



Universidade Federal do Amapá - UNIFAP
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA/AP
Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá - IEPA
Conservação Internacional/Brasil - CI - Brasil
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical - PPGBIO

LUANA SILVA BITTENCOURT

***Oreochromis niloticus* e diagnóstico de sua fauna parasitária
como ferramenta da avaliação de ameaça dessa invasão
biológica na bacia do Igarapé Fortaleza, Macapá (AP)**

Macapá/AP
2012

LUANA SILVA BITTENCOURT

***Oreochromis niloticus* e diagnóstico de sua fauna parasitária
como ferramenta da avaliação de ameaça dessa invasão
biológica na bacia do Igarapé Fortaleza, Macapá (AP)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO),
Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), para
obtenção do Título de Mestre em Biodiversidade
Tropical.

Área de concentração: Caracterização da
Biodiversidade.

Orientador: Dr. Marcos Tavares-Dias.

Macapá/AP

2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Processamento Técnico da Biblioteca da Universidade do Estado do Amapá

B624o Bittencourt, Luana Silva

Oreochromis niloticus e diagnóstico de sua fauna parasitária como ferramenta da avaliação de ameaça dessa invasão biológica na bacia do Igarapé Fortaleza, Macapá-AP. / Luana Silva Bittencourt - Macapá, 2012.

117 f.

Orientador: Dr. Marcos Tavares Dias

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amapá,
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical – PPGGIO,
2012.

Parasitologia. 2. Dispersão. 3. Peixes. 4. Invasão biológica. I. Dias, Marcos Tavares. II. Universidade Federal do Amapá. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical - PPGGIO. V. Título.

CDD 22.ed. 616.96098116

***Oreochromis niloticus* e diagnóstico de sua fauna parasitária
como ferramenta da avaliação de ameaça dessa invasão
biológica na bacia do Igarapé Fortaleza, Macapá (AP)**

Dr. Marcos Tavares Dias
Orientador - Embrapa Amapá

Dr. José Luis Fernando Luque Alejos
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ

Dra. Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Dr. Flávio Henrique Ferreira Barbosa
Universidade Federal do Amapá – UNIFAP

A Deus, pela vida;
Aos meus pais Antonio e Lúcia;
As minhas irmãs Lana e Luciana e sobrinhos;
Ao meu esposo Cristovão;
A todos os meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, sobretudo, por me dar coragem, sabedoria e paciência.

Aos meus pais Antônio José Bittencourt e, em especial, Maria Lúcia Barros Silva, pela educação transmitida e apoio nas escolhas feitas na vida;

Ao Cris, companheiro, belo e teimoso, pela compreensão e apoio incondicional durante todo esse tempo de estudo;

Às minhas irmãs Lana e Luciana, que renovam as minhas forças para continuar sempre em frente;

Aos meus sobrinhos amados Gustavo Emanuel e Alice, que me enchem diariamente de felicidade, tornam minha vida mais feliz;

À minha maravilhosa família, por me amar com todos os meus defeitos e qualidades, além do grande incentivo na luta da vida;

Ao meu querido orientador Dr. Marcos Tavares Dias, por acreditar que eu conseguiria e pelo exemplo de competência e ousadia que muito inspiraram na elaboração desta dissertação;

A Universidade Federal do Amapá e ao Programa de Mestrado em Biodiversidade Tropical pela estrutura física e oportunidade concedida;

A todos os professores e colaboradores, que transmitiram seus conhecimentos, que brilhantemente incentiva os alunos a seguirem com perseverança na caminhada científica;

À Embrapa Amapá, pela estrutura e apoio logístico prestado para a realização do trabalho;

Aos colegas de Laboratório de Sanidade de Organismos Aquáticos da Embrapa Amapá (Márcia Kely, Renata, Douglas, Lígia, Maycon, Marcos Sidney, Evandro, Rayssa, Daniel Montagner e Natália) e estagiários da UEAP (Elinaí, Ivan, Kath, Regina, Cayto, Tayane, Glauce) pela ajuda incansável pelo companheirismo nas atividades diárias;

À Natalia Marchiori do Laboratório de Sanidade de Organismos Aquáticos (AQUOS), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, pelo grande auxílio na identificação das espécies de Trichodinidae;

À Dra. Berenice M. M. Fernandes e Dra. Melissa Querido Cárdenas, do Laboratório de Helmintos Parasitos de Peixes da FIOCRUZ, Rio de Janeiro, pelo grande auxílio na identificação taxonômica de Digenea e Nematoda, respectivamente.

Ao MSc. Uédio Robds Leite da Silva, pelo auxílio no georeferenciamento.

Aos pescadores (em especial, ao Zeca) que conheci ao longo deste trajeto, pela ajuda incansável nas coletas;

Aos grandes amigos e colegas de Mestrado, pelas longas horas de estudo e de alegrias e que hoje fazem parte da minha vida intensamente.

Ao amigo Maurício Abdon, pela incansável disposição em ajudar a todos sempre.

À amiga Elane Cunha, por estar presente nas mais diversas situações da vida.

A todos os amigos e colegas que conheci no Estado do Amapá, por me acolherem e que de alguma forma contribuíram em experiências.

A realização deste trabalho não seria possível sem a colaboração de inúmeras pessoas, que direta ou indiretamente participaram com pequenas e grandes contribuições, porém, igualmente valiosas.

Agradecer nominalmente a cada uma delas é tarefa quase impossível.

PREFÁCIO

Esta Dissertação está dividida em dois capítulos (artigos). O primeiro capítulo refere-se à dispersão e ao estabelecimento da tilápia-do-nilo e de ciclídeos nativos da bacia do Igarapé Fortaleza. Seguirá as normas do periódico Fisheries Management and Ecology (anexo 1). O segundo capítulo descreve a fauna parasitária da tilápia-do-nilo e de ciclídeos nativos da região, além dos impactos da tilápia-do-nilo na abundância, e na transmissão de parasitos exóticos desta entre os ciclídeos, nativos. Seguirá as normas do periódico Hydrobiologia (anexo 2). A introdução geral e as referências gerais seguirão as normas de VANCOVER, nas diretrizes para normalização do documento impresso e eletrônico de teses e dissertações da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) - Sistema de Bibliotecas/2009).

RESUMO

Este trabalho estudou a dispersão e o estabelecimento da tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, estado do Amapá e comparou sua fauna de parasitos com 16 espécies de Cichlidae nativos. Um total de 576 peixes foi coletado no canal principal e na planície de inundação, dos quais 218 peixes foram *O. niloticus* e 358 foram espécies de 16 ciclídeos nativos. Na região, após cerca de 8 a 9 anos da introdução da *O. niloticus* ocorreu uma dispersão, causando pressão sobre as espécies de ciclídeos nativos, os quais encontram-se em baixa densidade populacional, principalmente na planície de inundação, local de sua reprodução, abrigo e alimentação. Na região, o sucesso no estabelecimento desse peixe invasor foi devido às boas condições alimentares encontradas, à falta de pressão de pesca no novo ambiente e ao baixo parasitismo. Em *O. niloticus*, somente brânquias foram parasitadas por *Ciclidogyrus tiliapae* e ciliados *Ichthyophthirius multifiliis*, *Paratrichodina africana*, *Trichodina nobilis* e *Trichodina centrostrigeata*. Nas espécies de ciclídeos nativos, a rica fauna de helmintos foi composta predominantemente por 10 espécies de Monogeneoidea, 6 Nematoda, 7 Digenea, 4 Acantocephala e 2 Cestoda, e somente o triconideo exótico *T. nobilis* foi adquirido por ciclídeo nativo, o *Aequidens tetramerus*. Algumas espécies de ciclídeos nativos foram também parasitadas por *Piscinoodinium pillulare* e *I. multifiliis*, ambos protozoários de origem desconhecida, mas somente *Tripartiella tetramerii* nova espécie de tricodinídeo nativa parasitou ciclídeo nativo, o *A. tetramerus*. Este foi o primeiro relato de *T. nobilis* e *T. centrostrigeata* em peixes de ambiente natural no Brasil e ocorreu na Amazônia oriental e, além disso, ampliou a ocorrência de *T. nobilis* para mais um hospedeiro, o *A. tetramerus*. Essa invasão da *O. niloticus* poderá comprometer a população de ciclídeos nativos e, conseqüentemente, a comunidade da ictiofauna da região.

Palavras-chave: Amazônia, Cichlidae, Espécie exótica, Parasitos, Peixe de água doce.

ABSTRACT

In the early 90s, *Oreochromis niloticus* were introduced into fish farms in eastern Amazon, estuarine area of northern Brazil; however, the potential impact of this invasion in that natural ecosystem has never been assessed. The present work studied the impacts caused by the invasion and establishment of *O. niloticus* in a tributary of the Amazon River, Igarapé da Fortaleza basin, State of Amapá, on the populations of 16 species of native freshwater cichlids from this region. Due to the escapes and deliberate releases of the Nile tilapia in some fish farms, *O. niloticus* dispersed and established itself successfully in this natural Amazon ecosystem, especially in the area where the endemic species of cichlid live, feed and spawn. Several factors that contributed to this establishment were discussed. The invasion of *O. niloticus* is causing pressure on the populations of endemic cichlids, which show low population density, as in the study area, 72.7% of the cichlids biomass (native and non-natives) is constituted by this invasive tilapia. Consequently, the catch per unit of effort - CPUE (0.641 Kg.h^{-1}) for the 16 species of endemic cichlids is much smaller compared with the values of the CPUE (2.489 Kg.h^{-1}) for *O. niloticus*. The results indicate the need for a management plan to control this invasive fish in the region and to avoid a drastic extinction of endemic species of cichlids. Moreover, they are also useful for government decision making (state and federal institutions) in relation to the approval of the introduction of nonnative species, for any purpose.

Keywords: Amazon, Biological Invasion, Cichlidae, Exotic Species, Freshwater Fish, Parasites.

Lista de Figuras

Introdução

Figura 1. Mapa das áreas inundáveis (ressacas) dos municípios de Macapá e Santana, Estado do Amapá.....16

Figura 2. Representação esquemática de quatro simbiotomas para peixes exóticos na Itália (Galli et al., 2005)24

Capítulo I

Figura 1. Mapa destacando os locais da dispersão de *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, Amazônia oriental, Brasil.....51

Figura 2. Relação peso-comprimento de *O. niloticus* coletadas na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil54

Figura 3. Fator relativo de condição (K_n) de *O. niloticus* coletadas no canal principal e áreas inundáveis da bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil55

Capítulo II

Figura 1. Locais de coleta de espécies de Cichlidae nativos e *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, Amazônia oriental, Brasil71

Figura 2. Riqueza de espécies (número de espécies) de parasitos nos peixes hospedeiro de acordo com o sítio de infecção e locais de coleta na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.....75

Lista de Tabelas

Capítulo I

Tabela 1. Peso corporal e comprimento total das espécies de Cichlidae capturados na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia, Brasil. Dados representam valores médio \pm desvio padrão.....52

Tabela 2. Produtividade em número e biomassa de Cichlidae coletados na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.56

Capítulo II

Tabela 1. Peso corporal e comprimento total das espécies de Cichlidae coletada na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia, Brasil. Dados representam valores médio \pm desvio padrão.73

Tabela 2. Riqueza de espécies (número de espécies) de parasitos por grupos taxonômicos em 16 espécies de Cichlidae nativos e o hospedeiro exótico na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.74

Tabela 3. Parasitos em espécies de Cichlidae nativos e exótico de áreas inundáveis da bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil. P: Prevalência, IM: Intensidade média.....77

Tabela 4. Parasitos em espécies de Cichlidae nativos e exótico do canal principal do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil. P: Prevalência, IM: Intensidade média.....78

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
A bacia do Igarapé Fortaleza.....	15
A tilápia-do-nilo <i>Oreochromis niloticus</i>	18
Os acarás, peixes nativos da família Cichlidae	20
A introdução de peixes e parasitos não-nativos	21
Variáveis físico-químicas da água e parasitos em peixes	28
PROBLEMA	32
HIPÓTESES	32
OBJETIVOS	33
Geral	33
Específicos	33
REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO 1. Impactos da invasão da tilápia-do-nilo <i>Oreochromis niloticus</i> (Cichlidae) na Amazônia oriental, Brasil	43
Resumo	45
Introdução	46
Material e Métodos	48
<i>Caracterização da área de estudo</i>	48
<i>Coletas dos peixes e procedimentos de análises</i>	49
Resultados	50
Discussão	57
Agradecimentos	61
Referências	61
CAPÍTULO 2. Parasitos em espécies de Cichlidae nativos da Amazônia oriental (Brasil) e <i>Oreochromis niloticus</i>, uma espécie invasora	64
Resumo	66
Introdução	67
Material e Métodos	69
<i>Caracterização da área de estudo</i>	69
<i>Peixes e procedimentos de coletas</i>	70

<i>Análises parasitológicas</i>	72
<i>Parâmetros físico-químicos</i>	72
Resultados	73
Discussão	81
Agradecimentos	88
Referências	88
CONCLUSÕES	93
ANEXOS	
Anexo 1: Normas do periódico Fisheries Management and Ecology	96
Anexo 2: Normas do periódico Hydrobiologia	107

INTRODUÇÃO

O estado do Amapá está inserido na bacia amazônica (Amazônia oriental) onde encontra-se a bacia do Igarapé Fortaleza, um tributário do Rio Amazonas. A bacia do Igarapé Fortaleza estende-se pelos municípios de Macapá e Santana e além de seu curso principal possui as áreas inundáveis, com características bastante peculiares, chamadas localmente de “ressaca”. Essas áreas inundáveis são fortemente influenciadas pela elevada pluviosidade da Amazônia e pelas marés do Rio Amazonas (Takyama et al., 2004).

