e *Tilapia rendalli*)

### Modelos preditivos de ocorrência das espécies

Dentre as variáveis preditoras, a que apresentou maior número de relações com as probabilidades de ocorrência das espécies não nativas foi a variável distância das áreas de atividades antrópicas. Esta variável está relacionada à presença de *A. cf. ocellatus*, *C. gariepinus*, *H. littorale* e espécies de tilápias (*O. cf. niloticus*/*T. rendalli*) nos lagos do Sistema Lacustre do médio Rio Doce (Tabela 2). De acordo com os gráficos de resíduo padronizado, os modelos foram considerados satisfatórios para todas as espécies, exceto *C. kelberi* e *P. nattereri* (Apêndice B).

**Tabela 2** Resultado dos modelos de regressão binomial que melhor ajustaram os efeitos das variáveis preditoras na probabilidade de ocorrência de peixes não nativos em lagos do médio Rio Doce, MG, Brasil. Tilápias agrupa as espécies *Oreochromis cf. niloticus* e *Tilapia rendalli*. (AIC) Critério de Informação de Akaike. Abreviações das variáveis preditoras de acordo com Tabela 1

Variáveis preditoras / Espécie	Coefficiente	Erro Padrão	z-valor	Pr >  z	AIC	Erro Quadrático Médio	EQM – Validação cruzada
<i>Astronotus cf. ocellatus</i>					39,60	0,0011	0,0838
D.ativ	-1,2600	0,5818	-2,166	0,0303			
D.sp70	-1,9896	0,5981	-3,327	0,0008			
mProf	0,3891	0,1438	2,706	0,0068			
Interação D.ativ:D.sp70	0,7252	0,2697	2,688	0,0071			
<i>Clarias gariepinus</i>					48,16	0,0007	0,0712
D.ativ	0,1085	0,2309	0,47	0,6382			
D.sp70	1,0408	0,3283	3,17	0,0015			
N-total	-0,0033	0,0010	-3,229	0,0012			
Interação D.ativ:D.sp70	-0,1996	0,1052	-1,896	0,0579			
<i>Cichla kelberi</i>					27,78	<0,0001	0,0983
D.sp70	-13,0726	0,1699	-4,177	<0,0001			
mProf	-0,3384	3,1293	-1,992	0,0463			
LD	-1,4705	0,6258	-2,35	0,0187			
Cond	0,1350	0,0378	3,564	0,0003			
Interação D.sp70:mProf	2,9249	0,7063	4,141	<0,0001			
<i>Hoplosternum littorale</i>					46,40	0,0090	0,0882
D.ativ	-0,3113	0,1202	-2,589	0,0096			
Cond	0,0181	0,0067	2,709	0,0067			
<i>Pygocentrus nattereri</i>					33,70	<0,0001	0,0867
D.sp70	-11,256	0,1224	-3,239	0,0012			
mProf	0,1865	0,1138	1,523	0,1276			
LD	-0,5239	3,4750	-2,673	0,0075			
P-total	0,2930	0,1960	2,574	0,01			
Interação D.sp70:mProf	1,9996	0,0168	3,238	0,0012			
Interação mProf:P-total	-0,0404	0,6176	-2,394	0,0166			
Tilápias					41,05	0,0089	0,0600
D.ativ	-0,2405	0,1105	-2,176	0,0295			
LD	0,5104	0,0007	3,52	0,0004			
N-total	-0,0027	0,1450	-3,5	0,0004			

Teste a 95 % de confiança

O modelo encontrado para *A. cf. ocellatus* prediz que quanto menor a distância de áreas de atividades antrópicas e de lagos onde a expectativa de ocorrência da espécie é > 70% (interação entre variáveis positiva), maior a probabilidade de sua ocorrência (Tabela 2). A média das profundidades também está positivamente relacionada à presença da espécie nos lagos. Já para *C. gariepinus*, a interação entre a variável distância de áreas de atividades antrópicas com a variável distância de lagos com expectativa de ocorrência > 70% está

negativamente relacionada à presença da espécie em lagos do médio Rio Doce (Tabela 2). Assim, quanto maior a distância de um lago para áreas de atividades antrópicas e lagos onde *C. gariepinus* está presente, menor a sua probabilidade de ocorrência. Esta probabilidade também está negativamente relacionada a concentrações de N-total. Para *H. littorale* o modelo encontrado prediz que quanto maior a condutividade elétrica nos lagos e quanto menor a distância entre estes e áreas de atividades antrópicas, maior a probabilidade de ocorrência da espécie (Tabela 2). Já a probabilidade de ocorrência de espécies de tilápia nos lagos está relacionada à menor distância de áreas de atividade antrópica, à menor concentração de N-total e a maiores valores de índice de desenvolvimento de margem (Tabela 2).

Apesar de apresentarem erros de predição baixos, os modelos encontrados para *P. nattereri* e *C. kelberi* mostraram-se pouco informativos uma vez que o intervalo de confiança encontrado para os resíduos padronizados foi muito grande (Apêndice B). O melhor modelo encontrado para *C. kelberi* prediz que sua probabilidade de ocorrência é negativamente relacionada ao índice de desenvolvimento de margem e positivamente relacionada à condutividade elétrica. A interação das variáveis média de profundidade e distância de lagos com expectativa de ocorrência > 70% se relacionou de forma positiva com a presença da espécie. Assim, quanto menor a média de profundidade do lago e menor a distância entre ele e lagos onde a expectativa de ocorrência de *C. kelberi* é > 70% maior a probabilidade de a espécie ocorrer (Tabela 2).

Para *P. nattereri*, o melhor modelo encontrado relaciona a probabilidade de ocorrência desta espécie nos lagos com maior média de profundidade e maior concentração de P-total e com menor índice de desenvolvimento de margem e menor distância entre os lagos e aqueles cuja expectativa de ocorrência da espécie foi > 70%. A interação entre as variáveis P-total e média de profundidade se relaciona negativamente com a probabilidade de ocorrência da espécie e a interação entre as variáveis média da profundidade média e distância de lagos com expectativa de ocorrência da espécie > 70% se relaciona positivamente (Tabela 2).

### **Modelo preditivo de susceptibilidade à invasão dos lagos**

Não existe diferença na localidade do lago no que diz respeito à sua susceptibilidade à invasão (intercepto = 6,04; Tabela 3). Para este modelo, a relação encontrada entre a distância do lago e aquele cuja expectativa de ocorrência de espécies não nativas foi > 70% é de que, quanto maior a distância, maior a susceptibilidade à invasão do ambiente. Esta relação é

inversa para distância entre o lago e aqueles com expectativa de ocorrência de *C. kelberi* e/ou *C. gariepinus* > 70% e com expectativa de ocorrência de *H. littorale* > 50%, indicando que a probabilidade de invasão de um lago é maior quanto mais próximo ele se encontra de outros lagos onde estas espécies estão presentes. As variáveis físicas e químicas relacionadas à susceptibilidade à invasão do lago foram o pH (relação negativa) e o índice de desenvolvimento de margem (relação positiva) (Tabela 3).

**Tabela 3** Resultado do modelo de regressão de Poisson que melhor ajustou os efeitos das variáveis preditoras (AIC=1591,7; Erro quadrático médio = 0,0011; EQM – Validação cruzada=0,7319) na susceptibilidade à invasão de lagos do médio Rio Doce, MG, Brasil. (AIC) Critério de Informação de Akaike. Abreviações das variáveis preditoras de acordo com Tabela 1.

Variáveis preditoras	Coefficiente	Erro padrão	z-valor	Pr >  z
(Intercept)	6,0484	1,2052	5,019	< 0,0001
D.sp70 – <i>Cichla kelberi</i>	-1,9011	0,2320	-8,192	< 0,0001
D.sp70 – <i>Clarias gariepinus</i>	-0,0612	0,0177	-3,456	0,0005
D.sp50 – <i>Hoplosternum littorale</i>	-0,1481	0,0227	-6,510	< 0,0001
D.nnat70	0,1372	0,0270	5,075	< 0,0001
LD	0,2732	0,0328	8,313	< 0,0001
pH	-0,8325	0,1904	-4,371	< 0,0001

Teste a 95 % de confiança

## DISCUSSÃO

Estudos que visam compreender o processo de invasão de peixes têm sido realizados em diversas partes do mundo, a maioria em regiões temperadas (García-Berthou 2007). Nesse sentido, modelos de dispersão tem se mostrado importantes para entender a peculiaridade de cada ambiente, seu funcionamento e a probabilidade de estabelecimento e dispersão das espécies potencialmente invasoras (Colautti and MacIsaac 2004; Marchetti et al. 2004; Hayes and Barry 2008; Muirhead et al. 2011).

Os modelos de predição encontrados para a maioria das espécies não nativas presentes em lagos do médio Rio Doce mostram a importância da pressão de propágulo, medida através da distância de áreas de atividades antrópicas, na probabilidade de ocorrência dessas espécies nos lagos e, conseqüentemente, no processo de invasão. Este resultado é corroborado por diversos estudos que mostram que a pressão de propágulo é o fator-chave para o sucesso da invasão de espécies, independentemente do taxa (Marchetti et al. 2004; Drake and Lodge 2006; Simberloff 2009).

Somente *C. kelberi* e *P. nattereri* não tiveram sua probabilidade de ocorrência relacionada à distância de áreas de atividades antrópicas. Entretanto, é importante ressaltar

que estas espécies foram as primeiras a serem introduzidas no sistema (Sunaga and Verani 1991; Godinho 1996) e possivelmente estão mais bem adaptadas ao ambiente. Além disso, como a introdução destas espécies foi intencional e considerando que a pesca é uma atividade que faz parte da cultura local (Lima et al. 2010), é possível que elas tenham sido propositalmente introduzidas em diversos lagos da região, inclusive naqueles localizados dentro da área do PERD, onde o acesso é feito por meio de trilhas na mata, não-visualizadas por imagens de satélite. Dessa forma, a probabilidade de ocorrência destas espécies estaria relacionada à presença de pescadores, o que também é uma forma de pressão de propágulo.

Apesar dos modelos encontrados para *P. nattereri* e *C. kelberi* não terem sido satisfatórios eles relacionam a probabilidade de ocorrência das espécies à menor distância de lagos onde a expectativa de ocorrência destas é  $> 70\%$ . Esta variável também está relacionada à presença de *A. cf. ocellatus*, sendo plausíveis duas hipóteses: (i) estas espécies podem estar se dispersando entre os lagos através de riachos temporários formados principalmente na época de chuva (Giacomini et al. 2011) e (ii) pescadores podem ter introduzidos estas espécies em lagos próximos uns dos outros, o que seria explicado pela interação encontrada entre a distância de áreas de atividade antrópica e a distância de lagos com expectativa de ocorrência da espécie  $> 70\%$  para o caso de *A. cf. ocellatus*, e pelo histórico de introdução intencional por pescadores para o caso de *C. kelberi* e *P. nattereri*.

No caso de *C. garipepinus*, o modelo encontrado prediz que quanto maior a distância de lagos onde a expectativa de ocorrência da espécie é  $> 70\%$ , maior a probabilidade de sua ocorrência. Esse resultado é explicado pelo fato da espécie ser altamente adaptada a condições ambientais extremas, apresentando a capacidade de sobreviver e se locomover em áreas úmidas em busca de corpos d'água, o que confere a ela grande poder de dispersão (De Moor and Bruton 1988). No entanto, é importante ressaltar que a interação entre esta variável e maiores distâncias de áreas de atividades antrópicas se relacionaram negativamente com a probabilidade de ocorrência da espécie. É possível inferir que, apesar da variável distância de atividades antrópicas não ter sido significativa para o modelo de predição de ocorrência desta espécie ela é fundamental para a sua chegada ao novo ambiente, reforçando a importância da pressão de propágulo no processo de invasão.

Além das variáveis relacionadas à pressão de propágulo, variáveis físicas e químicas dos lagos também são importantes para os modelos de predição específicos das espécies influenciando no seu estabelecimento e invasão em um novo ambiente (Colautti and MacIsaac 2004). Assim, *P. nattereri* é mais abundante em águas mais produtivas (Duponchelle et al. 2007), o que explica a relação positiva encontrada entre sua probabilidade de ocorrência e

concentrações de P-total. Já a relação positiva encontrada para a profundidade pode estar relacionada à preferência de indivíduos que não estão no período reprodutivo por áreas de águas abertas (Queiroz et al. 2010).

Para *A. cf. ocellatus*, a relação positiva com a média das profundidades do lago pode ser em função desta espécie apresentar adaptações a condições extremas de hipoxia (Val et al. 1998) o que lhe confere a capacidade de explorar habitats mais profundos do lago, diminuindo a competição e a predação, comportamento já observado em ciclídeos africanos (Chapman et al. 2002).

O modelo encontrado para *H. littorale* prediz que além da distância da atividade antrópica, a condutividade elétrica está positivamente relacionada à sua presença nos lagos. Este fato é explicado pelos estudos de Mol (1994) que encontrou um padrão de distribuição para *H. littorale* em ambientes tropicais da América do Sul, com ausência dele em águas com baixa concentração de íons dissolvidos.

A condutividade também está positivamente relacionada à probabilidade de ocorrência de *C. kelberi* em lagos da região. A relação positiva entre condutividade elétrica e ciclídeos foi encontrada por Lourenço et al. (2012) em lagoas do Pantanal e segundo estes autores, isto se deve ao fato de que, quanto maior a condutividade de um ambiente maior sua produtividade e conseqüentemente maior a abundância de espécies que ele irá suportar. Considerando que espécies do gênero *Cichla* são predadoras de topo (Mérona and Rankin-de-Mérona 2004), é possível inferir que sua probabilidade de ocorrência será maior em lagos onde a abundância de presas seja maior. Já a relação negativa encontrada para a profundidade do lago deve ser analisada com maior cuidado. Espínola et al. (2009), estudando a dispersão de *C. kelberi* em reservatórios da bacia do rio Paraná, encontrou que a ocorrência da espécie está relacionada à maior transparência da água e maior profundidade dos reservatórios. Assim, é possível que a relação obtida esteja indiretamente relacionada à transparência da coluna d'água nos lagos.

Apesar de N-total estar relacionado à produtividade do sistema, assim como a condutividade, sua relação com a probabilidade de ocorrência de *C. kelberi* foi negativa. O mesmo foi encontrado para *C. gariepinus* e espécies de tilápia. É possível que esta relação seja em função da grande variação encontrada para a concentração de amônia nos lagos (Pujoni 2010) e do potencial tóxico que esta representa para os peixes (Wright and Wood 2012).

Para espécies de tilápias a probabilidade de ocorrência é maior em lagos que apresentam maiores índices de desenvolvimento de margem o que, para o caso do médio Rio Doce,

normalmente representa lagos dendríticos, característicos da região (Mello 1997). Uma vez que estas espécies são onívoras com tendência a herbivoria (De Moor and Bruton 1988) e são tolerantes a condições de hipoxia, a presença de braços no lago, normalmente formados por bancos de macrófitas, confere a elas ambientes favoráveis para forrageamento.

No que diz respeito ao modelo de susceptibilidade à invasão dos lagos do médio Rio Doce, a ausência de relação entre a distância de áreas de atividades antrópicas e o número de espécies não nativas, juntamente com a relação inversa encontrada para distâncias de lagos com expectativa de ocorrência de *C. gariiepinus* e/ou *H. littorale* permite inferir que a atividade antrópica é importante para chegada e estabelecimento da espécie no sistema, mas não explica o processo de dispersão das espécies entre os lagos. Dessa forma, é possível que a dispersão esteja ocorrendo na época de chuva, onde existe a possibilidade de formação de poças temporárias e, em épocas de maior pluviosidade, de riachos temporários, hipótese levantada por Latini and Petreire Junior (2004) e Giacomini et al. (2011).

Apesar de não ter sido encontrado um modelo preditivo adequado para *C. kelberi* a expectativa de ocorrência deste em lagos explicou a susceptibilidade à invasão do sistema. É possível que a presença de *C. kelberi* nos lagos seja um indício da presença de pescadores que introduzem intencionalmente espécies de interesse. No entanto, também pode estar ocorrendo um processo de facilitação a novas invasões (Preston et al. 2012). Assim, lagos onde a espécie já ocorre estariam mais susceptíveis à invasão de outras espécies em função da desestruturação da comunidade nativa através da predação de espécies forrageiras, fato observado em outros lagos do sistema (Godinho 1996; Latini and Petreire Junior 2004; Pinto-Coelho et al. 2008; Giacomini et al. 2011).

Já a relação encontrada entre a susceptibilidade à invasão e localização dos lagos permite inferir que o PERD não está conseguindo cumprir um de seus objetivos que é a conservação de espécies nativas (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, Lei 9985/00), tendo sido observado no lago Carioca o desaparecimento de sete espécies, indicando uma possível extinção local (Fragoso-Moura et al., *dados não publicados*). A presença e o aumento do número de espécies não nativas em lagos situados dentro do PERD pode ser tanto em função da presença de pescadores ilegais na área da unidade de conservação quanto em função da formação de córregos temporários durante a época de chuva, permitindo a comunicação entre lagos situados dentro e fora do parque.

A despeito do número de lagos inseridos nos modelos, os resultados obtidos permitiram identificar a importância da atividade antrópica na probabilidade de ocorrência de espécies não nativas nos lagos, bem como a ineficácia da unidade de conservação em preservar as

espécies nativas da região. Dessa forma, qualquer medida de manejo que vise reduzir os impactos causados por espécies invasoras no sistema lacustre do médio Rio Doce deve ser realizada de forma conjunta entre a gerência da Unidade de Conservação, as empresas de plantio de *Eucalyptus* spp., a comunidade científica e a população local.

É importante ressaltar ainda que para cada ambiente e espécie não nativa pode existir um conjunto diferente de características que irão interferir no processo de invasão desta espécie (Hayes and Barry 2008), sendo cada modelo de predição destinado a esse conjunto de características. Uma vez que pouquíssimos estudos nessa linha foram realizados em ecossistemas aquáticos tropicais, os resultados obtidos neste trabalho podem auxiliar novos estudos, e, com isso, futuras ações de manejo de peixes invasores em águas tropicais.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Júlio Júnior HF, Petrere Júnior M (1994) Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx IG (ed) Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Fishing News Books, London, pp 171-184
- Anjos, MB, De Oliveira, RR, Zuanon, J (2008) Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. Braz J Biol 68:45-50
- Bailey KD (1982) Methods of social research. McMillan Publishers, New York
- Barros LC, Santos U, Zanuncio JC, Dergan JA (2012) *Plagioscion squamosissimus* (Sciaenidae) and *Parachromis managuensis* (Cichlidae): a threat to native fishes of the Doce River in Minas Gerais, Brazil. PLoS ONE 7: e39138. doi:10.1371/journal.pone.0039138
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, et al. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. Trends Ecol Evol 26:333–9. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Beisner BE, Peres-Neto PR, Lindström ES, Barnett A, Longhi ML (2006) The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. Ecology 87:2985-2991
- Booth AJ, Traas GRL, Weyl OLF (2010) Adult african sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, population dynamics in a small invaded warm-temperate impoundment. Afr Zool 45:299-308.
- Canty A, Ripley B (2012) boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. R package version 1.3-5
- Chapman LJ, Chapman CA, Nordlie FG, Rosenberger AE (2002) Physiological refugia: swamps, hypoxia tolerance and maintenance of fish diversity in the Lake Victoria region. Comp Biochem Physiol Part A 133:421-437
- Chapman LJ, Kaufman LS, Chapman CA, McKenzie FE (1995) Hypoxia tolerance in twelve species of east African cichlids: potential for low oxygen refugia in lake Victoria. Conserv Biol 9:1274-1287.

- Colautti RI, MacIsaac HJ (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers Distrib* 10:135-141.
- Coradin L, Tortato DT (2006) Espécies exóticas invasoras: situação Brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- Crosby AW (1986) *Ecological imperialism. The biological expansion of Europe, 900–1900.* Cambridge University Press, Cambridge
- Davison, A. C. & Hinkley, D. V. (1997) *Bootstrap Methods and Their Applications.* Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-57391-2
- De Moor IJ, Bruton MN (1988) Atlas of alien and translocated indigenous aquatic animals in southern Africa. South African National Scientific Programmes Report, Port Elizabeth
- Dean W (1995) *With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest.* University of California Press, San Francisco
- Drake JM, Lodge DM (2006) Alle effects, propagule pressure and the probability of establishment: Risk analysis for biological invasions. *Biol Invasions* 8:365-375
- Drummond GM, Martins CS, Machado ABM, Sebaio FA, Antonini Y (2005) Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação, 2nd edn. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte
- Duponchelle F, Lino F, Hubert N, Panfili J, Renno J-F, Baras E, Torrico JP, Dugue R, Nuñez J (2007) Environment-related life-history trait variations of the Red-bellied Piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon. *J Fish Biol* 71:1113–1134
- Espínola LA, Julio Junior HF, Benedito E (2012) Invasive non-native species of fish in upper Parana river Basin, Brazil: variations of caloric content in *Cichla kelberi*. *Neotropical Ichthyol* 10:401-408
- Espínola LA., Mente-Vera CV., Júlio Junior HF (2009) Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biol Invasions* 12:1873–1888. doi: 10.1007/s10530-009-9598-x
- Flack VF, Flores RA (1989) Using simulated envelopes in the evaluation of normal probability plots of regression residuals. *Technometrics* 31:219-225.
- García-Berthou E (2007) The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *J Fish Biol* 71(Supplement D): 33-35.
- Giacomini HC, Lima Junior DPL, Latini AO, Espírito-Santo HM (2011) Spatial-temporal segregation and size distribution of fish assemblages as related to non-native species occurrence in the middle Rio Doce Valley, MG, Brazil. *Neotropical Ichthyol* 9:135-146
- Godinho AL (1996) Peixes do Parque Estadual do Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte
- Godinho AL, Fonseca MT, Araújo LM (1994) The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: Pinto-Coelho et al (eds) *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies.* SEGRAC, Belo Horizonte, pp 77-83
- Godinho AL, Formagio OS (1996) Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus* sp. sobre a comunidade de peixes da Lagoa Dom Helvécio. *Encontro Anual de Aquicultura de Minas Gerais* 10:93-102

- Golterman HL Clymo RS, Ohnstad MAM (1978) Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Habit E, Gonzalez J, Ruzzante DE, Walde SJ (2012) Native and introduced fish species richness in Chilean patagonian lakes: inferences on invasion mechanisms using salmonid-free lakes. *Divers Distrib*. doi: 10.1111/j.1472-4642.2012.00906.x
- Hayes KR, Barry SC (2008) Are there any consistent predictors of invasion success? *Biol Invasions* 10: 483-506
- Jackson DA, Peres Neto PR, Olden JD (2001) What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can J Fish Aquat Sci* 58: 157-170
- Koroleff F (1976) Determination of ammonia. In: Grasshoff K (ed) *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, pp 126–133.
- Landwehr JM, Pregibon D, Shoemaker AC (1984) Graphical Methods for Assessing Logistic Regression Models. *J Am Stat Assoc* 79:61-71
- Latini AO, Petrere Junior M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example of Brazilian tropical freshwater lakes. *Fish Manag Ecol* 11:71-79
- Latini AO, Lima Junior DP, Giacomini HC, Latini RO, Resende DC, Espírito-Santo HMV, Barros DF, Pereira TL (2004) Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana* 5:135-142
- Leal ME, Klein GF, Schulz UH, Lehmann PA (2010) First record and ecological aspects of *Hoplerthrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829) (Characiformes, Erythrinidae) as introduced species in Rio dos Sinos basin, RS, Brazil. *Biota Neotropica*, 10:33-37.
- Lewinsonh TM, Prado PI (2005) Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1: 36- 42
- Lima FP, Latini AO, De Marco Junior P (2010) How are the lakes? Environmental perception by fishermen and alien fish dispersal in Brazilian tropical lakes. *Interciencia* 35:84-91
- Lourenço LS, Fernandes IM, Penha J, Mateus LAF (2012) Persistence and stability of cichlid assemblages in neotropical floodplain lagoons. *Environ Biol Fish* 93:427-437
- Mackereth FJH, Heron J, Talling JF (1978) *Water analysis*. Scientific Publication N° 36, Freshwater Biological Association, Ambleside
- Magalhães ALB de, Jacobi CM (2008) Ornamental exotic fish introduced into Atlantic Forest water bodies, Brazil. *Neotrop Biol Conserv* 3:73–77.
- Maillard P, Pivari MO, Pires-Luiz CH (2012) Remote Sensing for Mapping and Monitoring Wetlands and Small Lakes in Southeast Brazil. In: Chemin Y. (ed) *Remote Sensing of Planet Earth*, pp 23-46.
- Marchetti MP, Moyle PB, Levine R (2004) Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. *Ecol Appl* 14:587-596
- Mehner T, Holmgren K, Lauridsen TL, Jeppesen E, Diekmann M (2007) Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European ‘Central Plains’ ecoregion. *Freshw Biol* 52: 2285-2297
- Mello CL (1997) *Sedimentação e Tectônica Cenozóicas no Médio Vale do Rio Doce (MG, Sudeste do Brasil) e suas Implicações na Evolução de um Sistema de Lagos*. Tese, Universidade de São Paulo

- Mérona B, Rankin-de-Mérona J (2004) Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyol* 2:75-84
- Mol JH (1994) Effects of salinity on distribution, growth and survival of three neotropical armoured catfishes (Siluriformes – Callichthidae). *J Fish Biol* 45:763-776
- Muirhead JR, Lewis MA, MacIsaac HJ (2011) Prediction and error in multi-stage models for spread of aquatic non-indigenous species. *Divers Distrib* 17: 323-337
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- Pinto-Coelho RM, Bezerra-Neto JF, Miranda F, Mota TG, Resck R., Santos AM, Maia-Barbosa PM, Mello NAST, Marques MM, Campos MO, Barbosa FAR (2008) The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Braz J Biol* 68:1025-1037
- Preston DL, Henderson JS, Johnson PTJ (2012) Community ecology of invasions: direct and indirect effects of multiple invasive species on aquatic communities. *Ecology* 93:1254-1261
- Pujoni DGF (2010) A comunidade zooplancônica da região limnética de dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as implicações para a conservação ambiental: um olhar macroecológico. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais
- Queiroz HL, Sobanski MB, Magurran AE (2010) Reproductive strategies of Red-bellied Piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) in the White Waters of Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. *Environ Biol Fish* 89:11-19
- R Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. Accessed 18 September 2012
- Santos TRM (2008) A influência de espécies introduzidas de peixes nas interações tróficas da ictiofauna da lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais
- Sawaya P, Albuquerque-Maranhão A (1946) A construção dos ninhos e a reprodução de alguns peixes neotrópicos (Cichlidae – gen. *Cichla* e *Astronotus*). *Bol Fac Filos Cienc Let da USP* 11:357-381
- Sazima I, Machado, FA (1990) Underwater observations of piranhas in western Brasil. *Environ Biol Fish* 28:17-31
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annu Rev Ecol Evol System* 40:81-102
- Speziale KL, Lambertucci SA, Carrete M, Tella JL (2012) Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biol Invasions* 14:1609-1621
- Sunaga T, Verani JR (1991) The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24:2563-2566
- Thibault I, Hedger RD, Crépeau H, Audet C, Dodson JJ (2010) Abiotic variables accounting for presence of the exotic rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Eastern Quebec Rivers. *Knowl Manag Aquat Ecosyst*. doi: 10.1051/kmae/2010025