As áreas inundáveis servem como abrigo e alimentação para diversas espécies de peixes, especialmente nas primeiras fases de seu desenvolvimento (Gama e Halboth, 2004), incluindo os ciclídeos conhecidos vulgarmente como acarás. Assim, é uma importante área de preservação ambiental (APP) do estuário amazônico, mas apesar disso, esta área é intensamente ocupada para habitações residenciais, principalmente na cidade de Macapá. Essa ocupação urbana além de representar sérios problemas para aqueles que residem nestas áreas úmidas, pode comprometer a biodiversidade desses espaços, incluindo a ictiofauna dessa área de APP.

A ocupação populacional vem causando perda na qualidade dos recursos hídricos, desmatamento de matas ciliares e conseqüentemente perda de biodiversidade, uma vez que para habitar esses locais é necessário o desmatamento (Silva et al., 2005) e o aterramento (Portilho, 2010). Assim, essa ocupação vai redefinindo a função natural das áreas inundáveis e reduzindo os seus espaços (Portilho, 2010). Além disso, recentemente, nessas áreas inundáveis é observada a presença da tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*, um Cichlidae originário do Rio Nilo (África) e introduzido em pisciculturas de Macapá. Assim, há uma preocupação sobre os possíveis impactos que esse peixe poderá causar à ictiofauna nativa. Porém, os impactos ambientais da introdução desse peixe nesse ecossistema aquático estuarino são ainda desconhecidos.

No estado do Amapá, em 1970, uma indústria de mineração introduziu tilápia-do-nilo *O. niloticus* na tentativa de aproveitar as áreas escavadas para o cultivo deste peixe, mas não há registro do sucesso deste

empreendimento. Em 1994, houve a introdução da tilápia-do-nilo, quando alevinos foram obtidos para cultivo em algumas pisciculturas de Macapá (Tavares-Dias, 2011). Posteriormente, houve escapes dessas pisciculturas devido às inundações causadas pelas fortes chuvas da região, uma vez que algumas destas pisciculturas estavam dentro ou próximas às áreas inundáveis.

Além disso, com o passar do tempo houve desinteresse dos piscicultores no cultivo dessa tilápia não-sexualmente revertida, que subsequentemente, foi descartada para corpos de água naturais (Gama, 2008). Tais ações parecem ter promovido uma dispersão da tilápia-do-nilo na bacia do Igarapé Fortaleza, área urbana de Macapá (AP). Isso pode comprometer as espécies da ictiofauna local, especialmente as espécies de ciclídeos nativos (acarás), peixes com hábitos ecológicos similares aos dessa tilápia exótica, levando a redução da densidade populacional dos acarás e transmissão de novos parasitos e doenças. Contudo, na região, embora haja registros de escapes e descartes de tilápia-do-nilo de pisciculturas, não há ainda qualquer estudo sobre os possíveis impactos dessa introdução sobre a ictiofauna nativa da bacia do Igarapé Fortaleza.

A bacia do Igarapé Fortaleza

A bacia do Igarapé Fortaleza abrange uma superfície de aproximadamente 195 km, compreendida entre as latitudes 00°05'13" N e 00°03'43" S, e as longitudes 51°04'37" W e 51°09'57" W, na zona urbana de Santana e Macapá, e possui um curso principal que se estende do Rio Amazonas até a Lagoa dos Índios (Figura 1). Sua área de influência se estende pelos "braços" de pequenas bacias de drenagem, que se tornam alagadas no período chuvoso além de sofrer influência de marés do Rio Amazonas, que constitui então áreas inundáveis (Takiyama e Silva, 2004).

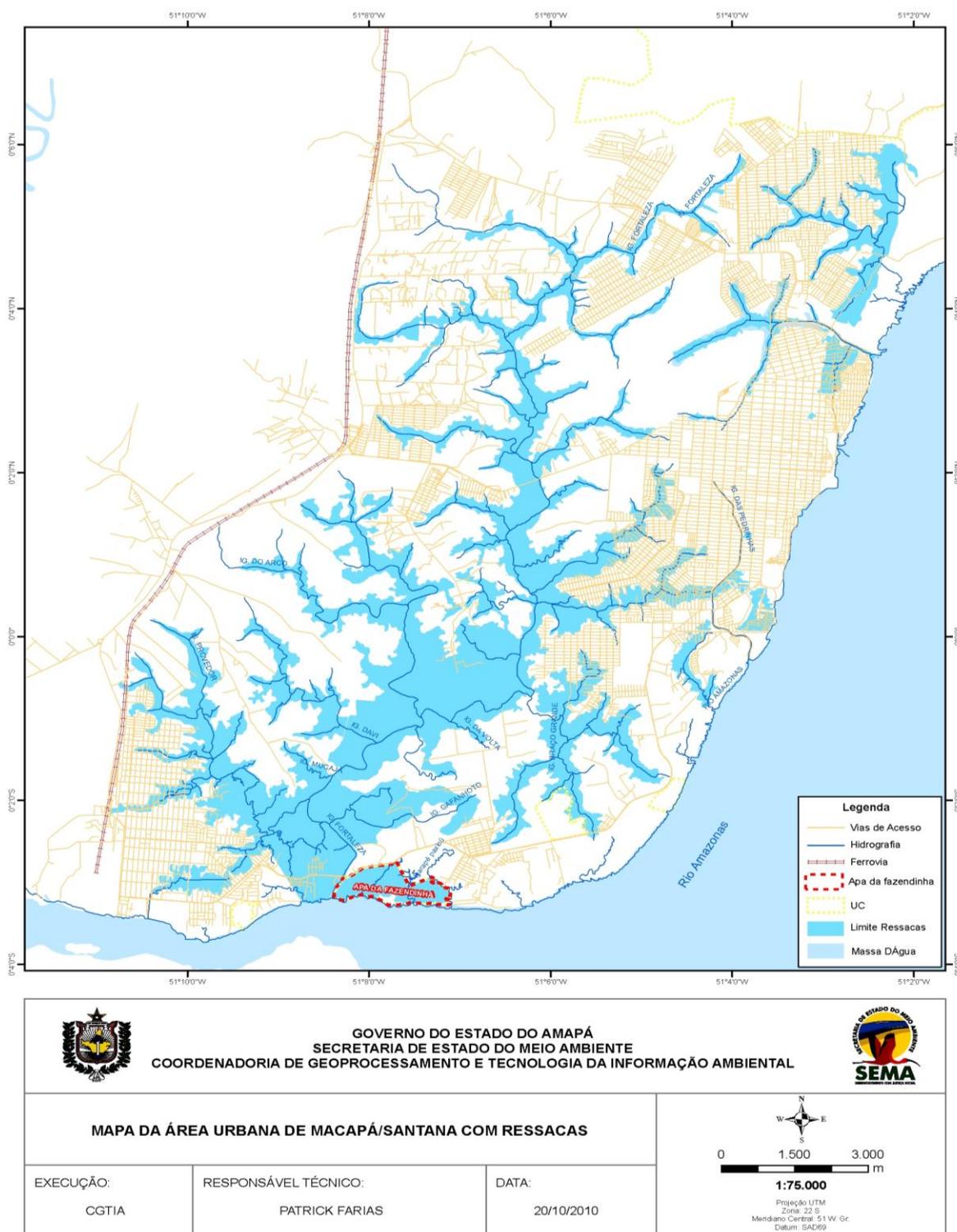


Figura 1. Mapa das áreas inundáveis (ressacas) dos municípios de Macapá e Santana, Estado do Amapá.

As áreas inundáveis formam uma bacia de recepção e de drenagem fluvial recente, rica em biodiversidade, de dimensões e formas variadas, configurando como fontes naturais hídricas e composições florísticas e faunísticas variadas que apresentam características evidentes de argila e areias no seu domínio, com comunicação endógena e exógena. Em geral, os solos das áreas inundáveis são hidromórficos gleisados, sedimentares de média fertilidade natural e com um alto grau de vulnerabilidade natural (Silva, 2000). Esses solos são inadequados para certos tipos de edificação, devido à baixa resistência (Lima, 1999).

Na esfera estadual, a Lei N° 0455/99(Amapá-AP) estabelece a responsabilidade de conservação e proteção das áreas inundáveis do Estado do Amapá. A regulamentação dessa lei é necessária visto que o conceito de ressaca deva ser conhecido pelos diversos setores da sociedade e pelos poderes constituídos, com o objetivo de que a fiscalização e preservação desses ambientes sejam também de responsabilidade da população em geral (Takiyama et al., 2004). No âmbito municipal, a Lei Ambiental N° 948/98 (Amapá-AP) refere-se às áreas inundáveis como bacia de acumulação de águas, influenciada pelo regime de marés, de rios e drenagens pluviais e, portanto, são importantes áreas de APP.

Porém, vem ocorrendo transformações no espaço urbano do município de Macapá (AP), devido ao desordenamento urbano nessas áreas inundáveis e, conseqüentemente, da ausência de infra-estrutura de saneamento básico das residências. Essas moradias criam bairros inteiros sobre palafitas gerando uma rápida degradação do bioma dessa área inundável, bem como o aviltamento da qualidade de vida da população que ali reside. Conseqüentemente, essa invasão habitacional nas áreas úmidas acarretou a dilatação horizontal da cidade (Silva, 2000), com o descarte visível dos efluentes domésticos diretamente nesse ecossistema hídrico amazônico, onde hoje já se observa a presença de *O. niloticus*.

A tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*

A tilápia-do-nilo originária do delta do Rio Nilo (Leste da África) é um peixe que pertence à família Cichlidae e está amplamente disseminado em diversos países das regiões tropicais e subtropicais do globo (Canônico et al., 2005; Carvalho, 2006; Singh e Lakra, 2011). A disseminação mundial das espécies de tilápias foi iniciada com o intuito de promover a sua criação para subsistência de populações carentes de países em desenvolvimento (Lovshin, 1997; Canônico et al., 2005). Porém, atualmente, as tilápias vem causando graves problemas ambientais, comprometendo a ictiofauna nativa do México, Austrália, Estados Unidos, Filipinas e Madagascar (Canônico et al., 2005). Nos Lagos Vitória e Kyogo (África), a invasão da *O. niloticus* dominou o ambiente, reduzindo drasticamente as populações nativas de *Oreochromis esculentus* e *Oreochromis variabilis*. Recentemente, como no Lago Vitória tem ocorrido uma redução na população dessa tilápia invasora, houve o ressurgimento das espécies nativas de *O. esculentus* e *O. variabilis* (Canônico et al., 2005).

No Brasil, as tilápias foram introduzidas pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas/DNOCS para a implementação de programa oficial de produção de alevinos para peixamento dos reservatórios públicos da região Nordeste, com o objetivo de fornecer uma fonte de proteína animal para a população carente da região. Em seguida, esses peixes difundiram para os cultivos de quase todas as regiões do país (Proença e Bittencourt, 1994; Castagnolli, 1996), incluindo a região Norte. Atualmente, a tilápia-do-nilo é o peixe mais cultivado na piscicultura nacional (Gonçalves et al., 2009; Furuya, 2010), pois pode ser cultivada em ambientes abertos e fechados de água doce, salobra ou salgada, com diferentes níveis tecnológicos (Furuya, 2010). Além disso, apresenta características zootécnicas de grande interesse para aquicultura, tais como: forma do corpo arredondado, reduzido tamanho da cabeça, rendimento de carcaça superior e o desempenho, quando comparada a outras linhagens de tilápia (Zimmermann, 1999; Furuya, 2010).

A princípio, a tilápia-do-nilo *O. niloticus* foi a espécie também escolhida pelos piscicultores do estado do Amapá para povoar os tanques de

cultivo, por apresentar elevada prolixidade e baixo custo de implantação com seu cultivo (Gama, 2008), uma vez que se reproduz naturalmente nos viveiros de cultivo. Além disso, tem uma alta tolerância às variações de oxigênio dissolvido na água (Hilsdorf, 1995; Gama, 2008; Vitule et al., 2009), comuns em cultivos da região. É uma espécie de hábito alimentar onívoro, tem boa capacidade de digerir alimentos de origem animal e vegetal. Peixe filtrador extremamente eficiente, que utiliza o alimento natural como base de sua dieta. Assim, tem extrema plasticidade de alimentação (Peterson et al., 2004; Bwanika et al., 2006; Vitule et al., 2009), podendo então ocupar uma variedade de nichos ecológicos (Bwanika et al., 2006), garantindo assim o seu sucesso quando introduzido em um novo ambiente, o que já não ocorre com espécies de peixes especializadas. Dentre os peixes cultivados, a tilápia-do-nylo é a espécie que melhor resiste às altas temperaturas e altas concentrações de amônia na água. Portanto, essas características favoráveis tornam a tilápia-do-nylo um invasor biológico potencialmente perigoso para ecossistemas naturais, principalmente o estuário amazônico, que apresenta uma rica icitofauna nativa, incluindo várias espécies de ciclídeos.

Em ambiente natural, a tilápia-do-nylo pode reduzir a biomassa do plâncton tanto diretamente pelo consumo dos organismos planctônicos como indiretamente, pelo consumo dos seus principais recursos alimentares - o fitoplâncton e os detritos em suspensão (Diana et al., 1991; Elhigzi et al., 1995; Figueiredo e Giani, 2005; Vitule et al., 2009). Como os alevinos da maioria das espécies de peixes dependem do plâncton como principal recurso alimentar, então é possível que o recrutamento das espécies de peixes nativos seja negativamente afetado pela competição com a tilápia-do-nylo. A tilápia-do-nylo é uma espécie com forte comportamento territorial (Lowe-McConnell, 2000), ocupando preferencialmente as margens dos corpos de água, locais preferidos para a desova da maioria das espécies de peixes nativos (Dourado, 1981). Além disso, também pode comer ovos e larvas dos peixes nativos (Canônico et al., 2005) e ocupar todos os habitats como locais de desova, comprometendo assim a desova das espécies nativas (Peterson et al., 2004). Portanto, todos esses fatores poderão causar impactos negativos em espécies de acarás da

bacia do Igarapé Fortaleza, peixes com hábitos ecológicos e reprodutivos similares aos da tilápia-do-nilo, caso esse peixe não nativo tenha se estabelecido na região.

No estado do Amapá, Gama (2008) relatou que de um total de 14 propriedades e 147 tanques de cultivo, 70,0% das pisciculturas com cultivo de tilápia-do-nilo encontram-se nas áreas inundáveis, 26,0% dos piscicultores informaram que tiveram parte de seu estoque liberado para o ambiente, devido às enchentes causadas pelas fortes chuvas da região amazônica. Cerca de 4,0% dessas pisciculturas estavam dentro de igarapés e 8% delas utilizam nascentes de igarapés para abastecimento e descarga da água dos viveiros. Porém, estudos sobre a ictiofauna na bacia do Igarapé Fortaleza, conduzidos de 2001 a 2002 (Gama e Halboth, 2004), não registraram a ocorrência de tilápia-do-nilo na região. Todavia, como não houve quaisquer estudos sobre a ictiofauna da região posteriormente, assim uma possível dispersão, estabelecimento e impactos da introdução da tilápia-do-nilo nesse ecossistema amazônico permanecem ainda desconhecidos.

Os acarás, peixes nativos da família Cichlidae

Os Cichlidae são peixes da ordem Perciformes com origem marinha e uma ordem diversificada entre os peixes ósseos. Tem ampla distribuição geográfica na América Central e do Sul, Texas, África, Madagáscar, Síria, Israel, Irã, Sri Lanka e Índia (Fishbase, 2012). Na Amazônia, as espécies de pequeno e médio porte são conhecidas popularmente como acarás ou carás, nome de origem indígena que significa “escamoso ou cascudo”.

Na família Cichlidae estão incluídos cerca de 105 gêneros e 1.900 espécies, distribuídas nessas regiões tropicais e subtropicais, especialmente de água doce. Os ciclídeos representam a maior família de peixes em termos de número e cerca de 5,0% dos vertebrados existentes na Terra. São acantopterígios, ou seja, possuem as nadadeiras com espinhos, sendo estes com três ou mais espinhos na porção anterior da nadadeira anal. As espécies dessa família como as do gênero *Cichla* possuem grande porte (Kullander,

1998) e importância na pesca extrativista como peixe para consumo e são predadores.

Os ciclídeos são peixes muito versáteis, territorialistas e com boa rusticidade, predileção por ambientes lênticos, principalmente lagos, lagoas e igarapés. Quanto à alimentação, são onívoros e possuem hábitos muito diversificados, podendo se alimentar de detritos, sedimentos, frutos/sementes, de peixes, gastrópodos, micro-crustáceos e larvas de insetos (Andreatta e Tenório, 1997; Abelha e Goulart, 2004), incluindo as espécies de acarás. Assim, a maioria das espécies de acarás neotropicais é onívora, tem hábitos diurnos e sedentários, habita lagos, igarapés e zonas marginais de rios. Muitas espécies, na época da reprodução, formam casais que constroem ninhos e cuidam da prole. As espécies desse grupo, em geral, possuem de pequeno a médio porte e importância na pesca extrativista com finalidade ornamental ou alimentação comercial e são peixes comercializados na região amazônica (Kullander, 1998; Gama e Halboth, 2004; Santos et al., 2006). No Brasil, em 2007, foram capturadas 6.289 toneladas desses peixes, com destaque para o apaiari *Astronotus ocellatus* e as espécies do gênero *Geophagus* e *Crenicichla* (IBAMA, 2007).

A introdução de peixes e parasitos não-nativos

A translocação intercontinental de peixes com diversos propósitos vem ocorrendo há muito tempo (Basson e Van As, 1994). Tais introduções são principalmente intencionais, movidas pelo interesse em aumentar a riqueza de espécies em um local (Mack et al., 2000), ou ainda, para fins de cultivo, pesca esportiva, controle biológico e aquarismo comercial (Mack et al., 2000; Poulin et al., 2011). Porém, quando essas espécies translocadas são introduzidas no ambiente natural, sucesso no estabelecimento pode variar de 38,0% a 77,0%, mas essas taxas são subestimadas, pois nem todas as introduções de peixes exóticos são documentadas (Vitule, 2009). Conseqüentemente, na Tasmânia

(Austrália), mais de 25,0% da ictiofauna são espécies não-nativas introduzidas (Basson, 2010).

Em ecossistemas naturais, a introdução de peixes não-nativos em ambientes tropicais é uma das principais causas da redução na biodiversidade local (Marchetti et al., 2004). Assim, na bacia mediterrânea, estima-se que cerca de 70,0% das espécies de peixes endêmicos de água doce estão ameaçadas de extinção (Ribeiro e Leuda, 2012). No Lago Vitória (África), a introdução da perca-do-nilo *Lates niloticus* para desenvolvimento da indústria pesqueira teve consequências desastrosas para a fauna endêmica deste lago, bem como para as populações do entorno. Esse peixe carnívoro levou a extinção dois terços dos peixes nativos, eliminando assim a principal fonte de proteínas para as comunidades locais (Ogutu-Ohwayo, 1990; Kaufman, 1992). Na Nicarágua, uma ocupação de tilápias do gênero *Oreochromis* em 54,5% de todas as áreas de lagos, levou a redução de 80,0% do ciclídeos nativos, devido à competição ambiental (McCrary et al., 2007). No Brasil, em vários lagos do estado de Minas Gerais, houve uma redução de 50,0% dos peixes nativos após dez anos da translocação de tucunaré *Cichla ocellaris*, apaiari *Astronotus ocellatus* e piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* da bacia Amazônica (Reaser et al., 2005).

Peixes não-nativos podem ainda diminuir os estoques de espécies nativas ou até mesmo resultar em extinções locais devido a alterações no habitat, competição por recursos e habitat, predação, transmissão de patógenos e parasitas e degradação ou perda de patrimônio genético original em espécies nativas (Welcomme, 1988; Poulin et al., 2011; Ribeiro e Leuda, 2012). Porém, no ambiente natural, a percepção da instalação de peixes não-nativos, em geral, só ocorre a longo prazo e, muitas vezes, quando os danos já se encontram em estágios avançados e irremediáveis (Vitule, 2009; Vitule et al., 2009). Consequentemente, as introduções de peixes não-nativos podem causar a diminuição da qualidade dos recursos pesqueiros, modificações nas pressões evolutivas, predação e alterações na estrutura populacional da ictiofauna nativa (Welcomme, 1988; Agostinho et al., 2007; McCrary et al., 2007; Galli et al., 2007; Vitule, 2009), além de comprometer o mercado de

peixes nativos (McCrary et al., 2007) e a fonte alimentar de populações tradicionais locais.

De modo geral, o processo de invasão de uma espécie não-nativa inclui várias fases. Na primeira fase, os invasores biológicos recém-chegados adaptam-se às novas condições ambientais ou não. Na segunda fase, eles se reproduzem para iniciar uma nova população. Na terceira fase, a abundância do invasor aumenta drasticamente, devido à ausência de predadores, de competidores e de doenças no novo ecossistema invadido. Na quarta fase, a abundância do invasor diminui, devido à exacerbação das relações bióticas no ecossistema. Na quinta fase, o invasor naturaliza-se, formando uma população de indivíduos com capacidade reprodutiva estável. Porém, as mesmas características de comportamento dos invasores podem estimular o processo de invasão biológica em alguma dessas fases e podem inibir outra fase. Assim, uma alta mobilidade, plasticidade trófica e comportamento do grupo também podem contribuir para o sucesso da colonização e o estabelecimento dos peixes não-nativos em um novo ambiente (Pavlov et al., 2006).

No Brasil, são poucos os estudos que visam especificamente avaliar e mitigar possíveis impactos ambientais causados pela introdução de peixes não-nativos (Godinho e Formagio, 1992; Latini et al., 2004; Agostinho et al., 2005). No estado do Amapá, região do estuário amazônico que apresenta uma grande parte da rica biodiversidade da ictiofauna brasileira, embora tenha ocorrido a introdução, escapes e liberações intencionais de tilápia-do-nilo (Gama, 2008; Tavares-Dias et al., 2011), não há qualquer estudo relativo ao sua invasão e estabelecimento no ambiente natural.

Cada vez que uma espécie de peixe de uma área é movida para outra há também a possibilidade deste peixe levar consigo seus parasitos, formando uma unidade biótica que Galli et al. (2005) denominaram de simbiota, para indicar este complexo hospedeiro-parasito. Estes autores quando introduziram o conceito de simbiota, definiram-no como as espécies de parasitos associadas a uma determinada espécie hospedeira em certa área como um todo (Figura 2). Portanto, quando há translocação de peixes deve ser

considerada não apenas o transporte de uma espécie, mas também um complexo de espécies.

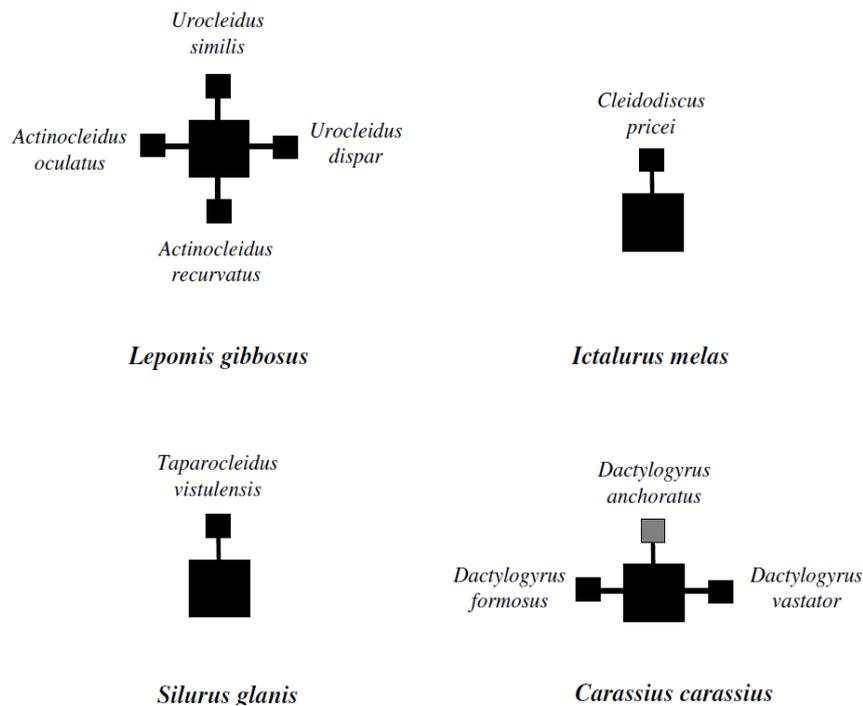


Figura 2. Representação esquemática de quatro simbiotias para peixes exóticos da Itália (Galli et al., 2005).