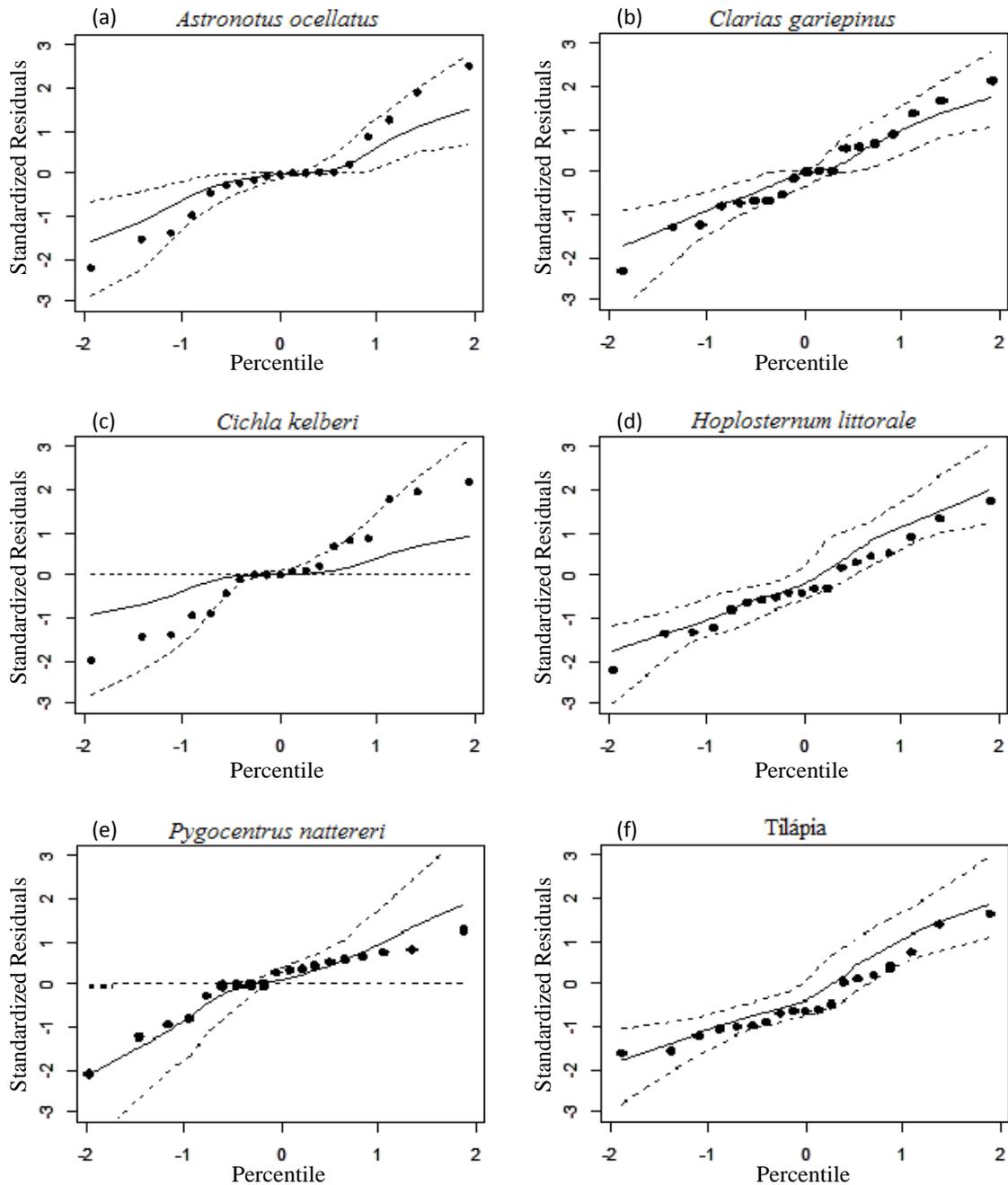
- Val AL, Silva MNP, Almeida-Val VMF (1998) Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: a never-ending task. *S Afr J Zool* 33:107-114
- Vitule JRS, Umbria SC, Aranha JMR (2006) Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. *Biol Invasions* 8:677-681
- Weber MJ, Brown ML, Willis DW (2010) Spatial variability of common carp populations in relation to lake morphology and physicochemical parameters in the upper Midwest United States. *Ecol Freshw Fish* 19:555-565
- Welcomme RL (1988) International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish Technical Papers*, 294:1-318.
- Wetzel RG, Likens GE (2000) *Limnological Analyses*, 3rd edn. Springer-Verlag, New York
- Winemiller KO (1987) Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale*, in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. *Environ Biol Fish* 20:219-227
- Wright PA, Wood CM (2012) 7 things fish know about ammonia and we don't. *Respir Physiol Neurobiol*. doi: 10.1016/j.bbr.2011.03.031

## APÊNDICE A

**Tabela A1** Presença/Ausência (segundo cálculo da expectativa de ocorrência > 50%) das espécies não nativas em dezenove lagos do sistema lacustre do médio Rio Doce, considerando o estudo de Latini et al. (2004), as coletas ictiológicas do programa “Pesquisas ecológicas de longa duração (PELD)” e as entrevistas realizadas com pescadores do Distrito de Baixa Verde. (1) presença, (0) ausência

Lago	<i>Astronotus cf. ocellatus</i>	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Cichla kelberi</i>	<i>Hoplosternum littorale</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Tilápias
Aguapé	0	1	0	1	0	1
Águas Claras	1	0	1	0	1	0
Almécega	0	1	1	1	1	1
Amarela	1	0	1	1	1	0
Aníbal	0	0	1	0	0	0
Baixa Verde	0	0	1	1	1	1
Barra	1	1	1	1	1	1
Carioca	1	1	1	1	1	0
Central	0	1	1	0	0	0
Dom	1	0	1	0	1	0
Helvécio	0	0	0	0	0	0
Ferrugem	0	0	0	0	0	0
Ferruginha	0	0	0	0	0	0
Gambá	0	0	1	0	1	0
Gambazinho	0	0	0	0	0	0
Jacaré	0	1	1	1	1	1
Palmeirinha	0	1	1	1	1	0
Patos	0	0	1	0	1	0
Pimenta	0	0	0	0	0	0
Sta Helena	1	0	1	0	1	0

**APÊNDICE B** - Gráficos de resíduos padronizados dos modelos gerados para as espécies não nativas



**Fig. B1** Gráficos dos resíduos padronizados dentro do intervalo de 95% de confiança encontrados via simulação de Monte-Carlo para as espécies de peixes não nativas no sistema lacustre do médio Rio Doce, MG, Brasil, onde (f) agrupa as espécies de tilápia *Oreochromis cf. niloticus* e *Tilapia rendalli*

## **Capítulo 4**

### **Percepções de pescadores em relação ao processo de invasão e o manejo de peixes não nativos em lagos do médio Rio Doce, Brasil**

### **Fishermen's perceptions of invasion process and management of non-native fishes in the Middle Rio Doce Valley lakes, Brazil**

Lorena T. Oporto, Evelise N. Fragoso-Moura & Francisco. A.R. Barbosa. Percepções de pescadores em relação ao processo de invasão e o manejo de peixes não nativos em lagos do médio Rio Doce, Brasil. Este capítulo dará origem a um artigo a ser submetido ao periódico *Biological Conservation*, apresentando legendas e referências formatadas de acordo com as normas do periódico.

## RESUMO

Considerando que a percepção das comunidades locais sobre a introdução de peixes não nativos e suas consequências para as espécies nativas tem-se mostrado um componente importante para o manejo de espécies invasoras, este trabalho teve como objetivo avaliar a percepção dos pescadores locais sobre o processo de invasão de peixes em lagos do médio Rio Doce (MG) e seus impactos sobre a ictiofauna nativa. Para tanto, entrevistas estruturadas e semi-estruturadas foram realizadas com 56 pescadores em lagos localizados no entorno do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), e no Lago Dom Helvécio, localizado no PERD, onde a pesca de espécies não nativas é liberada para visitantes. Diferenças na percepção dos pescadores quanto à idade, tempo de experiência de pesca, lago frequentado ou localização dos lagos (dentro e fora do PERD), foram verificadas por meio do teste de Qui-quadrado por simulação de Montecarlo ( $\alpha = 0,05$ ). Diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) foram encontradas somente em relação ao conhecimento de todas as espécies não nativas quando comparada por localização do lago, e à necessidade de retirar espécies quando comparada por lago frequentado. Os resultados permitem inferir que o pescador sabe o que são espécies introduzidas e percebe os impactos destas no ambiente, apesar de não relacioná-los à presença destas espécies, apresentando interesse em aumentar o número de espécies nos lagos, independente de serem nativas ou não. Estes resultados permitem inferir que os trabalhos de conscientização realizados no PERD, no que tange ao manejo de espécies não nativas, são fundamentais, sendo aconselhável a inserção não só de moradores do entorno do parque, mas também dos pescadores durante o processo, possibilitando agregar o conhecimento local ao conhecimento científico e, com isso, planejar ações de manejo mais eficientes.

**Palavras-chave:** Percepção ambiental, manejo, espécies invasoras, conservação, pesca, etnoictiologia, Parque Estadual do Rio Doce.

## **ABSTRACT**

Considering that the local communities perception of the introduction of non-native fishes and their consequences for native species has been shown to be an important component for the management of invasive species, this study aimed to evaluate the perception of the local fishermen about invasion process of fish in lakes of the middle Rio Doce Valley (MG) and its impacts on native fish populations. Therefore, semi-structured interviews were conducted with 56 fishermen on lakes with recreational fishing club, located in the surrounding areas of the Rio Doce State Park (PERD), and Lake Dom Helvécio located in PERD, where fishing for non-native species is allowed for visitors. Differences in perception of fishermen related to age, fishing experience, frequented lake, or lake's location (inside and outside the PERD), were assessed using the Chi-square by Montecarlo simulation ( $\alpha = 0.05$ ). Significant differences ( $p < 0.05$ ) were found only in the knowledge of all non-native species when compared by lake location, and in the need to reduce species when compared by visited lake. The results suggest that the fisherman knows which species are introduced and notices these impacts on the environment. However, he cannot associate these impacts to the presence of non-native species, and therefore shows an interest in increasing the number of both native and non-native species in the lakes. These results allow inferring that the awareness work performed in PERD regarding the management of non-native species is fundamental. During the process, it is advisable that not only residents of the surroundings of the park but also fishermen are involved, enabling to add local knowledge to scientific knowledge and, therefore, plan more efficient management actions.

**Keywords:** environmental perception, management, invasive species, fisheries, conservation, etnoichthyology, Rio Doce State Park.

## INTRODUÇÃO

Peixes não nativos têm sido introduzidos inadvertidamente e deliberadamente em diversas partes do mundo (Crosby, 1972; Vitousek et al., 1997), visando não só cultivo de alimentos, como também controle biológico e recreação através da pesca esportiva (Simberloff and Stiling, 1996; Casal, 2006; Vitule et al., 2009; Gozlan et al., 2010).

Apesar de um grande número destas espécies não causar danos ao ambiente onde foi introduzida (Gozlan, 2008), muitas se tornam invasoras, gerando impactos na diversidade nativa que levam à perda de funções do ecossistema, além de danos econômicos e sociais consideráveis (Richter et al., 1997; Mack et al., 2000; Zavaleta et al., 2001; Latini and Petrerre Júnior, 2004; Pimentel et al., 2005; Simberloff et al., 2013).

Em função disso, diversos estudos têm sido realizados com o objetivo de identificar impactos ecológicos e econômicos da invasão biológica, bem como de compreender e interromper o processo de invasão (Marchetti et al., 2004; Pimentel et al., 2005; Hayes and Barry, 2007; D'Evelyn et al., 2008; Vitule et al., 2009; Britton et al., 2011; Pluess et al., 2012; Speziale et al., 2012). No entanto, ainda existem muitas lacunas no conhecimento sobre prevenção, erradicação, controle e gestão de espécies invasoras (García-Llorente et al., 2008; Larson et al., 2011; Young and Larson, 2011; Simberloff et al., 2013).

Nesse sentido, a percepção das comunidades locais sobre a introdução de peixes não nativos e suas consequências para as espécies nativas tem-se mostrado um componente importante dentro de estudos sobre o processo de invasão, pois permite incluir o aspecto social neste processo (García-Llorente et al., 2008). Alguns estudos demonstram que a participação pública, principalmente dos grupos de interesse, tem sido fundamental para a gestão bem-sucedida das espécies invasoras (Stokes et al., 2006; Bremner and Park, 2007; Fischer and Young, 2007), uma vez que permite a compreensão das razões pelas quais as espécies têm sido introduzidas, e como o manejo deve ser planejado e gerido.

No sistema lacustre do médio Rio Doce, Minas Gerais, onde diversas espécies de peixes não nativas foram introduzidas nas últimas décadas, conhecer como os pescadores percebem essas espécies no ambiente é fundamental para se propor ações de manejo.