Em diferentes partes do mundo, vários parasitos de peixes tem sido introduzidos juntamente com seus hospedeiros e estabelecendo-se, como o que ocorreu com o *Bothiocephalus acheilognati* Yamaguti, 1934 (Cestoda); *Argulus japonicus* Thiele, 1900 (Crustacea); *Ichthyophthirius multifiliis* Fouquet, 1876 (Protozoa) e *Myxobolus cerebralis* Hofer, 1903 (Myxosporea) (Basson e Van As, 1994). Nos Estados Unidos, ocorreu a introdução de *Myxobolus cerebralis* de trutas arco-íris da Europa (Vitule et al., 2009). Para *O. niloticus* introduzidas nas Filipinas, foram encontrados *Trichodina centrostrigeata* Basson, Van As e Paperna, 1983 um tricodinídeo descrito originalmente de tilápias (*Oreochromis mossambicus*, *Tilapia rendalli* e *T. sparrnani*) e outros peixes (*Pseudocrenilabrus philander* e *Cyprinus carpio*) na África do Sul, bem

como *Tripartiella clavodonta* Basson e Van As, 1987 de ciclídeos africanos (Bondad-Reantaso, 1989). *Trichodina nobilis* Chen, 1963, um trichodinídeo descrito originalmente em carpas *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella* e *Hypophthalmichthys molitrix*, na China, foi relatado em *O. niloticus* introduzidas nas Filipinas (Albaladejo e Arthur, 1989). Recentemente, *T. nobilis* foi registrada também parasitando *Carassius auratus*, *Poecilia reticula* e *Xiphophorus maculatus* cultivados em Florianópolis, estado de Santa Catarina, Brasil (Martins et al., 2012).

Na Índia, juntamente com o acará-bandeira *Pterophyllum scalare* houve a introdução de *Sciadicleitrum iphithimum* Thatcher e Boger, 1989, um Monogenoidea originalmente deste Cichlidae da Amazônia brasileira (Tripathi et al., 2010). *Lernaea cyprinacea* foi introduzida em vários outros países como os Estados Unidos (Choudhury et al., 2004), Austrália (Lymery et al., 2009) e México (Morales-Serna et al., 2012). Na África do Sul, a translocação de ciclídeos para a região central e leste resultou na translocação de *T. centrostrigeata* (Van As e Basson, 1989). Portanto, sempre que houver qualquer introdução de peixes não-nativos em um novo ambiente, a possibilidade de novos parasitos colonizarem espécies de hospedeiros nativos tem que ser considerada. Conseqüentemente, a invasão de peixes não-nativos é, em geral, uma ameaça potencial para as espécies nativas, uma vez que cada espécie introduzida pode abrigar certas espécies de parasitos (Dove e Ernst, 1998; Choudhury et al., 2004; Galli et al., 2007).

Em ambientes naturais, a introdução de novos parasitos pode causar a disseminação de doenças para populações nativas. Porém, parasitos nativos também podem colonizar hospedeiros não-nativos introduzidos no ambiente, os quais podem ter parasitos ou não na sua região de origem (Galli et al., 2005). Em ambos os casos, os parasitos podem ser prejudiciais aos novos hospedeiros, uma vez que hospedeiros e parasitos não tiveram ainda tempo evolutivo necessário para alcançar uma relação equilibrada (Dove e Ernst, 1998). Por outro lado, há casos em que os parasitos trazidos pelos peixes não-nativos podem servir para o controle de outras espécies-competidoras não-nativas no local. Por exemplo, no Mar Aral ocorreu perdas

nas populações do esturjão exótico *Acipenser nudiiventris* devido à infecção por *Nitzschia sturionis*, introduzido juntamente com o esturjão do Mar Cáspio *Huso huso* (Pavlov et al., 2006). Os impactos da aquisição de parasitos exóticos por tilápia-do-nilo e ciclídeos nativos na região estuarina da bacia do Igarapé Fortaleza, Macapá, Estado do Amapá, permanecem desconhecidos até o presente momento.

O sucesso na introdução de uma espécie de parasito pode ser influenciado pela frequência com que a população de hospedeiro foi introduzida no novo ambiente, da complexidade do ciclo de vida desses parasitos, a idade do hospedeiro (Galli et al., 2005), entre outros fatores. Por outro lado, a resistência dos peixes não-nativos aos parasitos exóticos, quando estes colonizam o novo habitat, depende de seu comportamento como hospedeiro em potencial e de suas características fisiológicas e imunológicas. Assim, quando em um novo habitat esses hospedeiros podem perder parasitos de local de origem (hipótese da liberação inimiga) e/ou adquirir parasitos nativos (Pérez-Ponce de León et al., 2000; Roche et al., 2010; Poulin et al., 2011; Gendron et al., 2012; Paterson et al., 2012), que muitas vezes são menos perigosos que seus parasitos específicos (Pavlov et al., 2006). Porém, essa transmissão de parasitos para a ictiofauna nativa somente é detectada tardiamente, devido à dificuldade de visualização dos parasitos (Agostinho et al., 2007).

A introdução e o estabelecimento de parasitos não-nativos tem sido comumente documentado em praticamente todo o mundo. *Anguillicoloides (Anguillicola) crassus*, nematoide endêmico de enguias da Ásia oriental introduzido acidentalmente em águas européias, estabelecendo rapidamente por toda Europa, América do Norte e Norte e Leste da África (Han et al., 2009). Em Cuba, cerca 65,0% das espécies de monogonoideas são espécies exóticas introduzidas juntamente com seus hospedeiros (Mendoza-Franco et al., 2006), enquanto que na Itália estes representam 49,0% (Galli et al., 2007). Em lagos naturais do México, houve o estabelecimento dos Monogonoidea *Cyathodogyrus sclerosus*, *C. tilapiae*, *C. longicornis* e *Enterogyrus malmbergi* com a introdução de *O. niloticus* e *O. aureus* (Jiménez-García et al., 2001;

Crespo e Crespo, 2003), que infectaram ciclídeos nativos e esses infectaram as espécies não- nativas (Jiménez-García et al., 2001).

No Brasil, a introdução de *Cyprinus carpio* procedentes da Hungria causou uma invasão da *Lernaea cyprinacea* para os ambientes de cultivo (Gabrielli & Orsi, 2000; Martins et al., 2002; Schalch e Moraes, 2005) e ecossistemas naturais (Gabrielli & Orsi, 2000; Magalhães, 2006). O Nematoda *Camallanus cotti*, originário da Ásia, foi translocado juntamente com o hospedeiro *Poecilia reticulata* (Alves et al., 2000). No reservatório Guarapiranga, estado de São Paulo, *O. niloticus* foram infectadas exclusivamente por ectoparasitos *Cichlidogyrus* sp., *Trichodina* sp., *Ichthyophthirius multifiliis*, *Cryptobia* sp. e *Henneguya* sp. (Ranzani-Paiva et al., 2005), mas espécies nativas não foram estudadas. Em lago artificial de Maringá, estado do Paraná, foi registrado a ocorrência de *Cichlidogyrus* sp., *C. sclerosus* e *C. longicornis* nas brânquias de *O. niloticus*, esse peixe foi identificado como um hospedeiro intermediário para larvas de *Contracaecum* (Nematoda) e plerocercoides (Cestoda). Porém, não houve troca de parasitos com a espécie nativa de ciclídeo estudado e vice-versa (Graça e Machado, 2007).

Recentemente, Pantoja et al. (2012) registraram em tilápia-do-nilo cultivadas no estado do Amapá a ocorrência de *C. tilapiae* e *Paratrichodina africana*. Porém, ambos são parasitos originários dessa tilápia do delta do Rio Nilo (Kazubski & El-Tantawy, 1986; El-Seify et al., 2011; Eissa et al., 2011; Soliman e Ibrahim, 2012). Sempre que ocorrer uma introdução de parasitos não-nativos, juntamente com seus hospedeiros, em um novo ambiente deve-se esperar que uma parte desses parasitos seja perdida durante a translocação e que alguns sejam transmitidos para a ictiofauna nativa durante invasão. Contudo, as consequências dessa aquisição de novos parasitos são difíceis de prever e pode inicialmente causar doenças severas na ictiofauna nativa (Roche et al., 2010).

Alguns efeitos deletérios podem estar ocorrendo em espécies de Cichlidae nativos do estuário amazônico da bacia do Igarapé Fortaleza, em Macapá, com a invasão da tilápia-do-nilo, caso esse peixe exótico tenha se

estabelecido nesse ecossistema. Portanto, é necessário investigar se houve uma invasão e subsequentemente o estabelecimento dessa tilápia na região, bem como a sua fauna parasitária e de espécies de Cichlidae da ictiofauna nativa, para identificar potenciais impactos com aquisição de novos parasitos e redução da densidade populacional desses peixes nativos.

Variáveis físico-químicas da água e parasitos em peixes

No Brasil, os limites de contaminantes no ambiente são determinados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), que em sua Resolução N° 357; de 17 de março de 2005, estabeleceu limites máximos para águas dependendo de sua destinação. Em uma bacia hidrográfica, por meio de análise integrada de parâmetros de qualidade da água e das características e ocupação do solo, juntamente com a distribuição populacional urbana e a disponibilidade de infra-estrutura urbana e industrial, é possível estabelecer relações de causa-efeito, para a região investigada (Tundisi, 2003), principalmente para as espécies aquáticas como os peixes.

Um dos principais processos causadores da degradação da qualidade das águas em ambientes lênticos é a eutrofização (Vieira et al., 1998), que consiste no enriquecimento das águas por nutrientes propiciando a proliferação de algas e o acúmulo de lodo anaeróbio, o que diminui a disponibilidade de oxigênio no meio (Beveridge, 1984; Takiyama e Silva, 2004). Assim, a caracterização de um corpo d'água precisa ser determinada por meio de um conjunto de parâmetros que estejam relacionados (Tundisi, 2003; Sipaúba-Tavares, 1994). Os condicionantes do processo de eutrofização em ambiente aquático são os lançamentos de efluentes domésticos ou industriais ricos em nutrientes (Onema e Roest, 1998; Tundisi, 2003). Assim, o monitoramento limnológico de um corpo de água constitui-se em um instrumento importante que possibilita a avaliação do corpo hídrico e a minimização de impactos ambientais (Coimbra, 1991; Onema e Roest, 1998; Tundisi, 2003).

A bacia do Igarapé Fortaleza (AP), devido as suas particularidades quanto ao uso e ocupação habitacional de suas margens e áreas alagáveis, apresenta uma alteração na qualidade da água, principalmente durante os períodos de estiagem, causada por fatores antropogênicos. Porém, durante os períodos chuvosos, com o aumento do nível da água, a magnitude das áreas atingidas pelas marés do Rio Amazonas torna-se maior, incrementando assim o transporte de poluentes para a calha desse igarapé (Takiyama e Silva, 2004).

Os efluentes domésticos aumentam o teor de nutrientes no ecossistema, tais como nitrogênio e fósforo, sendo considerados nutrientes fundamentais para o crescimento e abundância de fitoplâncton e conseqüentemente, da população de peixes presentes no local. O nitrogênio amoniacal (amônia) está associado às águas recém poluídas, uma vez que ainda não ocorreu oxidação para formação de nitrito e, posteriormente, nitrato. É uma das formas do nitrogênio presente nas águas naturais de superfície e residuárias. O íon nitrato representa o produto final da mineralização da matéria orgânica nitrogenada, por via aeróbia. Toda água apresenta traços de nitrato, que pode ser acrescida devido à poluição de matéria orgânica, ou devido à aplicação excessiva de fertilizantes (Braile e Cavalcanti, 1993). Esses são importantes parâmetros de qualidade da água de cultivo, pois são fundamentais para os organismos aquáticos aeróbios, principalmente os peixes. A concentração desses componentes químicos na água dá a idéia sobre a capacidade que o corpo hídrico tem de promover a autodepuração da matéria orgânica em seu curso. Os fatores que influenciam a concentração desses gases no meio aquático são a temperatura da água, a pressão atmosférica, a respiração e a fotossíntese das plantas aquáticas, além das demandas por oxigênio na água (Braga et al., 2002).

Na natureza, os peixes convivem em equilíbrio com os parasitos, mas esse equilíbrio pode ser rompido, principalmente por alterações na qualidade da água que tem papel preponderante (Banu e Khan, 2004; Silva-Souza, 2006; Pavanelli et al., 2008; Martins et al., 2010). Além disso, a susceptibilidade dos peixes aos parasitos varia de espécie para espécies e de individuo para individuo, sendo maior em peixes mais jovens (Vargas et al.,

2003a), em indivíduos desnutridos ou que passaram por privação alimentar, se agravando ainda mais quando as condições de qualidade de água são adversas para o hospedeiro (Vargas et al., 2003b; Banu e Khan, 2004; Azevedo et al., 2006; Graça e Machado, 2007; Martins et al., 2010; Pantoja et al., 2012; Martins et al., 2012). Além disso, baixos níveis de oxigênio dissolvido e as altas concentrações de amônia e nitrito debilitam o sistema imunológico dos peixes, tornando-os mais susceptíveis às infecções parasitárias (Kubitza, 1997; Vargas et al., 2003; Silva-Souza, 2006; Martins et al., 2010; Pantoja et al., 2012).

Nas regiões tropicais, o aumento de temperatura da água pode ser um problema para os peixes. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água é inversamente proporcional à temperatura, isto é, quanto maior a temperatura, menor será a concentração de saturação do oxigênio (Braile e Cavalcanti, 1993; Silva-Souza, 2006). Como as taxas de reações bioquímicas que utilizam oxigênio aumentam com a elevação da temperatura, os níveis de OD tendem a serem mais críticos nos meses de maior temperatura (Braile e Cavalcanti, 1993). Desta forma, esses parâmetros abióticos não influenciam apenas a sobrevivência dos peixes, mas também de sua fauna parasitária.

Espécies de Monogeneoidea do gênero *Cichlidogyrus* patogênicos para populações naturais de *O. niloticus* provocam morbidade em peixes com elevado parasitismo, causado por ambiente eutrofizado (Boungou et al., 2008). Em geral, o parasitismo por espécies de Monogeneoidea e de tricodinídeos tem sido relacionado a ambientes lóticos eutrofizados, com baixos teores de oxigênio na água (Banu e Khan, 2004) e lênticos (Tavares-Dias et al., 2001a,b; Banu e Khan, 2004; Graça e Machado, 2007; Martins et al., 2010; Martins et al., 2012). Em ambiente poluído ocorreu a diminuição na abundância de *Cichlidogyrus sclerosus*, bem como na resistência imunológica de *O. niloticus*, tornando então crônica essa infecção. Assim, em ambientes tropicais, tanto esses parasitos (Sanchez-Ramirez et al., 2007; Madi e Ueta, 2009) como seus hospedeiros são úteis como bioindicadores da qualidade ambiental (Silva-Souza, 2006; Sanchez-Ramirez et al., 2007; Graça e Machado, 2007; Madi e Ueta, 2009; Martins et al., 2010; Pantoja et al., 2012). Em lago artificial, a baixa

de diversidade de espécies de endoparasitos *O. niloticus*, *Tilapia rendalli* (não-nativos), *Geophagus brasiliensis*, *Crenicichla britskii* (nativos) foi atribuída a ocorrência de metais pesados e ao baixo níveis de oxigênio dissolvidos na água, resultantes da ação antropogênica (Graça e Machado, 2007).

Nos peixes, fatores ambientais podem influenciar os padrões sazonais de distribuição de determinadas espécies de parasitos. A reprodução e, conseqüentemente, a abundância de espécies de parasitos Trichodinidae são favorecidos por elevação da temperatura ambiental (Banu e Khan, 2004; Martins et al., 2010), principalmente em presença do excesso de matéria orgânica (Ghiraldelli et al., 2006b; Martins e Ghiraldelli, 2008; Martins et al., 2010; Pantoja et al., 2012). Para os parasitos monogenoidea, embora haja uma ampla tolerância na variação da temperatura ótima, para algumas espécies a reprodução é altamente influenciada pela temperatura ambiental (Buchmann e Bresciani, 2006). Em híbridos tambacu, Schalch e Moraes (2005) observaram maior prevalência de espécies de Monogenoidea nos períodos de temperaturas mais elevadas (primavera e verão) no Brasil. Porém, para trutas *Oncorhynchus mykiss* da Noruega, o aumento dos níveis de intensidade de girodactilogirídeos foi relacionado às baixas temperaturas ambiental (Buchmann e Bresciani, 1997).

Portanto, este primeiro estudo sobre os impactos causados pela introdução da tilápia-do-nilo em espécies de ciclídeos nativos da bacia do Igarapé Fortaleza é de grande interesse científico e aplicado.

PROBLEMAS

A tilápia-do-nilo introduzida na bacia do Igarapé Fortaleza pode ter invadido e se estabelecido com sucesso e carregado consigo parasitos para para esse novo ambiente, colonizando espécies de Cichlidae nativos, tanto das áreas inundáveis como o canal principal? É possível que populações naturais dessas tilápias tenham adquirido parasitos nativos ou transferido para a ictiofauna de ciclídeos nativos dessa importante bacia? Essas foram as questões motivadores desta dissertação

HIPÓTESES

Hipótese 1

Houve a dispersão e o estabelecimento da tilápia-do-nilo na bacia do Igarapé Fortaleza, tanto no canal principal e áreas inundáveis, pois estes peixes encontraram condições ideais neste novo ambiente;

Hipótese 2

O estabelecimento da tilápia-do-nilo na bacia do Igarapé Fortaleza causou impacto sobre as populações de ciclídeos nativos, afetando negativamente a abundância dessas populações nativas, vivendo no canal principal e nas áreas inundáveis;

Hipótese 3

Houve perda de parasitos da tilápia-do-nilo durante sua translocação e estabelecimento da bacia do Igarapé Fortaleza (canal principal e áreas inundáveis), assim sua fauna e carga parasitária é menor que em espécies de ciclídeos nativos;

Hipótese 4

Na bacia do Igarapé Fortaleza, houve aquisição de parasitos nativos pela população de tilápia-do-nilo e de parasitos exóticos por espécies de ciclídeos nativos, uma vez que são hospedeiros ecologicamente similares.

OBJETIVOS

GERAL

Estudar a invasão, estabelecimento e impactos da tilápia-do-nilo *O. niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza (Estado do Amapá), bem como o sucesso da transferência de seus parasitos de origem para a ictiofauna de ciclídeos nativos e vice-versa.

ESPECÍFICOS:

- a) Identificar locais da ocorrência de tilápia-do-nilo na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, abrangendo o canal principal e áreas inundáveis;

- b) Estudar as espécies de parasitos em populações naturais de tilápia-do-nilo e ciclídeos nativos da bacia do Igarapé Fortaleza, visando identificar se houve ou não troca de parasitos entre esses peixes (nativos e não-nativos).

- c) Determinar a prevalência e intensidade média dos parasitos em populações naturais de tilápia-do-nilo e ciclídeos nativos da bacia do Igarapé Fortaleza;

REFERÊNCIAS

- Albaladejo JD, Arthur JR. Some Trichodinids (Protozoa: Ciliophora: Peritrichida) from freshwater fishes imported into the Philippines. *Asian Fisheries Science*. 1989; 3: 1-25.
- Abelha MCF, Goulart E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*. 2004; 26 (1): 37-45.
- Agostinho AA, Pelicice FM, Petry AC, Gomes LC, Júlio Jr HF. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2007; 10: 174-186.
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*. 2005; 1 (1): 70-78.
- Alves DR, Luque JL, Paraguassú AR, Marques FA. Ocorrência de *Camallanus cotti* (Nematoda: Camallanidae) parasitando o guppy, *Poecilia reticulata* (Osteichthyes: Poeciliidae) no Brasil. *Revista Universidade Rural-Ciência Vida*. 2000; 22: 77-79.
- Andreatta JV, Tenorio MM. Aspectos da alimentação de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Biológica Leopoldensia*. 1997; 19 (2): 185-195.
- Azevedo TMP, Martins ML, Bozzo FR, Moraes FR. Haematological and gills response in parasitized tilapia from valley of Tijucas River, SC. Brazil. *Scientia Agricola*. 2006; 63: 115-120.
- Banu ANH, Khan MH. Water quality, stocking and parasites of freshwater fish in four selected areas of Bangladesh. *Pakistan Journal Biology Science*; 2004; 7: 436-440.
- Basson L. First records of trichodinid ectoparasites (Ciliophora: Peritrichia) from introduced freshwater in Tasmania, Australia, with comments on pathogenicity. *Acta Protozoologica*. 2010; 9: 253-265.
- Basson L, Van As JG. Trichodinid ectoparasites (Ciliophora: Peritrichida) of wild and cultured freshwater fishes in Taiwan, with notes on their origin. *Systematic Parasitology*. 1994; 28: 197-222.
- Beveridge MCM. Cage and pen fish farming: Carrying capacity models and environmental impact. Rome: FAO. 1984; 131 pp.

Boandad-Reantaso, Arthur Jr MG. Trichodinids (Protozoa: Ciliophora: Peritrichida) of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in the Philippines. *Asian Fisheries Science*. 1989; 3: 27-44.

Boungou M, Kabre GB, Marques A, Sawadogo, L. Dynamics of population of five parasitic monogeneans of *Oreochromis niloticus* Linné, 1757 in the Dam of Loumbila and possible interest in intensive pisciculture. *Pakistan Journal of Biological Science*. 2008; 11: 1317-1323.

Braga B, Hespanhol I, Conejo JGL, Barros MTL, Spencer M, Porto M *et al*. *Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo, SP: Prentice Hall. 2002; 305 pp.

Braile PM, Cavalcanti JEWA. *Manual de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo. CETESB. 1993; 764 pp.

Buchmann K, Bresciani J. Parasitic infections in pond-reared rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in Denmark. *Diseases Aquatic Organism*. 1997; 25: 125-138.

Buchmann K, Bresciani J. Monogenoidea (Phylum Platyhelminthes). In: *Fish diseases and disorders*. Woo PTK, ed. Protozoan and metazoan infections. 2th ed. Biddles, King's Lyn: UK. 2006; p. 297-344.

Bwanika G.N, Chapman LJ, Kizito Y, Balirwa J. Cascading effects of introduced Nile perch (*Lates niloticus*) on the foraging ecology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecology of Freshwater Fishes*. 2006; 15: 470-481.

Carvalho ED. Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas. *Relatório Científico (FAPESP)*. Botucatu, SP. 2006; 46pp.

Castagnolli N. *Aquicultura para o ano 2000*. Brasília: CNPq. 1996; 96pp.

Canonico GC, Arthington A, Mccrary JK, Thieme ML. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*. 2005; 15: 463-483.

Choudhury A, Hoffnagle TL, Rebecca AC. Parasites of native and nonnative fish of the little Colorado River, Grand Canyon, Arizona. *Journal of Parasitology*. 2004; 90 (5): 1042-1053.

Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente, 2005.

Crespo JF, Crespo RF. Monogenean parasites in Mexican fish: a recapitulation. *Técnico Percuaria México*. 2003; 41: 175-192.

Diana JS, Dettweiler DJ, Kwein Lin C. Effect of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the ecosystem of aquaculture ponds, and its significance to the trophic cascade hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1991; 48: 183-190.

Dourado OF. Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS. SUDENE/DNOCS Fortaleza, Brasil, 1981.

Dove ADM, Ernest J. Concurrent invaders-four exotic species of Monogenea now established on exotic freshwater fishes in Australia. *International Journal of Parasitology*. 1998; 28: 1755-1764.

Elhigzi FAR, Haider SA, Larsson P. Interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and cladocerans in ponds (Khartoum, Sudan). *Hydrobiologia*. 1995; 307: 263-272.

Figueredo CC, Giani A. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*. 2005; 50: 1391-1403.

Fishbase. Family Cichlidae. Disponível in: <http://www.fishbase.org/Summary/FamilySummary.php?ID=349>. Acesso em 10 de maio de 2012.

Furuya WM. Tabelas brasileiras para a nutrição de tilápia. Gráfica & Editora: Toledo. 2011; 98pp.

Gabrielli MA, Orsi ML. Dispersão de *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2000; 17: 395-399.

Galli P, Strona G, Benzoni F, Crosa G, Stefani F. Monogenoids from freshwater fish in Italy, with comments on alien species. *Comparative Parasitology*. 2007; 74: 264-272.

Galli P, Stefani F, Benzoni F, Zullini A. Introduction of alien host-parasite complexes in a natural environment and the symbiota concept. *Hydrobiologia*. 2005; 548: 293-299.

Gama CS. A criação de tilápia no estado do Amapá como fonte de risco ambiental. *Acta Amazônica*. 2008; 38 (3): 525-553.

Gama CS, Halboth DA. Ictiofauna das ressacas das bacias do Igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú. In: Takiyama LR, Silva AQ. (Org.) *Diagnóstico de ressacas do estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú*. GEA/SETEC/IEPA: Macapá. 2004; p. 33-66.

Ghiraldelli L, Martins ML, Jerônimo GT, Yamashita MM, Adamante WB. Ectoparasites communities from *Oreochromis niloticus* cultivated in the State of

Santa Catarina, Brazil. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 2006b; 1: 181-190.

Godinho, A.L. & Formagio, P.S. 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*. 1992; 10: 93-102.

Gonçalves ELT, Jerônimo GT, Martins ML. On the importance of monogenean helminthes in Brazilian cultured Nile tilapia. *Neotropical Helminthology*. 2009; 3: 53-56.

Han, Y.S.; Chang, Y.T; Tzeng, W.N. Variable habitat use by Japanese eel affects dissemination of swimbladder parasite *Anguillicola crassus*. *Aquatic Biology*, 2009; 5:143-147.

Hilsdorf, A. W. S. Genética e cultivo de tilápias vermelhas - uma revisão. *Boletim do Instituto de Pesca São Paulo*. 1995; 22:199-205.

Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais – IBAMA (Brasília). Estatística da pesca 2007. Brasil: Grandes regiões e unidades da federação. Brasília, DF, 2007.

Jiménez-García MI, Vidal-Martínez VM, López-Jiménez S. Monogeneans in introduced and native cichlids in Mexico: evidence for transfer. *Journal of Parasitology*. 2001; 87: 907–909.

Kaufman L. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lake Victoria. *BioScience*. 1992; 42: 846-858.