O histórico de introdução indica que as primeiras espécies não nativas registradas nos lagos foram o tucunaré *Cichla kelberi* e a piranha *Pygocentrus nattereri*, introduzidas no início da década de 1970 por pescadores da região (Godinho et al., 1994). Na mesma época foi introduzido o apaiari *Astronotus cf. ocellatus* provavelmente por soltura acidental de aquários. O bagre-africano *Clarias gariepinus* e as espécies de tilápia *Oreochromis cf.*

*niloticus* e *Tilapia rendalli* só foram relatadas na região após 1999 e a sua presença pode estar associada ao escape acidental de tanques de cultivo. *Hoplosternum littorale* também possui seu registro recente e associado ao uso como isca nos clubes de pesca da região (Latini et al., 2004; Vasconcellos et al., 2005).

Apesar de terem sido introduzidas em lagos situados fora do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), estas espécies se dispersaram e hoje estão presentes em lagos dentro e fora da Unidade de Conservação (UC), já tendo sido detectada a redução da ictiofauna nativa, chegando à ordem de 50 % em alguns lagos (Godinho, 1996; Latini and Petrere Júnior, 2004).

Lima et al. (2010) avaliaram a percepção de moradores de dois distritos próximos aos lagos, fornecendo informações importantes sobre como eles percebem a presença das espécies não nativas. No entanto, além de pescadores pertencentes a estes distritos, os lagos do médio Rio Doce, principalmente o lago Dom Helvécio (localizado no PERD e onde a pesca esportiva é permitida com restrições) e os lagos que apresentam clubes de pesca, também são constantemente frequentados por pescadores de outros municípios do Vale do Aço.

Assim, visando inserir a percepção do pescador em planos de manejo de peixes invasores que venham a ser implementados não somente dentro da UC, mas também no seu entorno, este trabalho avaliou a percepção do pescador local sobre o processo de invasão de peixes nos lagos e seus impactos sobre a ictiofauna nativa, sob as seguintes hipóteses:

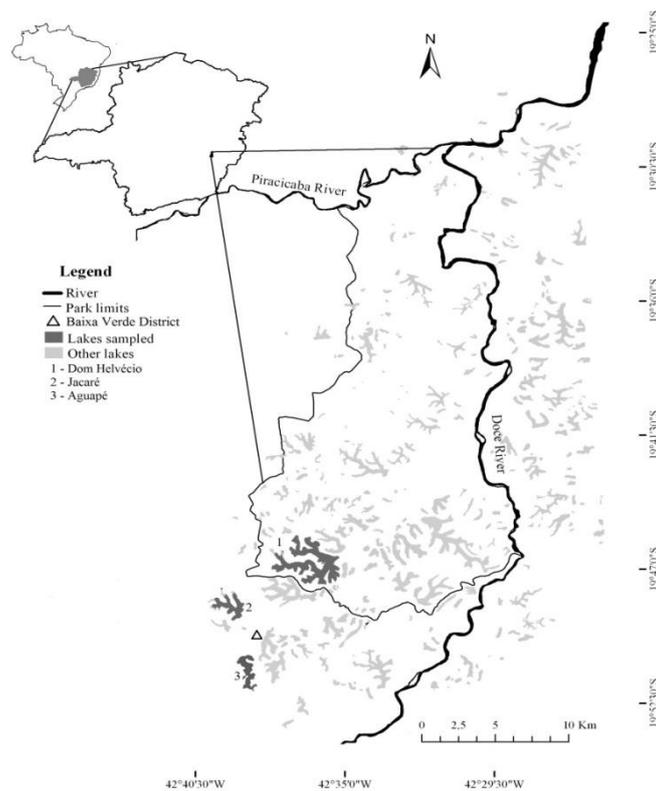
- i) O processo de invasão de peixes em lagos do médio Rio Doce pode ser identificado pelos pescadores locais. *É esperado que pescadores que freqüentam os lagos saibam informar quais são as espécies não nativas introduzidas na região, quando surgiram e qual a abundância delas nos lagos.*
- ii) Alguns efeitos da introdução de peixes, como mudanças na composição e abundância da ictiofauna nativa, poderão ser identificados pelos pescadores locais mais antigos. *É esperado que pescadores que pescam há mais tempo nos lagos saibam informar sobre mudanças que ocorreram na fauna de peixes nativos, como por exemplo, desaparecimento ou redução populacional de algumas espécies.*
- iii) A percepção da importância do manejo de espécies não nativas será percebida de forma diferente entre pescadores que frequentam o PERD e pescam no lago Dom Helvécio, e aqueles que utilizam para a pesca esportiva as lagoas situadas no entorno do parque. *É esperado que as informações repassadas pelos guarda-parques para os visitantes do parque influenciem na percepção sobre a importância do manejo de peixes na região.*

## METODOLOGIA

### Área de Estudo

O sistema lacustre do médio Rio Doce (MG), inserido no bioma Mata Atlântica, é formado por cerca de 250 corpos d'água (Maillard et al., 2012), entre lagos e brejos, sendo considerado um sistema prioritário para conservação de peixes no estado (Drummond et al., 2005). Nesta área está localizado o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior remanescente de Mata Atlântica do Estado, com 36000 ha abrangendo cerca de 50 lagos. Os lagos presentes no seu entorno se encontram em áreas de pastagem e plantios de *Eucalyptus* spp.

As entrevistas foram realizadas nos lagos Jacaré e Aguapé, localizados no município de Dionísio, no entorno PERD, onde estão instalados clubes de pesca com atividade constante; e no Lago Dom Helvécio, localizado dentro do PERD, onde a pesca de espécies não nativas é liberada para visitantes (Fig. 1).



**Fig 1** Localização do sistema lacustre do médio Rio Doce no Estado de Minas Gerais, com os limites do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) onde a linha tracejada delimita a parte sul do PERD, os lagos enumerados indicam os locais de realizações de entrevistas, sendo (1) lago Dom Helvécio, (2) lago Jacaré e (3) lago Aguapé (Maillard et al., 2012, *modificado*).

## Coleta dos Dados

Inicialmente foi feito um levantamento das espécies de peixes nativas e não nativas já registradas em estudos ictiofaunísticos realizados nos lagos do médio Rio Doce (Sunaga and Verani, 1991; Godinho et al., 1994; Latini et al., 2004; Vasconcellos et al., 2005; Fragoso-Moura et al., *dados não publicados*; Oporto, *presente estudo*). A partir deste levantamento, foi montado um catálogo visual das espécies, utilizando, sempre que possível, fotos obtidas logo após a captura dos espécimens, para reconhecimento destas espécies durante as entrevistas. A fim de facilitar este reconhecimento, foi fornecido ainda o comprimento total médio de cada espécie. Quando alguma espécie que não estava presente no catálogo era citada por algum pescador, era feita uma averiguação do nome comum e da descrição da espécie, fornecidos pelo pescador, junto à lista de espécies registradas na bacia do médio Rio Doce (Vieira, 2009). Após confirmação da ocorrência da espécie, ela era inserida no catálogo para futuros reconhecimentos.

Para avaliação do conhecimento etnoictiológico e do nível de percepção dos pescadores quanto à invasão de peixes em lagos da região, foram realizadas entrevistas estruturadas e semi-estruturadas. O questionário com respostas objetivas abordou informações pessoais sobre os pescadores (idade, escolaridade, profissão, município de residência do entrevistado) e informações básicas sobre suas experiências de pesca no local, tais como objetivo da pesca, tempo em que pesca no lago, frequência e preferência da pesca, permitindo assim traçar um perfil dos pescadores entrevistados. O questionário semi-estruturado abordou os conhecimentos ictiofaunísticos e de conservação dos pescadores, tais como abundância das espécies que ocorrem no lago, presença de espécies introduzidas, desaparecimento de espécies e importância de manejo, alternando questões fechadas (Sim ou Não) e abertas (Apêndice A).

Foram utilizadas perguntas semelhantes em diferentes momentos do questionário (Mourão and Nordi, 2003), permitindo identificar de forma mais precisa a percepção do pescador em relação à ictiofauna nativa e introduzida e mudanças que ocorreram no ambiente. A questão referente ao conhecimento de quais espécies pescadas no lago eram espécies introduzidas foi esclarecida pelo entrevistador, mediante as respostas do entrevistado.

Foram realizadas cinco idas ao campo entre fevereiro e julho de 2012 para a coleta dos dados, sempre aos finais de semana. Uma vez que a maioria dos pescadores que frequentam os lagos são residentes em outros municípios, os entrevistados foram escolhidos aleatoriamente. Assim, foram entrevistados somente pescadores que se encontravam no lago durante as campanhas de coleta de dados e que quiseram participar do estudo.

As entrevistas foram individuais e, quando autorizadas, registradas por escrito e em áudio. Em casos onde houve a formação espontânea de grupos familiares, foi incentivado um debate informal sobre as questões a serem respondidas por eles, onde o pesquisador assumiu o papel de moderador. Posteriormente, as gravações em áudio foram utilizadas para verificar, mediante confronto de opiniões e percepções, a validade das informações coletadas individualmente.

## **Análise dos Dados**

### ***Análises qualitativas***

O conhecimento etnoictiológico dos pescadores foi verificado através de:

(i) identificação das espécies para cada lago e se eram consideradas ou não introduzidas e comparação dos resultados com estudos ictiológicos já realizados na região;

(ii) a abundância das espécies (muito abundante, outross ou rara), obtida através da frequência relativa do número de registros de cada uma das categorias acima pelo número total de pescadores que as identificaram em cada lago;

(iii) relatos dos pescadores sobre espécies desaparecidas e sobre como as espécies não nativas foram introduzidas na região.

### ***Análises quantitativas***

As questões fechadas, compostas por respostas categorizadas previamente (SIM ou NÃO) foram utilizadas para análises quantitativas a fim de identificar diferenças significativas entre os grupos de pescadores entrevistados, e com isso testar as hipóteses levantadas.

Para verificar se pescadores mais antigos apresentavam maior conhecimento sobre o processo de invasão de peixes nos lagos, as variáveis-respostas referentes ao desaparecimento de espécies e às espécies introduzidas foram comparadas por classes de idade (20 a 40 anos, 41 a 60 anos e acima de 60 anos) e por classes de tempo de experiência de pesca nos lagos (menor que 10 anos, 10 a 20 anos e maior que 20 anos).

Para verificar a importância do manejo de espécies para os pescadores, as variáveis-respostas referentes à necessidade de retirar/diminuir e à necessidade de colocar/aumentar espécies foram comparadas por lagos, por classes de idade e por classes de tempo de experiência de pesca nos lagos.

A hipótese de que há diferenças entre as percepções dos pescadores que frequentam a UC e aqueles que não frequentam com relação às espécies introduzidas foi averiguada comparativamente entre lagos dentro e fora da unidade de conservação, utilizando dados sobre conhecimento de espécies introduzidas e sobre necessidades de retirar/diminuir e colocar/aumentar espécies nos lagos.

Para todas as análises foram utilizadas tabelas de contingência com aplicação do teste de Qui-quadrado por simulação de Montecarlo ( $\alpha = 0,05$ ) e utilizado o programa PAST (Versão 2.14) (Hammer et al. 2001).

## **RESULTADOS**

### **Perfil dos pescadores entrevistados**

No total foram realizadas 56 entrevistas, sendo 23 no lago Aguapé, 17 no lago Dom Helvécio e 16 no lago Jacaré. Foram entrevistados pescadores com idades entre 24 e 76 anos. A maioria apresentava idade entre 41 e 60 anos (51,7 %), seguido por pessoas com idade acima de 60 anos (30,3 %). O grupo foi composto por aposentados (39,3 %), autônomos (32,1 %) e funcionários de empresas (28,6 %), residentes em João Monlevade (32,1 %), Timóteo (23,2 %), Coronel Fabriciano (10,7 %), Ipatinga (7,1 %), Bela Vista de Minas (7,1 %) e outros municípios da região (19,6 %).

A maioria pescava em lagos da região há mais de 20 anos (55,3 %), havendo preferência pelos lagos Jacaré (71,4 %), Aguapé (67,8 %), Dom Helvécio (44,6 %), Barra (26,7 %) e Mescla (21,4 %). Para todos os entrevistados a pesca representava uma atividade de lazer, com frequência mensal para 35,7 % e semanal e bimestral para 16,1 %, cada. A pesca com utilização de embarcações foi preferida por 48,2 % dos pescadores, seguida pela pesca em barranco (25,2 %). Os petrechos de pesca mais citados foram molinete e vara comum, não havendo preferência (76,7 % cada).

### **Conhecimento etnoictiológico e Percepção do Processo de Invasão**

Dos 56 pescadores entrevistados, dois souberam dar informações a respeito da ictiofauna para mais de um lago. Assim, foram obtidos 17 relatos para o lago Dom Helvécio, 24 para o lago Aguapé e 17 para o lago Jacaré.

Segundo as entrevistas realizadas, 39 espécies de peixes ocorrem nos lagos estudados. A presença de espécies introduzidas foi confirmada pela maioria dos pescadores (84,5 %)

para todos os lagos (82,4 % nos lagos Dom Helvécio e Jacaré, e 87,5 % no lago Aguapé), independentemente da classe etária ( $\chi^2 = 2,356$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ), do tempo de experiência de pesca ( $\chi^2 = 4,285$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ) ou do local onde pesca ( $\chi^2 = 0,284$ ; gl = 2;  $p > 0,05$ ).

Considerando os relatos obtidos com os pescadores com tempo de experiência de pesca superior a 10 anos, foram identificadas 25 espécies no lago Dom Helvécio, 22 espécies no lago Jacaré e 34 no lago Aguapé. Houve dificuldade na identificação somente das espécies de tilápia que ocorrem na região (*O. cf. niloticus* e *T. rendalli*) e, por isso, elas foram agrupadas.