Kubitza F, Kubitza LMM. Principais parasitoses e doenças dos peixes cultivados. 4. ed. Jundiaí, 1997.

Kullander SO. A phylogeny and classification of the South American Cichlidae (Teleostei: Perciformes). In: Malabarba LR, Reis RE, Vari RP, Lucena ZM, Lucena CAS. (eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: EDIPUCRS. p. 461-498. 1998.

Latini AO, Lima-Júnior DP, Giacomini HC, Latini RO, Resende DC, Espírito-Santo HMV et al. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana*, 2004; 5: 135-142.

Lima, RAP. Imigrantes e qualidade de vida na Amazônia setentrional brasileira. *Scripta Nova Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*. Universidad de Barcelona. 1999; 45(31): <http://www.ub.edu/geocrit/sn-45-7.htm>. Acesso em 13 de maio de 2012.

Lovshin LL. Tilapia farming: a growing worldwide aquaculture industry. In: Simpósio Sobre Manejo e Nutrição de Peixes. Piracicaba. Anais. Piracicaba. 1997; p.137-164.

Lowe-McConnell RH. The roles of tilapias in ecosystems. In: M.C.M. Beveridge and B.J. McAndrew. Tilapias: Biology and Exploitation, Kluwer Academic Publishers. 2000; p. 129-162.

Lymbery AJ, Hassan M, Morgan DL, Beatty SJ. Parasites of native and exotic freshwater fishes in south-western Australia. *Journal of Biology*. 2010; (76): 1770-1785.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 2000; 10: 689-710.

Madi RR, Ueta MT. O papel de Ancyrocephalinae (Monogenea: Dactylogyridae), parasito de *Geophagus brasiliensis* (Pisces: Cichlidae), como indicador ambiental. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*. 2009; 18: 38-41.

Magalhães ALB. First record of lernaeciosis in a native fish species from a natural environmental in Minas Gerais state, Brazil. *Panamjas*. 2006; 1: 8-10.

Mahmoud MA, Aly SM, Diab AS, John G. The role of ornamental goldfish *Carassius auratus* in transfer of some viruses and ectoparasites to cultured fish in Egypt: comparative ultrathin pathological studies. *African Journal of Aquatic Science*. 2009; 34: 111-121.

Martins ML, Azevedo TM, Ghiraldelli P, Bernardi N. Can the parasitic on Nile tilapias be affected by different production systems? *Anais da Academia Brasileira de Ciência*. 2010; 82 (2): 493-500.

Martins ML, Moraes Fr, Bozzo Fr, Paiva Amfc, Gonçalves A. Recent studies on parasitic infections of freshwater cultivated fish in the state of São Paulo, Brazil. *Acta Scientiarum Animal Sciences*. 2002; (24): 981-985.

Martins ML, Ghiraldelli L. *Trichodina magna* Van As and Basson, (Ciliophora: Peritrichia) from cultured Nile tilapia in the State of Santa Catarina, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68: 169-172.

Meurer F, Hayashi C, Boscolo WB. Digestibilidade aparente de Alguns alimentos protéicos pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Brasileira de Zootecnia*. 2003; 32: 1801-1809.

McCrary JK, Murphy Br, Stauffer Jr, Hendrix S. Tilapia (Teleostei: Cichlidae) status in Nicaraguan natural waters. *Environmental Biology of Fishes*. 2007; 80 (1): 78-110.

Mitra A, Bandyopadhyay K. First record of ectoparasitic African Trichodinids (Ciliophora: Peritrichida) in a cichlid fish *Oreochromis mossambicus* (Peters 1852) from the Churni river system, West Bengal, India. *Animal Biology*. 2006; 56 (3): 323-333.

Morales-Serna FN, Gómez S, Pérez-Ponce De León G. Parasitic copepods reported from México. *Zootaxa*. 2012; 3234: 43–68.

Ogutu-Ohwayo R. The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology Fish*. 1990; 27: 81-96.

Oenema O, Roest WJ. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. *Water Science and Technology*. 1998; 37(3):19-30.

Pariselle A, Euzet L. *Cichlidogyrus* Paperna, 1960 (Monogenea, Ancyrocephalidae) : Gill parasites from west African cichlidae of the subgenus *Coptodon* Regan, 1920 (Pisces), with descriptions of six new species. *Syst. Parasitol*. 1996; 34: 109-129.

Pariselle A, Euzet L. *Scufogyrus* gen. n. (Monogenea: Ancyrocephalidae) for *Cichlidogyrus longicornis minus* Dosso 1982, *C. l. longicornis*, and *C. l. gravivaginus* Paperna and Thurston, 1969, with description of three new species parasitic on African cichlids. *Journal of the Helminthological Society of Washington*. 1995; 62: 157-173.

Pavlov DS, Mikheev VN, Dgebuadze YY. Behavioral aspects of biological invasions of alien fish species. *Journal of Ichthyology*. 2006; 46: 117-124.

Peterson MS, Slack WT, Brown-Peterson NJ, McDonald JL. Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. *Copeia*. 2004; 2004: 842–849.

Pantoja WMF, Neves LR, Dias MKR, Marinho RGB, Montagner D, Tavares-Dias M. Protozoan and metazoan parasites of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* cultured in Brazil. *Revista MVZ Córdoba*. 2012; 17(1): 2659-266.

Pavanelli GC, Eiras JC, Takemoto RM. Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. 2. ed. Maringá: EDUEM. 2002.

Pavanelli GC, Eiras JC, Takemoto RM. Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. Maringá: Nupelia. 2008; 268pp

Portilho IS. Áreas de ressaca e dinâmica urbana em Macapá/AP. VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física, II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física. Universidade de Coimbra. 2010.

Poulin R, Paterson RA, Townsend CR, Tompkins DM, Kelly DW. Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*. 2011; (56): 676–688.

Proença CEM, Bittencourt PRL. *Manual de Piscicultura Tropical*. Brasília: IBAMA. 1994; 196pp.

Reaser JK, Galindo-Leal C, Ziller SR. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. In: Galindo-Leal C, Câmara IDG, ed. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica: São Paulo. Conservação Internacional: Belo Horizonte. 2005.

Rebouças A. *Uso inteligente da água*. São Paulo: Escrituras. 2004.

Rego AA, Chubb JC, Gilberto CP. Cestodes in South American freshwater teleost fishes: keys to genera and brief description of species. *Revista Brasileira Zoologia*. 1999; 16 (2): 299-367.

Ribeiro, F.; Leunda, P.M. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology*. 2012; 19: 142-156.

Sanchez-Ramirez C, Vidal-Martinez VM, Aguirre-Macedo ML, Rodrigues-Canul RP, Gold-Bouchot G, Sures B. *Cichlidogyrus sclerosus* (Monogenea: Ancyrocephalinae) and its host, the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), as bioindicators of chemical pollution. *Journal of Parasitology*. 2007; 93: 1097-1106.

Santos GM, Ferreira EJM, Zuanon JAS. *Peixes comerciais de Manaus*. Manaus: IBAMA/Amazonas, ProVárzea. 2006.144pp.

Schalch SHC, Moraes FR. Distribuição Sazonal de parasitos branquiais em diferentes espécies de peixes em pesque-pague do município de Guariba-SP, Brasil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*. 2005; 14:141-146.

Silva AQ, Takiyama LR, Silveira OFM, Vale LF, Costa Neto SVC. *Carta ambiental da bacia hidrográfica da bacia do igarapé da Fortaleza*. 2005. (Disponível no sítio www.sema.ap.gov.br. Acesso em outubro de 2010).

Silva AQ. Aspectos da ocupação das áreas urbanas de Macapá e Santana. In: *Workshop Ecolab 5 - Resumos*, Macapá. 2000; 49-52.

Singh AK, Lakra WS. Risk and benefit assessment of alien fish species of the aquaculture and aquarium trade into India. *Reviews in Aquaculture*. 2011; 3: 3-18.

Sipaúba-Tavares LH. *Limnologia aplicada a aquicultura*. FUNEP. 1994; 72 pp.

Silva-Souza AT, Shibatta AO, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG, Dupas FA. Parasitas de peixes como indicadores de estresse ambiental e eutrofização. IN: TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M.; GALLI, C.S. (Eds). Eutrofização na América do Sul: Causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento ambiental, Academia brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter Academy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of sciences, p. 373-386, 2006.

Takyiama RT, Silva AQ, Costa WJP, Nascimento HS. Qualidade das Águas das ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. In: Takyiama LR, Silva AC (Orgs). Diagnóstico de ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. Macapá: CPAQ/IEPADGEO/SEMA; 2004. p. 99-121.

Tavares-Dias M. Piscicultura continental no Estado do Amapá: diagnóstico e perspectivas. Embrapa Amapá (Boletim de pesquisa e desenvolvimento). 2011; 42 pp.

Tripathi A, Agrawal N, Sriivastana N. Monogenoidea on exotic Indian freshwater fishes. 1. A new geographical record of *Sciadicleithrum iphthimum* Kritsky, Tatcher, and Boeger, 1989 (Dactylogyridae) with the first description of its egg. Comp. Parasitology. 2010; 77(1): 83-86.

Tundisi JG. Água no século XXI: Enfrentando a escassez. Rima: São Carlos, 2003.

Vargas L. Patologia de peixes, In: Moreira HLM, Vargas L, Ribeiro RP, Zimmermann S. Fundamentos da Moderna Aqüicultura. Canoas: ULBRA, 2001; 123-133.

Vargas L, Faria RHS, Ribeiro RP, Marline LS, Moreira HLM, Toninato JC. Ocorrência sazonal de ectoparasitas em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), em um “pesque-pague” de Umuarama, Paraná. Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da Unipar. 2003a; (6): 61-66.

Vargas L, Povh JA, Ribeiro RP, Moreira HLM, Loures BTRR, Maroneze MS. Efeito do tratamento com cloreto de sódio e formalina na ocorrência de ectoparasitos em alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) revertidas sexualmente. Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da Unipar. 2003b; 6: 39-48.

Vieira JMP, Pinho JLS, Duarte AALS. Eutrophication vulnerability analysis: a case study. IAWQ. Water Scienc and Thechnology. 1998; 37(3): 121-128.

Vitule JRS. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*. 2009; 4:111-122.

Vitule JRS, Freire CA, Simberloff, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*. 2009; 10: 98-108.

Welcomme RL. International introductions of inland aquatic species. Fisheries Technical Paper, FAO, Rome, Italy. 1988; 318 pp.

Zimmermann S. Incubação artificial. Técnica permite a produção de tilápias do nilo geneticamente superiores. *Panorama da Aquicultura*, 1999; 9 (54):15-21.

CAPÍTULO 1

**Impactos da invasão da tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*
(Cichlidae) na Amazônia oriental, Brasil**

Impactos da invasão da tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) na Amazônia oriental, Brasil

L. S. BITTENCOURT¹, U. R. LEITE-SILVA², SILVA, L. M. A^{2,1} & M. TAVARES-DIAS^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBio), Universidade Federal do Amapá, Macapá, Brasil.

²Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA), Macapá, Brasil.

³Laboratório de Aquicultura e Pesca, Embrapa Amapá, Macapá, Brasil.

Correspondência: Marcos Tavares-Dias, Embrapa Amapá, Rodovia Juscelino Kubitschek, km 5, N° 2600, 68903-419, Macapá, AP, Brasil. E-mail: marcostavares@cpafap.embrapa.br

Resumo

Na década de 90, *Oreochromis niloticus* foram introduzidas em pisciculturas da região estuarina da Amazônia oriental, e apesar do registro de escapes desse peixe exótico para o ambiente natural, o potencial impacto da invasão nesse ecossistema não foi avaliado. O presente estudo investigou pela primeira vez os impactos causados pela invasão de *O. niloticus* em populações de 16 espécies de ciclídeos nativos de um tributário do Rio Amazonas, no Norte do Brasil. Devido aos escapes e solturas intencionais de *O. niloticus* de pisciculturas, houve a invasão e estabelecimento bem sucedido nesse ecossistema natural da região do Estado do Amapá, principalmente em área de abrigo, alimentação e reprodução de espécies de Cichlidae nativos. Os diversos fatores que contribuíram para essa invasão e estabelecimento foram aqui discutidos. A invasão de *O. niloticus* está causando pressão sobre as populações de ciclídeos nativos, os quais encontram-se em baixa densidade populacional, pois 72,7% da biomassa dos ciclídeos (nativos e não-nativos) está constituída por *O. niloticus*. Conseqüentemente, a CPUE (2,489 Kg.h⁻¹) para essa tilápia invasora é muito superior aos valores da CPUE (0,641 Kg.h⁻¹) de todas as 16 espécies de ciclídeos nativos juntas. Os resultados indicam uma necessidade de plano de manejo para controle desse peixe invasor, evitando assim a extinção de espécies de ciclídeos nativos. Além disso, serão úteis também para a tomada de decisão crítica de instituições governamentais (estadual e federal) quanto a aprovação da introdução de peixes não-nativos na Amazônia ou qualquer outra região.