Os pescadores identificaram como introduzidas quatro espécies no lago Dom Helvécio (*A. cf. ocellatus*, *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri*), todas consideradas abundantes. No lago Aguapé foram identificadas nove espécies introduzidas, sendo que *A. cf. ocellatus* foi classificada como rara e somente a espécie de tilápia foi considerada abundante pela maioria dos pescadores. No lago Jacaré foram identificadas seis espécies introduzidas, sendo que a maioria dos pescadores classificou *C. kelberi* e *P. nattereri* como abundantes, e *C. gariopinnus* e a espécie de tilápia como raras (Tabela 1).

Todas as espécies identificadas como introduzidas pelos pescadores não são nativas da região, tendo sido registradas em estudos ictiofaunísticos realizados em lagos da região entre 1980 e 2011. Dentre estas, as únicas identificadas nos três lagos foram *A. cf. ocellatus* e *H. littorale* (Tabela 1).

No que diz respeito às espécies nativas, somente a traíra *Hoplias gr. malabaricus* foi classificada como abundante para os três lagos pela maioria dos pescadores que a identificaram. O cará *Geophagus brasiliensis* foi considerado abundante pela maioria dos pescadores para os lagos Aguapé e Jacaré, e a tucunaré *Gymnotus* sp. somente para o lago Jacaré. O trairão *Hoplias lacerdae* que, segundo os pescadores ocorre no lago Aguapé, foi a única espécie não nativa que não foi identificada como introduzida, sendo considerada pelos pescadores uma espécie rara (Tabela 1).

Dos pescadores entrevistados nos três lagos, 53,4 % responderam que houve desaparecimento de espécies. As diferenças encontradas nas frequências de respostas (47,1 % para o lago Dom Helvécio, 54,2 % para o lago Aguapé e 58,8 % para o lago Jacaré) não foram significativas, independentemente da classe etária ( $\chi^2 = 5,128$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ), do tempo de experiência de pesca ( $\chi^2 = 5,716$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ) ou do lago ( $\chi^2 = 0,481$ ; gl = 2;  $p > 0,05$ ). Das 15

espécies citadas para o lago Dom Helvécio, 12 foram consideradas raras pela maioria dos pescadores que identificaram sua presença no lago e apenas uma espécie, o matrinxã *Brycon* sp2. não chegou a ter sua presença relatada pelos entrevistados (Tabela 1).

No lago Aguapé, 12 espécies foram classificadas como desaparecidas. Destas, somente três foram consideradas raras pela maioria dos pescadores que identificaram sua ocorrência. As duas únicas espécies cujos pescadores relataram que desapareceram do lago e que não tiveram sua ocorrência identificada foram as não nativas *P. nattereri* e *C. kelberi* (Tabela 1). Segundo um pescador que pesca no lago há mais de 40 anos, essas espécies foram introduzidas, mas não se estabeleceram:

*“Aqui na Aguapé foi solto tucunaré depois, mais ou menos em 75, 76 (...) foi posto tucunaré, tucunaré-açu... e não vingou. Foi posto a piranha também, quase na mesma época, 77, 78, por aí, a piranha, foi posto também. (...) Só que aqui acabou e nas outras lagoas continua. (...) Pegou no início, começou daqui a pouco foi ó... sumindo, sem ninguém tirar.”*

No lago Jacaré, foi relatado o desaparecimento de 15 espécies. Destas, cinco foram consideradas raras pela maioria dos pescadores entrevistados, e quatro (uma espécie de cascudo, identificada como Loricariidae gen. sp1., *Moenkhausia doceana*, *Brycon* sp1. *Brycon* sp2.) não tiveram sua ocorrência identificada no lago (Tabela 1). O desaparecimento das espécies do gênero *Brycon* e de *M. doceana* foi relatado por um pescador que pesca no lago há mais de 30 anos:

*“Pesco desde 74 (...) nessa lagoa o que mais tem aqui é piranha, tucunaré e a traíra. O acará também tem aqui ainda. Os lambaris já sumiram quase tudo (...) o matrinxã sumiu daqui, o lambari-chatinha, antes de colocar as piranhas, tinha... o grumatã tinha aqui, agora não tem mais não... o piau também tinha (...) esse peixe aqui também tinha aqui, a piabanha, agora não tem mais, sumiu.”*

Tabela 1. Ocorrência de espécies de peixes e classificação de sua abundância segundo a maioria dos entrevistados para os lagos Dom Helvécio, Aguapé e Jacaré, Médio Rio Doce-MG, com informação de presença ou ausência destas espécies em estudos científicos realizados anteriormente. Classe de abundância: (ab) espécies abundantes, (ra) espécies raras, (ot) espécies que ocorrem, mas não são abundantes nem raras, (#) espécies consideradas desaparecidas por alguns pescadores, (\*) espécie não nativa introduzida nos lagos e considerada nativa pelos pescadores entrevistados. Estudos realizados: (E1) Sunaga and Verani, 1991, (E2) Godinho et al., 1994, (E3) Latini et al., 2004, (E4) presente estudo; presença (1), ausência (0), não informado (-), ausência de coletas (em branco).

Espécie	Nome comum	Dom Helvécio				Aguapé				Jacaré						
		Classe	Estudo				Classe	Estudo				Classe	Estudo			
			Abundância	E1	E2	E3		E4	Abundância	E1	E2		E3	E4	Abundância	E1
<b>Nativas</b>																
Ordem Characiformes																
<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>	lambari	ra, #	1	1	-	ab	-	ot, #	1	-	1					
<i>Astyanax</i> spp.	lambari	ra, #	0	0	-	ab	-	ot, ra, #	0	-	1					
<i>Brycon</i> sp1.	piabanha	ra, #	1	1	-	ot, #	-	-, #	0	-	0					
<i>Brycon</i> sp2.	matrinxã	-, #	0	0	-	ot	-	-, #	0	-	0					
<i>Cyphocharax gilbert</i>	sardinha	ot	1	0	-	ab, ot	-	-	0	-	0					
<i>Hasemania</i> sp.	lambari, piabinha	ra	0	0	-	ab	-	ra, #	0	-	0					
<i>Hoplerthrinus unitaeniatus</i>	marobá, jejú	ra, #	0	0	-	ra, #	-	ra, #	0	-	1					
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i>	traíra	ab	1	1	-	ab	-	ab, #	1	-	1					
<i>Hoplias lacerdae</i> *	trairão	-	0	0	-	ra	-	-	0	-	0					
<i>Leporinus</i> cf. <i>steindachneri</i>	piau	ra, #	1	1	-	ab, #	-	ra, #	0	-	0					
<i>Moenkhausia doceana</i>	lambari-chatinha	ra, #	1	0	-	ab	-	-, #	0	-	0					
<i>Oligosarcus solitarius</i>	lambari-bocarra	ra, #	1	1	-	ab	-	ra	0	-	0					
<i>Prochilodus</i> cf. <i>vimboides</i>	grumatã, curimatã	ra, #	1	0	-	ab, #	-	ot, ra, #	1	-	1					
Ordem Clupeiformes																
<i>Lycengraulis</i> sp.	manjubinha	ot	1	1	-	-	-	-	0	-	0					
Ordem Cyprinodontiformes																
<i>Poecilia vivipara</i>	barrigudinho	ot	0	0	-	ot	-	ot	0	-	1					
Ordem Gymnotiformes																
<i>Gymnotus</i> sp.	sarapó, tuvira	ab, ra, #	0	0	-	ot	-	ab, #	0	-	1					
Ordem Perciformes																
<i>Australoheros perdi</i>	cará-verde	-	0	0	-	ot	-	-	1	-	0					
<i>Crenicichla</i> cf. <i>lacustris</i>	bastiana, morera	-	0	0	-	ot, #	-	ra, #	1	-	0					
<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	ab, #	1	1	-	ab	-	ab	1	-	1					
<i>Pachypops adspersus</i>	corvina	ra, #	1	1	-	ab	-	-	0	-	0					
Ordem Siluriformes																
<i>Loricariichthys castaneus</i>	casculo-viola	-	1	0	-	ot, ra	-	-	0	-	0					
Loricariidae gen. sp1.	casculo-chinelo	ra, #	0	0	-	ot, ra	-	-, #	1	-	0					
<i>Rhamdia quelen</i>	bagre-amarelo, mandi	ra, #	1	1	-	ra, #	-	ra, #	1	-	0					
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	cachaço, cumbaca	ra, #	1	1	-	ot	-	ot	1	-	1					
Ordem Symbranchiformes																
<i>Synbranchus marmoratus</i>	mussum, peixe-cobra	ra	0	0	-	ot	-	ot	0	-	1					
Total de Espécies Nativas		21					25					16				

Tabela 1. (Continuação) Ocorrência de espécies de peixes e classificação de sua abundância segundo maioria dos entrevistados para os lagos Dom Helvécio, Aguapé e Jacaré, Médio Rio Doce-MG, com informação de presença ou ausência destas espécies em estudos científicos realizados anteriormente. Classe de abundância: (ab) espécies abundantes, (ra) espécies raras, (ot) espécies que ocorrem, mas não são abundantes nem raras, (#) espécies consideradas desaparecidas por alguns pescadores. Estudos realizados: (E1) Sunaga and Verani, 1991, (E2) Godinho et al., 1994, (E3) Latini et al., 2004, (E4) presente estudo; presença (1), ausência (0), não informado (-), ausência de coletas (em branco).

Espécie	Nome comum	Dom Helvécio				Aguapé				Jacaré						
		Classe	Estudo				Classe	Estudo				Classe	Estudo			
			Abundância	E1	E2	E3		E4	Abundância	E1	E2		E3	E4	Abundância	E1
<b>Introduzidas</b>																
Ordem Characiformes																
<i>Colosoma macropomum</i>	tambaqui	-	0	0	0	ot, #		0		-	0	0	0			
<i>Leporinus cf. macrocephalus</i>	piau-açu	-	0	0	0	ot		0		-	0	0	0			
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	pacu	-	0	0	0	ot		0		-	0	0	0			
<i>Pygocentrus nattereri</i>	piranha	ab	1	1	1	-, #		0		ab	1	1	1			
<i>C. macropomum</i> x <i>P. mesopotamicus</i>	tambacu	-	0	0	0	ot, #		0		-	0	0	0			
Ordem Cypriniformes																
<i>Cyprinus carpio</i>	carpa- vermelha	-	0	0	0	ot		0		-	0	0	0			
Ordem Perciformes																
<i>Astronotus cf. ocellatus</i>	cará-da-amazônia	ab	0	1	1	ra, #		0		ot, ra	0	1	0			
<i>Cichla kelberi</i>	tucunaré	ab	1	1	1	-, #		0		ab, #	1	1	1			
<i>Oreochromis sp. e/ou Tilapia sp.</i>	tilápia	-	0	0	0	ab		1		ra	0	0	1			
Ordem Siluriformes																
<i>Clarias gariepinus</i>	bagre-africano	-	0	0	0	ot, #		1		ra	0	1	0			
<i>Hoplosternum littorale</i>	tamboatá, peixe-pedra	ab, ot	0	0	0	ot		0		ot	0	1	1			
Total de Espécies Introduzidas		4				9				6						
<b>Total de Espécies</b>		<b>25</b>				<b>34</b>				<b>22</b>						

A maioria dos pescadores que confirmaram a ocorrência de espécies introduzidas nos lagos disse saber como as espécies chegaram, não havendo diferenças significativas nas frequências de respostas encontradas (57,1 % para o lago Dom Helvécio, 76,2 % para o lago Aguapé e 78,6 % para o lago Jacaré) entre classe etária ( $\chi^2 = 9,373$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ), tempo de experiência de pesca ( $\chi^2 = 12,206$ ; gl = 10;  $p > 0,05$ ) ou lago ( $\chi^2 = 1,983$ ; gl = 2;  $p > 0,05$ ).

Dentre as formas como as espécies chegaram aos lagos, foram relatadas introduções intencionais visando pesca esportiva e controle biológico de outras espécies de peixes, e introduções acidentais por meio de rompimento de tanques e barragens. A dispersão das espécies entre os lagos também foi relatada por alguns pescadores que afirmaram que os lagos se conectam pelo ribeirão Mombaça que deságua no Rio Doce.

O conhecimento de alguns pescadores sobre a forma de introdução de *P. nattereri*, *C. kelberi* e *C. gariepinus* nos lagos da região chamaram a atenção pela riqueza de detalhes nos relatos. Abaixo seguem trechos das entrevistas que abordam a forma de introdução e dispersão destas espécies:

*“Aqui são mais de 40 lagoas, então eu acho que debaixo da terra, ela deve ter um canal, que uma comunica com a outra. A única explicação plausível é essa. (...) Piranha, eles colocaram nessa lagoa, e daqui proliferou tudo. Já tem mais de 50 anos. O clube foi fundado em 57, foi nessa época aí. Os pescadores do clube iam pra Amazônia e pro Pantanal pescar. E tinha um peixinho aqui que era uma porcaria. Então o que eles fizeram, não sei onde eles ficaram sabendo, falaram com eles que a piranha acabava com esse peixe, não lembro qual foi(...) Trouxe a piranha pra aqui, acho que no ano 60, 58. Trouxe a piranha de lá e colocou ela aqui e daqui ela espalhou, tem ela na maioria das lagoas.”*

(Lago Jacaré, pescador com mais de 30 anos de experiência de pesca).

*“O tucunaré, trouxe pra cá em 1960. Foram soltos 12 casais na lagoa Verde, aqui em Baixa Verde. Foi a primeira lagoa que ganhou o tucunaré. Depois dela, como ela tem contato com o rio, né, como a lagoa da Barra, a lagoa do Bispo, a lagoa Amarela (...) o tucunaré passou, sem ser posto. (...) Naquela época trouxe a piranha com a intenção de cabar com rede, depois cabou com a região. (...) Foi posto tucunaré, foi posto piranha, e hoje aqui tem lambari a gosto.”*

*“Bagre-africano apareceu (...) foi uma represa aqui em Goiabal que na época arrebentou. Pesque e pague. Soltou foi criação desse peixe, arrebentou e espalhou.”*

(Lago Aguapé, pescador com mais de 40 anos de experiência de pesca).