Palavras-chave: Amazônia, Espécie exótica, Invasão biológica, Cichlidae, Peixes de água doce.

Introdução

A crescente introdução de espécies não-nativas, de forma acidental ou deliberada, está sendo uma das grandes preocupações mundiais (Poulin *et al.* 2011; Goslan 2012; Ribeiro & Leuda 2012). A globalização dos sistemas modernos de transporte assegura que essas taxas de invasões biológicas ocorrem e permanecem elevadas (Gozlan *et al.* 2010; Poulin *et al.* 2011). A aquicultura tem sido apontada com um dos principais meios da introdução de espécies exóticas que causam impactos ambientais (McCrary *et al.* 2007; Galli *et al.* 2007; Gozlan *et al.* 2012) e econômicos (McCrary *et al.* 2007; Poulin *et al.* 2011). As introduções é uma das maiores causas da extinção de espécies nativas, quando a espécie invasora altera as cadeias tróficas, descaracteriza os nichos ecológicos e/ou reduz os estoques pesqueiros naturais, impondo à sociedade altos custos econômicos (McCrary *et al.* 2007; Galli *et al.* 2007; Poulin *et al.* 2011; Ribeiro & Leuda 2012). A invasão de peixes não-nativos representa ainda outra grande ameaça para a ictiofauna nativa, a disseminação de novos parasitos e doenças em populações nativas (Arthur *et al.* 2010; Poulin *et al.* 2011; Goslan 2012).

O sucesso no estabelecimento de uma espécie de peixe introduzido em um novo ambiente pode variar de espécie para espécie, pois é dependente de diversos fatores bióticos e abióticos (Pavlov *et al.* 2006; Ribeiro & Leuda 2012). Assim, a percepção dos impactos ecológicos dessa introdução causados à ictiofauna nativa pode levar muitos anos, às vezes décadas (Arthur *et al.* 2010), mas esses impactos são difíceis de serem demonstrados (Goslan 2012) ou percebidos.

A tilápia-do-nilo *O. niloticus*, Cichlidae da África foi disseminada por quase todo o mundo com várias finalidades (Canônico *et al.* 2005), incluindo o Brasil. Porém, a introdução dessa tilápia comprometeu a ictiofauna nativa no México, Austrália, Estados Unidos, Filipinas e Madagascar (Canônico *et al.* 2005) e Panamá (Roche *et al.* 2010), causando graves problemas ambientais. Nos Lagos Vitória e Kyogo (África), após uma introdução de *O. niloticus* está dominou o ambiente, reduzindo consideravelmente as populações nativas de

Oreochromis esculentus e *Oreochromis variabilis* (Bwanika *et al.* 2006). A invasão de tilápias do gênero *Oreochromis* em mais da metade dos lagos da Nicarágua, levou à redução de 80% dos ciclídeos nativos, devido à competição ambiental (McCrary *et al.* 2007). No Panamá, a introdução de *O. niloticus* levou a extinção de duas espécies de ciclídeos endêmicos (Roche *et al.* 2010), devido a diversos fatores.

No Brasil, espécimes de *O. niloticus* foram introduzidos a princípio no Nordeste, para o cultivo em açudes durante programa governamental contra a fome nessa região. Porém, atualmente, embora o país tenha uma das maiores diversidade de peixes nativos do mundo (Novaes & Carvalho 2011), paradoxalmente, a tilápia-do-nilo representa ainda o principal modelo zootécnico para a piscicultura nacional (Pantoja *et al.* 2012). Conseqüentemente, essa espécie de tilápia encontra-se disseminada em diversos lagos, represas, reservatórios (Minte-Vera & Petrere-Jr 2000; Novaes & Carvalho 2011; Attayde *et al.* 2011) e também nas bacias dos rios Tietê (Novaes & Carvalho 2011) e Paraná (Britton & Orsi 2012). Em reservatórios, a dominância da tilápia-do-nilo alterou drasticamente a composição da ictiofauna nativa, comprometendo a pesca artesanal local (Novaes & Carvalho 2011; Attayde *et al.* 2011). Portanto, nas diversas regiões do país onde houve a invasão da tilápia-do-nilo os impactos para a ictiofauna nativa necessitam ser investigados, incluindo a região estuarina-amazônica no Norte do Brasil.

Na região da Amazônia Oriental, estado do Amapá (Norte do Brasil), *O. niloticus* foi introduzida em 1994, para o cultivo intensivo (Tavares-Dias 2011). Porém, na década de 2000 foram registrados escapes intencionais e acidentais desse peixe para um importante tributário do Rio Amazonas, a bacia do Igarapé Fortaleza, devido ao transbordamento dos viveiros de cultivo, causados pelas fortes chuvas amazônicas. Pois na região, em geral, as pisciculturas tem como prática estabelecer-se dentro ou nas proximidades dos corpos de água naturais (Gama 2008; Tavares-Dias 2011). Assim, o presente estudo investigou a invasão da *O. niloticus* nesse tributário do Rio Amazonas, no estado do Amapá, visando avaliar se houve sucesso no estabelecimento dessa tilápia e impactos para a ictiofauna de Cichlidae nativos da região.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A bacia do Igarapé Fortaleza, localizada no estado do Amapá (Amazônia oriental) está constituída pelo canal principal desse tributário do Rio Amazonas e pela planície de inundação (Figura 1). O Rio Amazonas e o canal principal do Igarapé Fortaleza são os principais formadores da planície de inundação. As áreas inundáveis dos sistemas Rio Amazonas-planície de inundação constituem-se em sistemas físicos fluviais colmatados, drenados por água doce e influenciadas pela elevada pluviosidade da Amazônia e pelas marés do Rio Amazonas (Takyama *et al.* 2004; Gama & Halboth 2004).

O canal principal do Igarapé Fortaleza transporta rica matéria orgânica trazida pelas marés do Rio Amazonas e que é levada também para as áreas inundáveis, que são ambientes protegidos e de difícil acesso aos grandes predadores, assim formam um ambiente propício para o desenvolvimento, principalmente, de espécies de peixes de pequeno e médio porte. Diversas espécies nativas da ictiofauna são conhecidas para a bacia e algumas são endêmicas. Algumas espécies tem importância para a pesca artesanal de subsistência da região, enquanto outras espécies tem potencial para a aquariofilia, principalmente espécies de Cichlidae. No período chuvoso (dezembro a maio), as águas que se espalham sobre a planície de inundação são ricas em nutrientes, devido à rápida decomposição de gramíneas e restos de animais ou da camada húmifera da floresta, levando então um grande crescimento da vegetação e biomassa de invertebrados (insetos, crustáceos zooplanctônicos e moluscos), usados como alimento pelos peixes. Assim, a biomassa de peixes aumenta rapidamente durante as cheias, em grande parte devido ao rápido crescimento das formas jovens durante o ano. Essas condições favoráveis levam a maioria dos peixes a se reproduzir no início da estação chuvosa, principal período de alimentação, crescimento e acúmulo de reserva energética usada para suportar a pouca oferta de alimentos durante o período da estiagem (junho a novembro). Os peixes nascem então no período

com muito alimento, quando o rápido crescimento dos vegetais também oferece o abrigo contra os predadores (Gama & Halboth 2004).

Coletas dos peixes e procedimentos de análises

No período de dezembro de 2009 a junho de 2011, foram realizados esforços de captura de espécimes de Cichlidae nativos e *Oreochromis niloticus* (exótico), no canal principal do Igarapé Fortaleza e em áreas inundáveis. Para a captura dos peixes foram usadas tarrafas de malha com 30 e 40 mm durante o dia e redes de emalhar com malha de 20, 25 e 30 mm (Autorização ICMBio: 23276-1). As redes foram expostas durante 8 horas/dia, a partir do amanhecer ou entardecer e os peixes foram transportados em gelo para o Laboratório de Aquicultura e Pesca da Embrapa Amapá, Macapá (AP), Brasil. Todos os pontos de coletas foram georeferenciados e plotados para a confecção de um mapa com a ocorrência dos peixes.

A produtividade em número e em biomassa dos peixes coletados foi estimada usando a Captura por Unidade de Esforço/CPUE (Gulland 1969), levando em consideração o número de peixes capturados pelo esforço a cada oito horas.

O peso corporal (g) e comprimento total (cm) dos peixes capturados foram medidos e usados para calcular a relação peso-comprimento e fator relativo de condição (Kn) de tilápia-do-nilo capturadas no canal principal e em áreas inundáveis. O Kn foi determinado seguindo as recomendações de Le-Cren (1951). Após obtenção dos valores de Kn individuais foram calculados os valores médios e intervalos de confiança, que foram testados com o padrão (Kn = 1,0) pelo teste t ($p < 0,05$). Para calcular a relação peso-comprimento foi usado a equação $W_t = aL^b$, onde W_t é o peso total em gramas e L o comprimento total em cm, **a** e **b** são constantes. Estas constantes foram estimadas pela regressão linear da equação transformada: $W = \log a + b \times \log L$. O nível de significância de r foi estimado e o valor de b (Le-Cren 1951, pelo teste t ($p > 0,05$)). Os valores de peso e comprimento das espécies de peixes, para ambos os ambientes, foram comparados pelo teste t ($p > 0,05$)

Resultados

Na bacia do Igarapé, os pontos geográficos de dispersão de *O. niloticus* e das pisciculturas ativas e inativas, com cultivo de tilápia-do-nilo, são mostrados na Figura 1. Na cidade de Macapá foram registradas oito pisciculturas em plena atividade e duas que encerraram suas atividades há alguns anos. Além, disso foram capturados 218 espécimes de tilápia-do-nilo e 358 espécimes de 16 espécies de Cichlidae nativos, com comprimento médio variando de $8,5 \pm 1,1$ a 21,5 cm. Nas áreas inundáveis, o número de espécies ciclídeos nativos foi baixo quando comparados às espécimes capturadas no canal principal do Igarapé Fortaleza (Tabela 1).

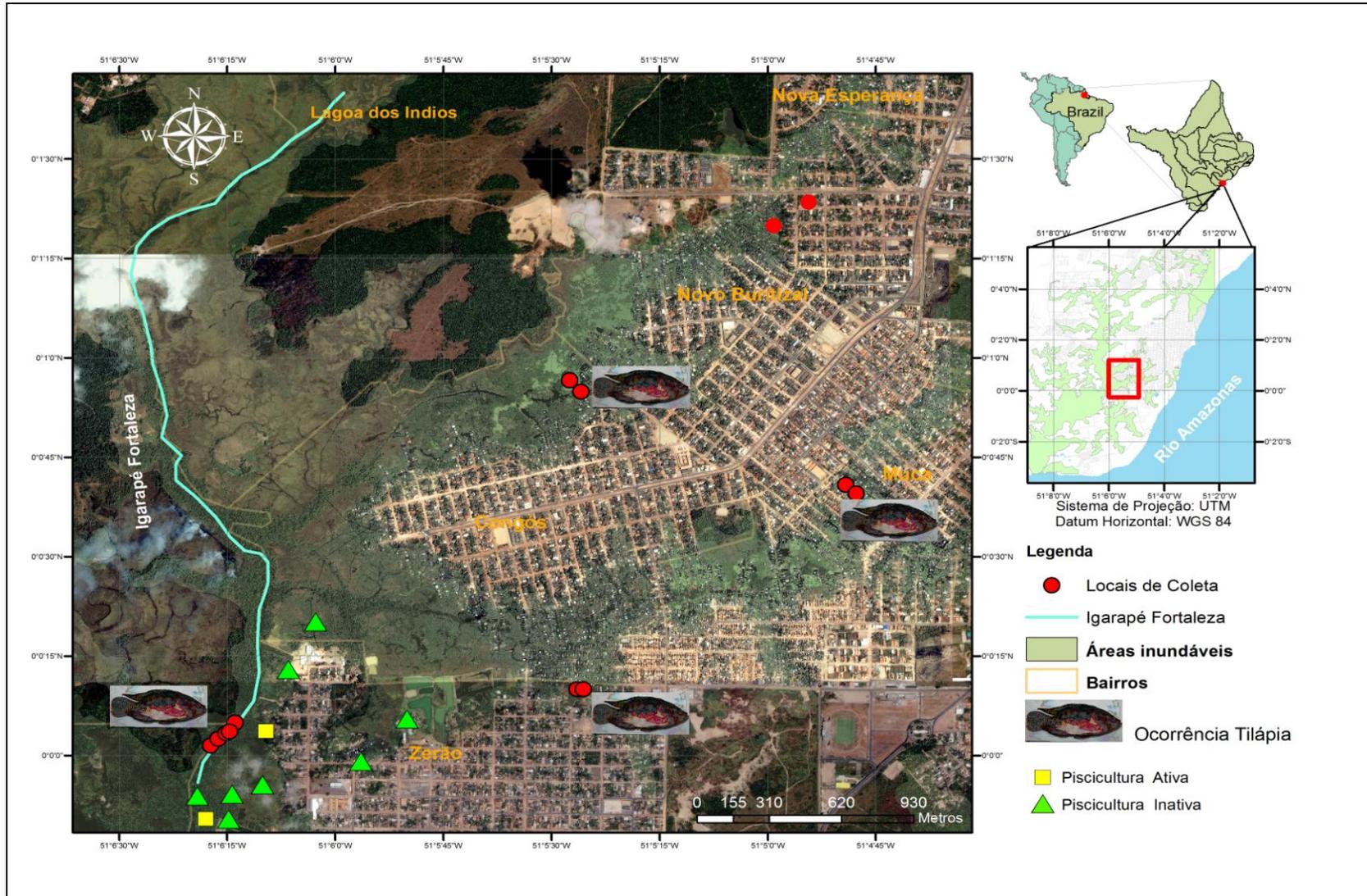


Figura 1. Locais da invasão de *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, Amazônia oriental, Brasil.