*“Os peixes chegaram na época da grande enchente que teve há muitos anos atrás aí, né, a lagoa foi atingida por alguns rios que encheram demais. (...) Pesquei antes do tucunaré chegar. O tucunaré chegou aqui na lagoa no início dos anos 80, depois veio o acará-da-amazônia, a piranha foi a última desses três peixes a chegar.”*

(Lago Dom Helvécio, pescador com mais de 20 anos de experiência de pesca).

*“(...) essas lagoas, aqui não existia piranha. Você ia pra essas lagoas aí 4h da tarde, quando dava 5 h você já podia vir, com 3, 4, até 5 quilos de lambari. (...) Hoje você vai lá, você não pega nada, porque na chuva de 79 as água toparam. O Rio Doce (...) encheu, ele não suportou a água. E as águas voltaram, então o sangradouro das lagoas toparam com o Mombaça aqui, com o Rio Doce (...) então os peixes passaram.”*

(Lago Aguapé, pescador com mais de 30 anos de experiência de pesca).

Relatos precisos sobre a introdução de *A. cf. ocellatus* e *H. littorale*, únicas espécies não nativas presentes nos três lagos, não foram obtidos. Quando indagados, nenhum pescador entrevistado soube explicar como essas espécies chegaram aos lagos do médio Rio Doce. A introdução da tilápia no lago Jacaré foi considerada recente e acidental. Segundo relato de um pescador, os peixes escaparam dos tanques-rede:

*“(...) abandonou os viveiros lá e os peixes tão pulando pra fora. Antes não tinha, agora tão pegando na frente da casa.”*

(Lago Jacaré, pescador com mais de 10 anos de experiência de pesca).

Para as demais espécies introduzidas, presentes somente no lago Aguapé, os relatos indicam que a introdução se deu visando pesca esportiva.

*“Pacu, piauí-açu, tambaqui e carpa-vermelha foi o pessoal do clube que soltou (...) 3 mil alevinos!”*

*“O clube que põe os peixes aqui. Eles fazem peixamento aqui. O tambaqui foi colocado, piauí-açu... a tilápia também.”*

(Relatos de dois pescadores, todos com mais de 30 anos de experiência de pesca).

Estes resultados permitem inferir que os pescadores possuem conhecimento acerca da ictiofauna nativa e não nativa dos lagos e de como ocorreu a introdução da maioria das espécies não nativas, independentemente da idade ou tempo de experiência de pesca.

As frequências relativas obtidas para as perguntas referentes a abundância das espécies nos lagos sugerem ainda que, apesar de não identificarem o impacto da introdução de espécies invasoras nos lagos, os pescadores percebem a mudança no ambiente, relatando elevada abundância das não nativas *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri* no lago Jacaré e de *A. cf. ocellatus*, *C. kelberi* e *P. nattereri* no lago Dom Helvécio.

### **Conservação e Manejo de espécies**

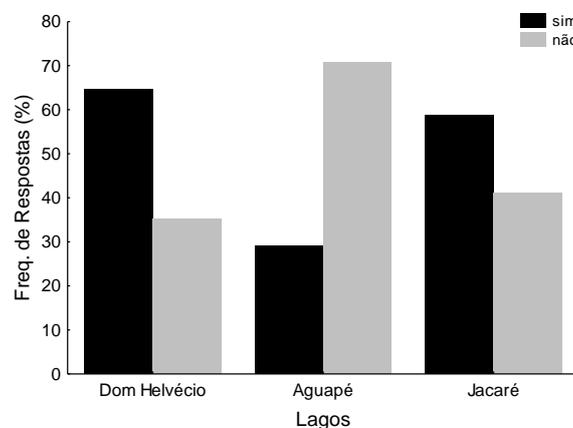
Apesar da maioria dos pescadores confirmar a presença de espécies introduzidas nos lagos, somente 34,7 % destes souberam identificar todas as espécies não nativas que já haviam pescado em cada lago. As diferenças encontradas nas frequências de respostas (57,1 % para o lago Dom Helvécio, 23,8 % para o lago Aguapé e 28,6 % para o lago Jacaré) não

foram significativas quando comparadas por classe etária ( $\chi^2 = 13,769$ ;  $gl = 10$ ;  $p > 0,05$ ), tempo de experiência de pesca ( $\chi^2 = 10,271$ ;  $gl = 10$ ;  $p > 0,05$ ) ou lago ( $\chi^2 = 4,443$ ;  $gl = 2$ ;  $p > 0,05$ ).

No entanto, quando foi considerada a localização dos lagos (dentro e fora da UC), houve diferença significativa na frequência de pescadores que conheciam todas as espécies introduzidas no lago Dom Helvécio (57,5 %) quando comparada com a frequência obtida nos outros lagos (11,4 %) ( $\chi^2 = 11,301$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,0018$ ).

No que diz respeito ao manejo de espécies, 48,3 % dos pescadores entrevistados responderam que existia a necessidade de retirar/diminuir espécies dos lagos e 62,1 % responderam que existia necessidade de colocar/aumentar espécies. Para ambas as questões não houve diferenças significativas nas frequências de respostas quando comparadas por classe etária ( $\chi^2 < 18,307$ ;  $gl = 10$ ;  $p > 0,05$ ), tempo de experiência de pesca ( $\chi^2 < 18,307$ ;  $gl = 10$ ;  $p > 0,05$ ), ou localização do lago (dentro e fora da UC) ( $\chi^2 = 3,841$ ;  $gl = 1$ ;  $p > 0,05$ ). O mesmo foi encontrado para a questão referente à necessidade de colocar/aumentar espécies quando as respostas foram comparadas entre os lagos ( $\chi^2 = 0,867$ ;  $gl = 2$ ;  $p > 0,05$ ).

No entanto, no que diz respeito à necessidade de retirar/diminuir espécies, houve diferença significativa na frequência de respostas quando comparada entre os lagos ( $\chi^2 = 6,105$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,048$ ). Assim, enquanto que nos lagos Dom Helvécio e Jacaré esta forma de manejo foi considerada necessária pela maioria dos entrevistados (64,7 % e 58,8 %, respectivamente), no lago Aguapé ela foi considerada necessária somente por 29,2 % dos entrevistados (Fig. 2).



**Fig. 2.** Frequência de respostas de pescadores entrevistados nos Dom Helvécio, Aguapé e Jacaré, bacia do médio Rio Doce, MG, quando perguntados se há necessidade de diminuir/retirar espécies de peixes ( $\chi^2 = 6,105$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,048$ ).

Dentre os pescadores que responderam haver necessidade de retirar/diminuir peixes, 85,7 % falaram que era preciso diminuir espécies não nativas, sendo *P. nattereri*, *C. kelberi* e *C. gariiepinus* as mais citadas, principalmente em função da predação, e somente 4 % falaram que era preciso diminuir espécies nativas (espécies de lambaris, *Synbranchus marmoratus* e *Geophagus brasiliensis*), principalmente em função da elevada abundância. Abaixo seguem alguns relatos que abordam essas questões:

*“Pra mim devia acabar com a piranha, né (...) porque ocê não come aquilo, né, só serve pra fazer caldo, e é um peixe agressivo demais.”*

*“Tem que acabar é com esse bicho aí, peixe-cobra. Aumentou demais a quantidade dele, e não dá pra comer isso aí.”*

(Lago Jacaré, pescadores com mais de 10 anos de experiência de pesca).

*“Diminuir lambari. Não para acabar com ele, mas que ajudasse, porque tem demais.”*

*“Tem que retirar os peixes que preda. Tucunaré, a piranha e o bagre-africano.”*

(Lago Aguapé, pescadores com mais de 20 anos de experiência de pesca).

Relatos obtidos no lago Dom Helvécio, no entanto, mostraram que alguns pescadores que responderam que há necessidade de retirar/diminuir espécies não sabiam explicar o porquê dessa necessidade. Abaixo é apresentado o trecho de uma entrevista realizada com um pescador que frequenta o lago há menos de cinco anos e retrata bem essa questão:

*“Sinceramente falando eu acho que tem que acabar com os exóticos, em função do manejo do parque, principalmente os pesquisadores, eles sabem por que de ter que tirar os exóticos. Mas pra quem é pescador, quem pega peixe, quer o peixe mesmo. Ele não quer saber se é exótico, se não é.”*

Quando indagados sobre como o manejo poderia ser realizado, 50 % disseram que não há como ou não souberam responder. Dentre os que acreditam que é possível fazer algo, a maioria sugeriu o aumento da pesca para diminuição das espécies não nativas, conforme relatos abaixo:

*“(...) eles poderiam fazer um arrastão aí, ia pegar todos peixe aí né, aí os outros ia soltando, a piranha não.”*

*“Poderia fazer é liberar tipos de caça igual quando você tem uma espécie sobressaindo, que você tem que liberar a matança pra diminuir (...). Abrir uma temporada de pesca que aí o cara, pra diminuir, possa pescar com rede, pescar com outras formas de pescar que não o que cai na linha.”*

(Lago Jacaré, pescadores com mais de 20 anos de experiência de pesca).

*“Retirar tudo, é claro que não vai acabar tão fácil, mas pra amenizar um pouquinho, pelo menos a piranha, a pescaria à noite na época da piracema, na época da desova dela (...) Ai, se abrir exceção nessa época e pegar a piranha, ai ajuda a eliminar. Ai nesse caso, pra não levar outros peixes, também tem que ter a fiscalização no desembarque.”*

(Lago Dom Helvécio, pescador com mais de 20 anos de experiência de pesca).

Já para aqueles pescadores que responderam haver necessidade de colocar/aumentar peixes, 41,7 % falaram que era preciso aumentar espécies nativas, 38,9 % falaram que seria bom colocar espécies não nativas, e 13,9 % foram indiferentes. Esses resultados refletem o objetivo citado pela maioria dos pescadores para justificar a necessidade de colocar peixes nos lagos: aumentar o número de espécies consideradas boas para a pesca, independentemente de serem nativas ou não. Abaixo seguem alguns trechos das entrevistas que abordam essa questão:

*“Colocar eu acho que deveria, seria importante. (...) Você tem peixes exóticos que poderiam ser introduzidos aqui, é questão de sociabilidade. (...) Nós podíamos trazer pr’ aqui o pirarucu, pirarara, trairão, peixes tudo típicos de lago.”*

*“Se colocasse mais qualidade de peixe em lagoa, que não seja predador, ia ser bom... igual a matrinxã, piau-uçu, por exemplo, não são predador. E é um peixe bom de comer, bom de pescar.”*

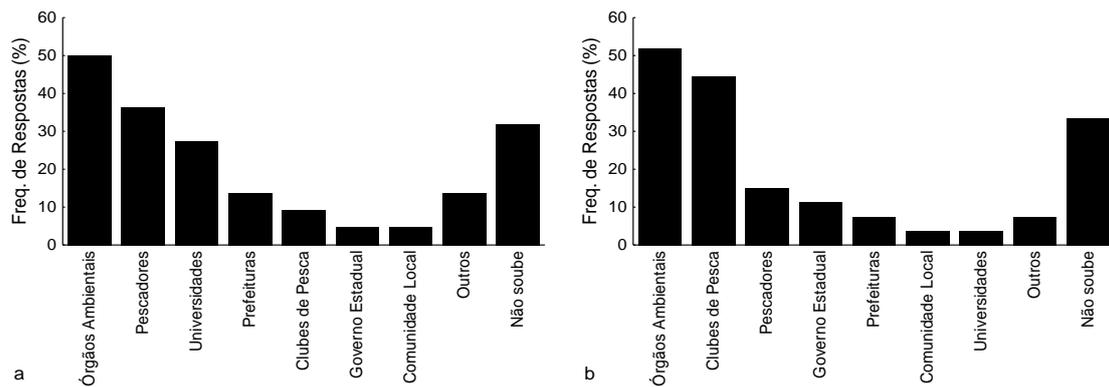
(Lago Aguapé, pescadores com mais de 20 anos de experiência de pesca).

*“Aqui pode colocar mais de outros peixes, não predador, mais de outros peixes. O Pacú, o tambaqui, pintado.”*

*“Colocar outras qualidades de peixes iguais as que tinha aqui antigamente e não tem mais, matrinxã, que sumiu daqui.”*

(Lago Jacaré, pescadores com mais de 20 anos de experiência de pesca).

Órgãos ambientais governamentais foram considerados pelos pescadores os principais responsáveis em auxiliar o manejo de espécies em lagos da região, não importando se o objetivo era retirar/diminuir ou colocar/aumentar espécies nos lagos (50 % e 51,8 %, respectivamente). Para o manejo de espécies visando à diminuição, também foram citados como possíveis agentes colaboradores os próprios pescadores (36,4 %) (Fig. 3a). No caso do aumento de espécies, os clubes de pesca da região foram citados por 44,4 % dos pescadores, quando questionados sobre quem poderia auxiliar no manejo (Fig. 3b).



**Fig. 3.** Frequência de respostas de pescadores entrevistados nos Dom Helvécio, Aguapé e Jacaré, bacia do médio Rio Doce, MG, quando perguntados sobre quem poderia auxiliar no manejo de peixes visando (a) retirar/diminuir espécies, e (b) colocar/aumentar espécies.

## DISCUSSÃO

A percepção das populações humanas sobre o ambiente em que estão inseridas, com seus conceitos e imagens individuais e coletivos (Maryn et al., 2003) tem se mostrado essencial em estudos conservacionistas, auxiliando no conhecimento do ambiente e, conseqüentemente, na valorização ecológica, econômica e social da biodiversidade (Pinheiro, 2004; Castillo et al., 2005; Fischer and Young, 2007).

Em se tratando de manejo de espécies invasoras, uma vez que na maioria das vezes a presença destas no ambiente é consequência de introduções intencionais (Gozlan et al., 2010), compreender a relação que a sociedade tem com essas espécies é essencial para a elaboração de planos de manejo, bem como para prevenir novas invasões (Simberloff et al., 2013).

Os resultados indicaram que os pescadores entrevistados conhecem a ictiofauna local e sabem o que são espécies introduzidas, apesar de não conseguirem identificar todas elas. Resultado semelhante foi encontrado por Lima et al. (2010) ao entrevistar moradores dos distritos de Cava Grande e Baixa Verde, localizados próximos ao PERD. No entanto, diferentemente do que foi verificado por esses autores, o grupo entrevistado no presente trabalho soube explicar como se deu a chegada da maioria das espécies não nativas.

Possivelmente, essa diferença se deve à natureza e ao local destas introduções. Segundo os relatos dos entrevistados, os pescadores que frequentam os clubes de pesca foram os principais responsáveis pelas introduções, seja para controle biológico, como parece ter sido o caso de *P. nattereri* no lago Jacaré, seja visando à pesca esportiva, como foi o caso de *C. kelberi*, *Piaractus mesopotamicus*, *Cyprinus carpio*, dentre outras.

A hipótese de que pescadores mais antigos teriam maior conhecimento sobre a composição e abundância das espécies foi confirmada em parte. Pescadores que frequentam os lagos há mais de 20 anos forneceram maiores detalhes sobre as espécies que ocorriam nestes e que desapareceram. No entanto, no que diz respeito à composição da ictiofauna, não foi possível verificar diferenças no conhecimento em relação ao tempo de experiência de pesca.

Durante a realização das entrevistas, foi observado que os pescadores normalmente se encontravam em grupos familiares ou de amigos. Assim, apesar do grupo entrevistado não se caracterizar como uma população tradicional e que vive da pesca, é possível que haja uma troca de conhecimento entre pescadores mais antigos e mais jovens, como observado por Paz and Begossi (1996) para populações caiçaras, o que proporcionou resultados mais homogêneos.

Já a classificação de abundância conferida para cada espécie pelos pescadores, com divergências quanto a espécies raras, abundantes e que desapareceram (ex. *Gymnotus* sp. no lago Dom Helvécio e *H. gr. malabaricus* no lago Jacaré) parece estar mais relacionada ao sucesso de pesca destas do que ao tempo de experiência de pesca. Ainda assim, os resultados sobre composição e abundância das espécies segundo a visão dos pescadores encontrados para o lago Jacaré foram muito semelhantes aos encontrados no presente estudo (ver capítulo I), tanto no que diz respeito às espécies abundantes (ex. *P. nattereri*, *H. gr. malabaricus*, *G. brasiliensis*) quanto no que diz respeito às espécies raras (ex. *Hoplerhythrinus unitaeniatus*, *Prochilodus cf. vimboides*).

Diversos estudos realizados com comunidades pesqueiras mostraram que o conhecimento etnoictiológico se assemelha ao conhecimento científico (Poizat and Baran, 1997; Mourão and Nordi, 2003; Thé and Nordi, 2006; Ramires et al., 2007; Begossi et al., 2012) e que este conhecimento é essencial no manejo das espécies de peixes (Pereira and Diegues, 2010; Machado et al., 2011).

Neste estudo, uma vez que os dados de composição e abundância de espécies fornecidos pelos pescadores são semelhantes aos dados científicos existentes (Sunaga & Verani, 1991; Godinho et al., 1994; Latini et al., 2004; Oporto, *presente estudo*), é possível inferir que os pescadores conhecem a ictiofauna local. Este conhecimento deve ser levado em consideração na hora de se avaliar a ocorrência e o desaparecimento de espécies nativas e não nativas nos lagos e a dispersão das não nativas no ambiente.

A despeito do conhecimento ictiofaunístico averiguado, os entrevistados não souberam explicar o porquê do desaparecimento de algumas espécies e da diminuição na abundância de

outras. É possível inferir que, apesar dos pescadores perceberem os impactos causados pelas espécies introduzidas, existe uma dificuldade em relacioná-los à presença da não nativa, o que é explicado pelo fato de impactos que ocorrem debaixo d'água não serem facilmente reconhecidos (Simberloff et al., 2013). A exceção ocorre para as espécies predadoras, principalmente *P. nattereri* e *C. kelberi*, cuja presença é relacionada ao desaparecimento de espécies de lambaris, impacto já identificado em estudos científicos (Godinho et al., 1994; Latini & Petreire Júnior, 2004; Fragoso-Moura et al., *dados não publicados*).

Foi possivelmente por conta desta percepção que os pescadores dos lagos Jacaré e Dom Helvécio, apresentaram uma opinião diferente dos pescadores do lago Aguapé quando questionados sobre a necessidade de diminuir ou retirar alguma espécie. Assim, a presença de espécies não nativas predadoras parece exercer mais influência na percepção do pescador com relação a importância do manejo de espécies invasoras do que o fato deles frequentarem ou não o PERD.

A maioria dos pescadores citou *P. nattereri* quando indagados sobre qual espécie deveria ser retirada ou ter sua abundância reduzida. No entanto, não houve um consenso sobre porque retirar ou diminuir. É possível que as respostas sejam em função não do impacto que espécie causa, mas sim por sua reputação, sendo considerada agressiva e perigosa (Queiroz and Magurran, 2005). Além disso, alguns relatos indicam que a carne de *P. nattereri* não é apreciada pelos pescadores, fazendo com que estes não tenham interesse em pescá-la.

A necessidade de aumentar ou colocar espécies foi um consenso entre os entrevistados, indiferentemente da localização do lago ou da presença de não nativas predadoras. Assim, é possível inferir que a importância conferida ao manejo de espécies está intrinsecamente ligada à atividade de pesca, existindo uma dificuldade em conciliar conservação com a vontade de “ter mais peixe para pescar”.

Este é um dos resultados mais preocupantes, pois mostra que o trabalho de conscientização realizado pelo PERD, no que tange ao manejo de espécies não nativas (entrega de cartilhas explicativas; IEF, <http://www.ief.mg.gov.br>), não está sendo eficiente. Apesar dos pescadores conhecerem as espécies introduzidas, eles não assimilam o conhecimento que é passado, e com isso não compreendem os impactos da invasão biológica.

Ainda assim, os resultados obtidos indicam que os entrevistados percebem a importância do pescador no manejo de espécies. Uma vez que agregar o conhecimento local ao conhecimento científico tem sido considerado o caminho mais promissor para o sucesso das ações de manejo de espécies invasoras e de prevenção de novas invasões (Larson et al., 2011; Schüttler et al., 2011; Carey et al., 2012) e, considerando o papel do PERD para a

conservação da diversidade local, é essencial uma reformulação do trabalho proposto, sendo aconselhável a inserção não só de moradores do entorno da unidade de conservação (Lima et al., 2010), mas também dos pescadores durante o processo.

Partindo da prática de manejo já existente no lago Dom Helvécio, que consiste da permissão de pesca amadora somente de exemplares de espécies não nativas (IEF, <http://www.ief.mg.gov.br>), é possível elaborar uma proposta de manejo mecânico que integre conhecimentos das espécies e técnicas de pesca tanto dos pescadores locais quanto de pesquisas científicas. Assim, as ações consistiriam de despescas seletivas de exemplares não nativos, utilizando diferentes petrechos de pesca (ex. vara e molinete, redes de emalhar, tarrafas e arrastos), que seriam planejadas e elaboradas de forma contínua e em conjunto, entre pesquisadores, pescadores e gerência do PERD.

Juntamente com este trabalho, também seriam realizadas atividades de educação ambiental no PERD e entorno, visando impedir, no sistema lacustre do médio Rio Doce, tanto a introdução de novas espécies (princípio da precaução), quanto a dispersão por ação antrópica das espécies já existentes.

Todas estas atividades possibilitam o controle das populações de espécies de peixes invasoras, minimizando seus impactos negativos na comunidade ictiofaunística e no ecossistema.

## REFERÊNCIAS

- Begossi, A., Salyvonchik, S., Nora, V., Lopes, P.F., Silvano, R.A., 2012. The paraty artisanal fishery (southeastern Brazilian coast): ethnoecology and management of a social-ecological system (SES). *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 8, 22.
- Bremner, A., Park, K., 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biol. Conserv.* 139, 306–314.
- Britton, J.R., Gozlan, R.E., Copp, G.H., 2011. Managing non-native fish in the environment. *Fish Fish.* 12, 256–274.
- Carey, M.P., Sanderson, B.L., Barnas, K.A., Olden, J.D., 2012. Native invaders – challenges for science, management, policy, and society. *Front. Ecol. Environ.* 10, 373–381.
- Casal, C.M. V., 2006. Global Documentation of Fish Introductions: the Growing Crisis and Recommendations for Action. *Biol. Invasions* 8, 3–11.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C., 2005. Understanding the Interaction of Rural People with Ecosystems: A Case Study in a Tropical Dry Forest of Mexico. *Ecosystems* 8, 630–643.
- Crosby, A.W., 1972. *The Columbian exchange: biological and cultural consequences of 1492.* Greenwood, Westport.

- D'Evelyn, S.T., Tarui, N., Burnett, K., Roumasset, J.A., 2008. Learning-by-catching: uncertain invasive-species populations and the value of information. *J. Environ. Manage.* 89, 284–92.
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação*, 2nd ed. Fundação Biodiversitas.
- Fischer, A., Young, J.C., 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biol. Conserv.* 136, 271–282.
- García-Llorente, M., Martín-López, B., González, J.A., Alcorlo, P., Montes, C., 2008. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biol. Conserv.* 141, 2969–2983.
- Godinho, A.L., 1996. *Peixes do Parque Estadual do Rio Doce*. Instituto Estadual de Florestas / Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Godinho, A.L., Fonseca, M.T., Araújo, L.M., 1994. The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes, in: Pinto-Coelho, R.M., Giani, A., Von Sperling, M. (Eds.), *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies*. SEGRAC, Belo Horizonte, pp. 77–83.
- Gozlan, R.E., 2008. Introduction of non- • native freshwater fish: is it all bad? *Fish Fish.* 9, 106–115.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I., Copp, G.H., 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J. Fish Biol.* 76, 751–786.
- Hammer O., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001) PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologica Electronica*. *Palaeontol Electronic* 4:1–9.
- Hayes, K.R., Barry, S.C., 2007. Are there any consistent predictors of invasion success? *Biol. Invasions* 10, 483–506.
- Larson, D.L., Phillips-Mao, L., Quiram, G., Sharpe, L., Stark, R., Sugita, S., Weiler, A., 2011. A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *J. Environ. Manage.* 92, 14–22.
- Latini, A.O., Lima-Junior, D.P., Giacomini, H.C., Latini, R.O., Resende, D.C., Espírito-Santo, H.M.V., Barros, D.F., Pereira, T.L., 2004. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana* 5, 135–142.
- Latini, A.O., Petrere Júnior, M., 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fish. Manag. Ecol.* 11, 71–79.
- Lima, F.P., Latini, A.O., Marco Jr., P. de, 2010. How are the lakes? Environmental perception by fishermen and alien fish dispersal in Brazilian tropical lakes. *Interciencia* 35, 84–91.
- Machado, I.C., Nordi, N., Henriques, M.B., Cardoso, T.A., Pereira, O.M., 2011. A integração da pesquisa ao conhecimento ecológico local no subsídio ao manejo: variações no estoque natural da ostra de mangue *Crassostrea* spp. na reserva extrativista do Mandira, Cananéia-SP, Brasil. *Ambient. Soc.* XIV, 1–22.

- Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689–710.
- Maillard, P., Pivari, P.O., Pires-Luiz, C.H., 2012. Remote Sensing for Mapping and Monitoring Wetlands and Small Lakes in Southeast Brazil, in: Chemin, Y. (Ed.), *Remote Sensing of Planet Earth*. pp. 23–46.
- Marchetti, M., Moyle, P., Levine, R., 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non- • native fishes across invasion stages in California. *Freshw. Biol.* 49, 646–661.
- Maryn, A.A., Oliveira, H.T., Comar, V., 2003. A educação ambiental num contexto de complexidade do campo teórico da percepção. *Interciencia* 28, 616–619.
- Mourão, J. da S., Nordi, N., 2003. Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 29, 9–17.
- Paz, V., Begossi, A., 1996. Ethnoichthyology of Gamboa fishermen of Sepetiba Bay, Brazil. *J. Ethnobiol.* 16, 157–168.
- Pereira, B.E., Diegues, A.C., 2010. Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. *Desenvolv. e Meio Ambient.* 37–50.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52, 273–288.
- Pinheiro, L., 2004. Da ictiologia ao etnoconhecimento: saberes populares, percepção ambiental e senso de conservação em comunidade ribeirinha do rio Pirai, Joinville, Estado de Santa Catarina. *Acta Sci. Biol. Sci.* 26, 325–334.
- Pluess, T., Cannon, R., Jarošík, V., Pergl, J., Pyšek, P., Bacher, S., 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biol. Invasions* 14, 1365–1378.
- Poizat, G., Baran, E., 1997. Fishermen ' s knowledge as background information in tropical fish ecology□ : a quantitative comparison with fish sampling results. *Environ. Biol. Fishes* 50, 435–449.
- Queiroz, H., Magurran, A.E., 2005. Safety in numbers? Shoaling behaviour of the Amazonian red-bellied piranha. *Biol. Lett.* 1, 155–7.
- Ramires, M., Molina, S.M., Hanazaki, N., 2007. Etnoecologia caiçara: o conhecimento dos pescadores artesanais sobre aspectos ecológicos da pesca. *Biotemas* 20, 101–113.
- Richter, B., Braun, D., Mendelson, M., Master, L., 1997. Threats to imperiled freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 11, 1081–1093.
- Schüttler, E., Rozzi, R., Jax, K., 2011. Towards a societal discourse on invasive species management: A case study of public perceptions of mink and beavers in Cape Horn. *J. Nat. Conserv.* 19, 175–184.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28, 58–66.

- Simberloff, D., Stiling, P., 1996. Risks of species introduced for biological control. *Biol. Conserv.* 78, 185–192.
- Speziale, K.L., Lambertucci, S.A., Carrete, M., Tella, J.L., 2012. Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biol. Invasions* 14, 1609–1621.
- Stokes, K.E., O’Neill, K.P., Montgomery, W.I., Dick, J.T.A., Maggs, C.A., McDonald, R.A., 2006. The Importance of Stakeholder Engagement in Invasive Species Management: A Cross-jurisdictional Perspective in Ireland. *Biodivers. Conserv.* 15, 2829–2852.
- Sunaga, T., Verani, J.R., 1991. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Verhandlungen Int. Vereinigung für Theor. und Angew. Limnol.* 24, 2563–2566.
- Thé, A.P.G., Nordi, N., 2006. Common Property Resource System in a Fishery of the São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. *Hum. Ecol. Rev.* 13, 1–10.
- Vasconcellos, M.G., Assunção, A.M., Soares, A.S., Lucca, J.V., Verani, J.R., Fenerich-Verani, N., Rocha, O., 2005. Análise da diversidade de espécies de peixes em 4 lagoas do Sistema de Lagos do Vale do Médio Rio Doce - MG, em relação à ocorrência de espécies exóticas, in: Rocha, O., Espíndola, E.L.G., Fenerich-Verani, N., Verani, J.R., Rietzler, A.C. (Eds.), *Espécies Invasoras Em Águas Doces: Estudos de Caso e Propostas de Manejo*. EDUFScar, São Carlos, pp. 119–129.
- Vieira, F., 2009. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. *MG - Biota* 2, 5–22.
- Vitousek, P.M., D’Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M., Westbrooks, R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N. Z. J. Ecol.* 21, 1–16.
- Vitule, J.R.S., Freire, C.A., Simberloff, D., 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish Fish.* 10, 98–108.
- Young, A.M., Larson, B.M.H., 2011. Clarifying debates in invasion biology: a survey of invasion biologists. *Environ. Res.* 111, 893–8.
- Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H. a., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends Ecol. Evol.* 16, 454–459.

**APÊNDICE A – Questionário aplicado durante as entrevistas.**

I - IDENTIFICAÇÃO			
Entrevista N.º:		Entrevistador:	
Data da Entrevista:		Lagoa:	
Nome do Entrevistado:			
Idade:		Município de residência	
Escolaridade:	<input type="checkbox"/> Fundamental incompleto	<input type="checkbox"/> Fundamental completo	<input type="checkbox"/> Médio Incompleto
	<input type="checkbox"/> Médio Completo	<input type="checkbox"/> Superior Incompleto	<input type="checkbox"/> Superior Completo
Ocupação:			
II - ATIVIDADE PESQUEIRA			
Por que pesca?	<input type="checkbox"/> Lazer	<input type="checkbox"/> Subsistência	<input type="checkbox"/> Alimentação
	<input type="checkbox"/> Outro :		
Quais lagoas da região costuma pescar:	<input type="checkbox"/> Lagoa do Bispo	<input type="checkbox"/> Aguapé	<input type="checkbox"/> Jacaré
	<input type="checkbox"/> Lagoa da Barra	<input type="checkbox"/> Mescla	<input type="checkbox"/> Águas Claras
	<input type="checkbox"/> Lagoa Silvana	<input type="checkbox"/> Ferrugem	<input type="checkbox"/> Outra:
Pesca na lagoa desde quando?			
Frequencia de pesca na lagoa:	<input type="checkbox"/> 1a. Vez	<input type="checkbox"/> Bimestralmente	<input type="checkbox"/> Semestralmente
	<input type="checkbox"/> Semanalmente	<input type="checkbox"/> Trimestralmente	<input type="checkbox"/> 1 a 2 vezes / mês
	<input type="checkbox"/> Outro:		
Qual época em que pesca na região:	<input type="checkbox"/> Finais de semana	<input type="checkbox"/> Entre agosto e Novembro	
	<input type="checkbox"/> Feriados	<input type="checkbox"/> Entre fevereiro e Junho	
	<input type="checkbox"/> Julho	<input type="checkbox"/> Outro:	
Como prefere pescar:	<input type="checkbox"/> Barranco	<input type="checkbox"/> Embarcado	<input type="checkbox"/> Outro:
Instrumento de pesca:	<input type="checkbox"/> Molinete	<input type="checkbox"/> Linha de Espera	<input type="checkbox"/> Outro:
III - CONHECIMENTO ICTIOFAUNÍSTICO			
Frequencia de peixes que ocorrem na lagoa:			
Peixes mais pescados			
Peixes mais raros			
Outros pescados:			
Tem peixe que pegava aqui e que não pesca mais? Se sim, qual?			
Há épocas diferentes para pegar cada peixe? Quais?			

**APÊNDICE A – Questionário aplicado durante as entrevistas (continuação).**

<b>III - CONHECIMENTO ICTIOFAUNÍSTICO (continuação)</b>		
Os peixes da lagoa mudaram desde a primeira vez que você veio? Se sim, como?		
Sabe se alguns desses peixes foram trazidos de fora da região? Se sim, quais?		
Se respondeu <b>sim</b> na pergunta anterior, sabe como os peixes chegaram nas lagoas?		
<b>IV - CONSERVAÇÃO</b>		
Você conhece algum estudo sobre peixes da região? Se sim, qual?		
O que você acha dos estudos sobre peixe na região?		
Há, em sua opinião, necessidade de retirar ou colocar algum peixe nas lagoas da região? Qual?		
Se respondeu <b>retirar ou colocar</b> na pergunta acima, como pode ser feita a retirada?		
Ainda com relação à retirar (ou colocar) peixes, quem você acha que pode ajudar?		
<b>PARA PREENCHIMENTO DO PESQUISADOR</b>		
Soube diferenciar espécies nativas de não-nativas?	O sim	O não
Soube identificar todas as espécies não-nativas presentes na lagoa?	O sim	O não
<b>OBSERVAÇÕES</b>		

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados encontrados no presente estudo (Fig. 1) possibilitaram uma maior compreensão do processo de invasão de peixes não nativos no sistema lacustre do médio Rio Doce, evidenciando a adaptação desses ao novo ambiente e seus impactos na estrutura da comunidade invadida, bem como o papel do ser humano no histórico de introdução e dispersão de espécies não nativas, sendo detectada uma dificuldade por parte dos pescadores em conciliar a conservação com a vontade de “ter mais peixe para pescar”.

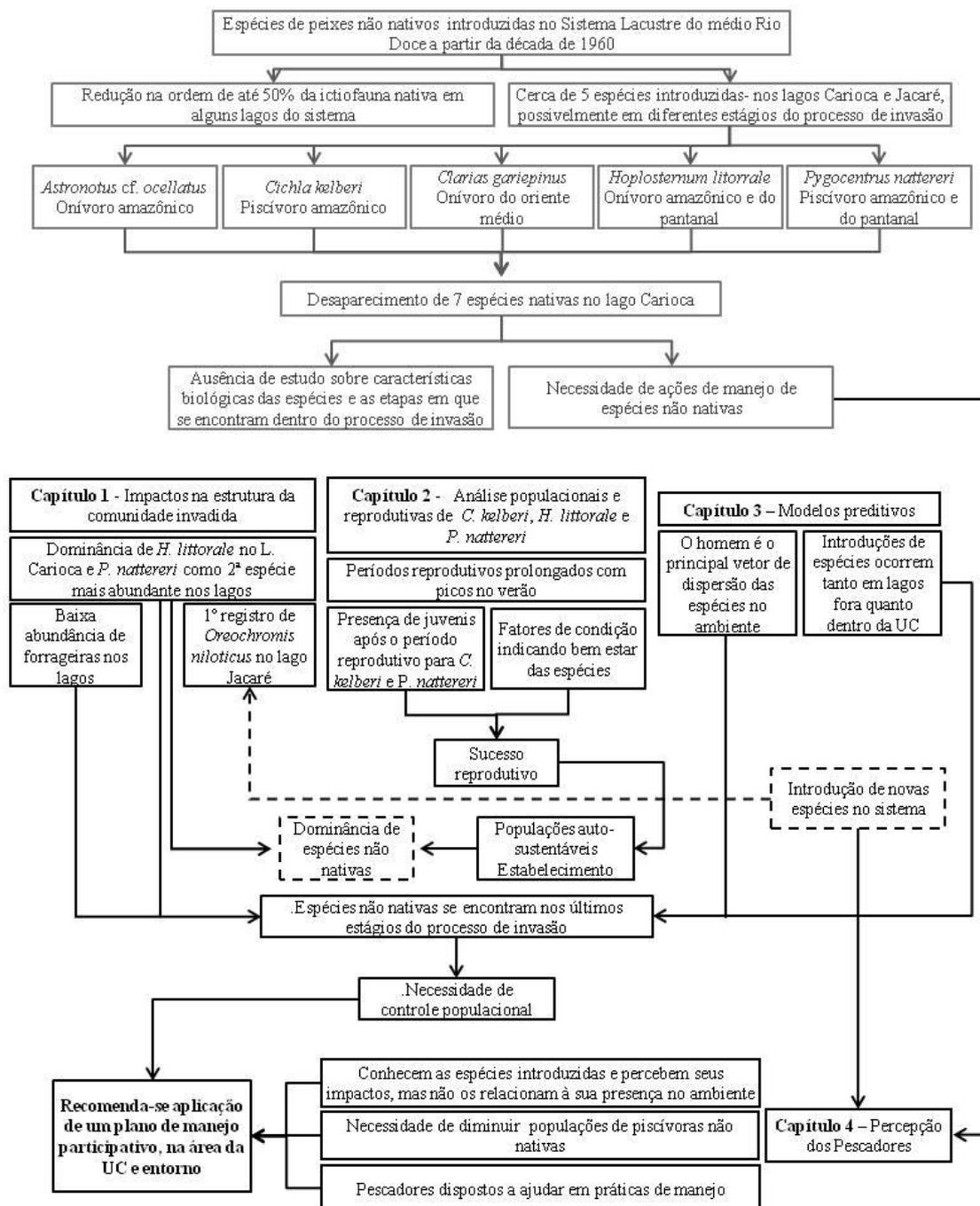
Estes resultados permitiram concluir que, a despeito de serem espécies brasileiras, *A. cf. ocellatus*, *C. kelberi*, *H. littorale* e *P. nattereri* são invasoras no sistema estudado, assim como a exótica *C. gariepinus*, encontrando-se nos últimos estágios do processo de invasão. Assim, qualquer medida de mitigação a ser planejada deve priorizar o controle populacional destas espécies nos lagos invadidos, sendo inviável a sua erradicação.

No que diz respeito à presença de *O. cf. niloticus* no lago Jacaré, considerando a ausência desta espécie nos estudos anteriores, e que, no início do ano de 2010 foram instalados no lago tanques-rede para cultivo de tilápias, a captura de dois exemplares significa que provavelmente houve escape para o ambiente. Assim, *O. cf. niloticus* se encontra no início do processo de invasão (espécie ainda não-estabelecida), sendo viável sua retirada do ambiente. No entanto, se nenhuma atitude for tomada, esta espécie, de alto poder de invasão poderá se estabelecer no lago e se dispersar para outros lagos da região.

Uma vez que a prevenção é considerada uma das principais etapas do plano de mitigação de invasão biológica e que a inclusão da comunidade local é essencial para o sucesso de ações de manejo de espécies invasoras, é aconselhável que o plano de manejo existente no Parque Estadual do Rio Doce seja reformulado e ampliado para área de entorno, realizando um trabalho em conjunto com pescadores locais que vise agregar conhecimentos científicos e populares, possibilitando prevenir novas introduções, bem como controlar populações de espécies invasoras já existentes.

É importante ressaltar, entretanto, que, até o momento, somente os danos ecológicos da invasão de peixes em lagos do médio Rio Doce foram avaliados, sendo desconhecidos possíveis danos sócio-econômicos. Além disso, nenhuma ação de manejo será bem sucedida se não ocorrerem mudanças tanto na percepção dos pescadores locais, quanto na percepção da sociedade e do governo, que consideram peixes, acima de tudo, um recurso alimentar, não compreendendo os riscos de se introduzir espécies não nativas para a conservação da comunidade nativa.

Assim, espera-se que os resultados obtidos neste estudo auxiliem na formulação de um plano de manejo participativo que vise o controle populacional de espécies não nativas e a prevenção a novas invasões, e onde os principais atores envolvidos (instituição governamental, sociedade local, pescadores e pesquisadores) sejam considerados desde o início, permitindo o repasse e a assimilação do conhecimento por todas as partes, e, com isso, garantindo a eficiência do manejo.



**Fig. 1** Fluxograma resumo da tese. Caixas em cinza contêm introdução e objetivo geral, caixas em preto compõem os resultados e perspectivas e caixas tracejadas indicam possíveis efeitos dos resultados encontrados. A linha tracejada indica relação indireta entre resultados obtidos e consequências esperadas.