Tabela 1. Peso corporal e comprimento total das espécies de Cichlidae capturadas na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia, Brasil. Valores expressam média \pm desvio padrão. Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças pelo teste t ($p < 0,05$)

Peixes	Locais de captura					
	Igarapé Fortaleza (canal principal)			Áreas inundáveis		
	N	Peso (g)	Comprimento (cm)	N	Peso (g)	Comprimento (cm)
<i>Oreochromis niloticus</i>	37	275,2 \pm 51,5a	23,2 \pm 1,7a	181	115,4 \pm 77,5b	17,2 \pm 4,9b
<i>Geophagus bransiliens</i>	1	76,0 \pm 0,0	14,5 \pm 0,0	-	-	-
<i>Astronotus ocellatus</i>	13	212,0 \pm 65,0a	20,1 \pm 2,6a	4	236,35 \pm 104,5a	21,5 \pm 4,8a
<i>Pterophyllum scalare</i>	7	11,1 \pm 3,8	8,5 \pm 1,1	-	-	-
<i>Heros efasciatus</i>	3	64,6 \pm 43,9	12,1 \pm 4,1	-	-	-
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	14	94,4 \pm 62,6	17,0 \pm 4,4	-	-	-
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	31	105,2 \pm 43,9	16,6 \pm 3,0	-	-	-
<i>Cichlassoma amazonarum</i>	6	34,6 \pm 7,0a	10,7 \pm 1,0b	54	49,2 \pm 19,6a	12,8 \pm 2,2a
<i>Aequidens tetramerus</i>	33	57,1 \pm 18,2b	13,5 \pm 1,6b	59	69,0 \pm 27,5a	14,5 \pm 2,2a
<i>Aequidens</i> sp.	4	71,0 \pm 24,4	13,9 \pm 1,5	3	37,7 \pm 5,7	11,7 \pm 0,7
<i>Mesonauta</i> sp.	2	34,0 \pm 0,0	12,0 \pm 0,5	29	54,6 \pm 31,6	12,6 \pm 2,2
<i>Mesonauta acora</i>	7	22,0 \pm 7,3b	10,0 \pm 1,4b	30	62,1 \pm 18,7a	13,6 \pm 1,5a
<i>Laetacara curviceps</i>	17	55,4 \pm 24,3a	13,6 \pm 2,0a	3	18,5 \pm 4,0b	9,1 \pm 1,2b
<i>Satanoperca jurupari</i>	20	41,3 \pm 32,8	12,0 \pm 4,0	-	-	-
<i>Hypselecara</i> sp.	1	56,0 \pm 0,0	13,2 \pm 0,0	-	-	-
<i>Mesonauta guyanae</i>	9	19,3 \pm 7,7	9,5 \pm 2,1	-	-	-
<i>Cichlassoma bimaculatum</i>	8	59,0 \pm 21,1	14,1 \pm 2,9	-	-	-

Para juvenis e adultos de *O. niloticus* do canal principal e das áreas inundáveis do Igarapé Fortaleza, o crescimento foi alométrico negativo (Figura 2), indicando um maior incremento em massa corporal que em tamanho. Além disso, o fator de condição para *O. niloticus* de ambos os ambientes foi similar e não diferiram do padrão $K_n = 1,0$ ($p > 0,05$), indicando então boas condições para essa população no novo ambiente invadido (Figura 3).

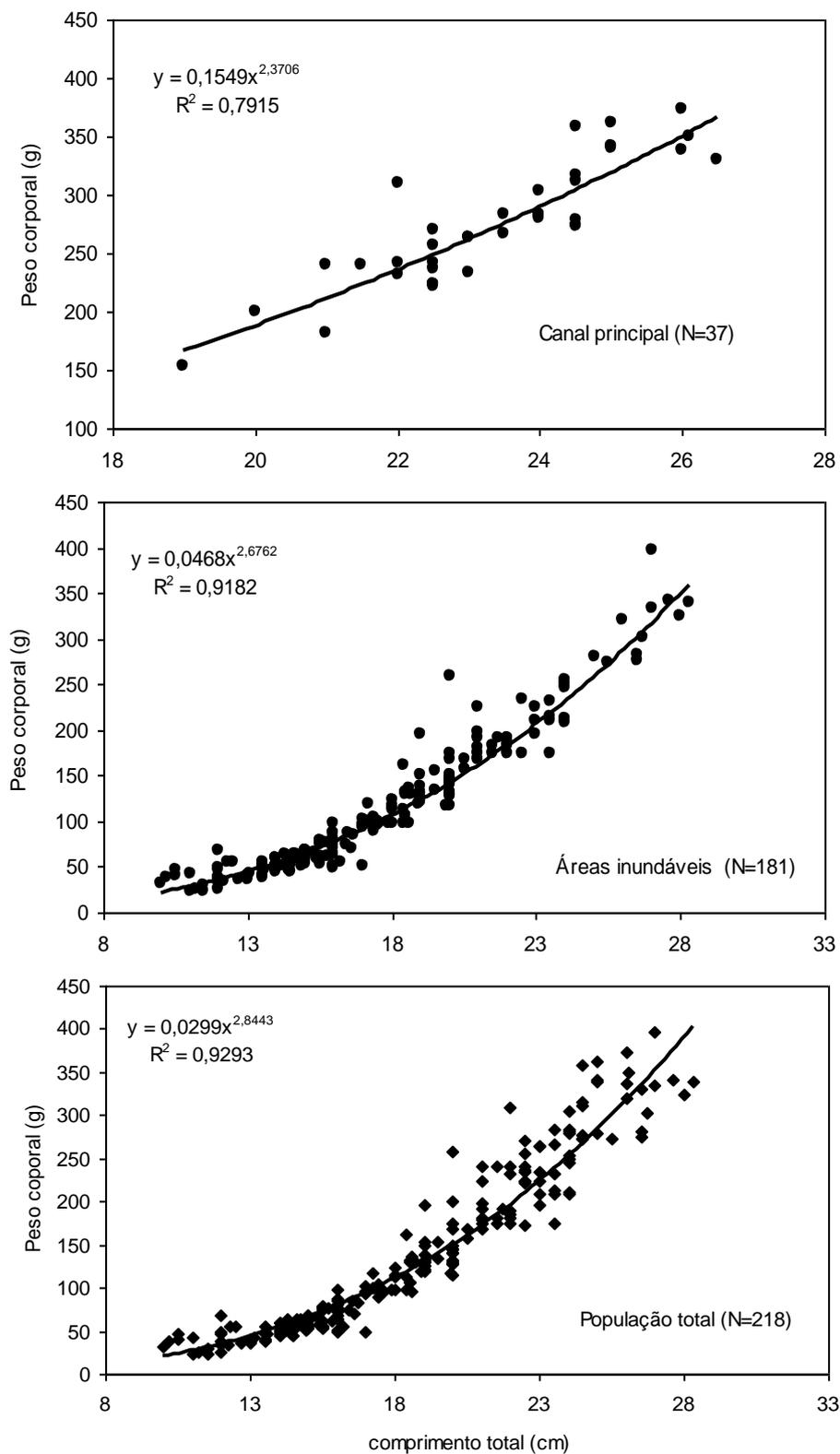


Figura 2. Relação peso-comprimento de *O. niloticus* capturados na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.

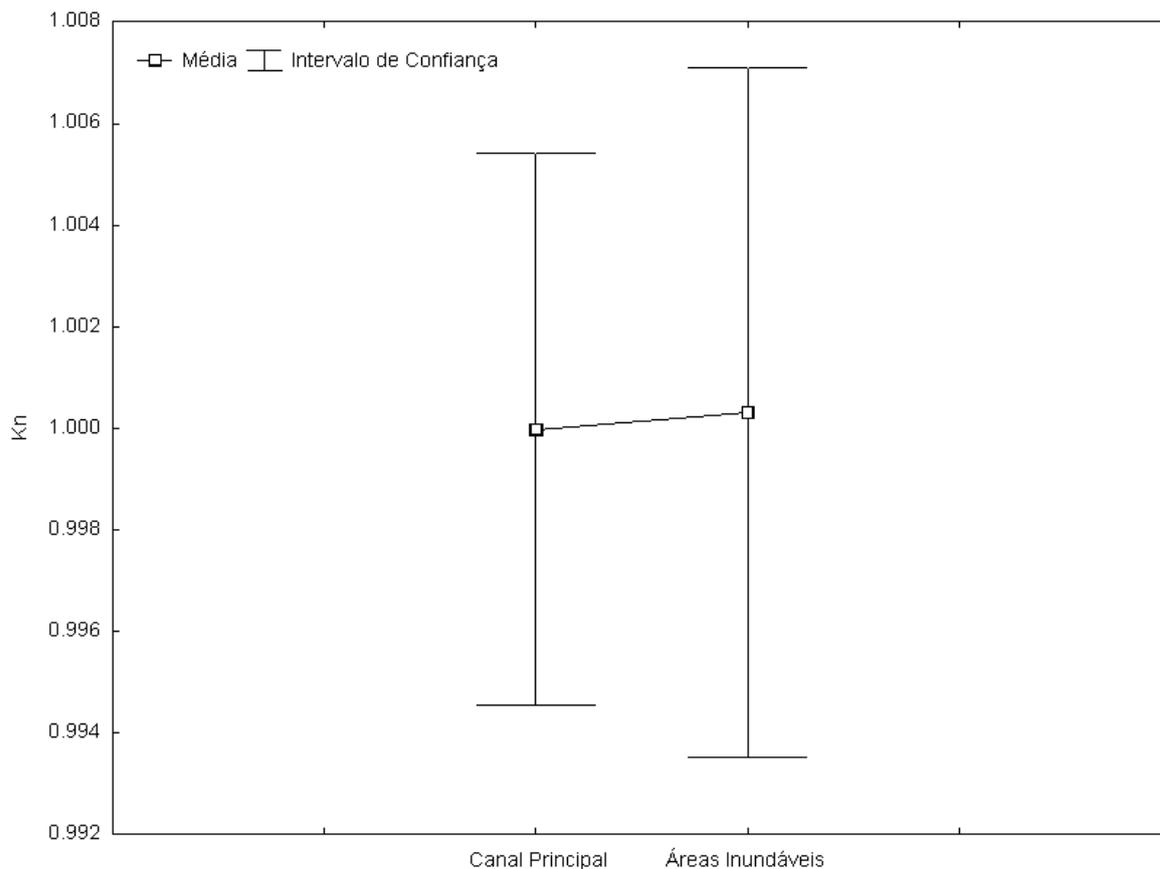


Figura 3. Fator relativo de condição (K_n) de *O. niloticus* capturadas no canal principal e áreas inundáveis da bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.

Na pesca de espécies de tilápia-do-nilo *O. niloticus* e 16 espécies de Cichlidae nativos, somente sete espécies que ocorrem no canal principal foram também capturadas nas áreas inundáveis, com predomínio de tilápias. Porém, a biomassa de *O. niloticus* foi maior que a de ciclídeos nativos, nesses dois ambientes de captura (Tabela 2), indicando uma maior abundância deste peixe não-nativo. Entre todas as 17 espécies de peixes nativos e não nativos capturados, *O. niloticus* representou 72,7%; representando uma CPUE de 2,489 Kg.h^{-1} (em um total de 88 h), maior que das espécies de ciclídeos nativos com uma CPUE de apenas 0,641 Kg.h^{-1} (em um total de 128 h).

Tabela 2. Produtividade em número e biomassa de Cichlidae capturados na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.

Peixes	Locais de captura									
	Igarapé Fortaleza (canal principal)					Áreas inundáveis				
	N	Frequência relativa (%)	Biomassa (g)	CPUE (g.h ⁻¹)	CPUE (N.h ⁻¹)	N	Frequência relativa (%)	Biomassa (g)	CPUE (g.h ⁻¹)	CPUE (N.h ⁻¹)
<i>Oreochromis niloticus</i>	37	44,6	10.184	1.273,0	4,60	181	75,0	208.825	2,61	5,60
<i>Geophagus bransiliens</i>	01	0,3	76,0	9,5	0,12	-	-	-	-	-
<i>Astronotus ocellatus</i>	13	12,1	2.756	114,8	0,54	4	0,4	945,4	59,1	0,12
<i>Pterophyllum scalare</i>	7	0,3	78,0	9,8	0,87	-	-	-	-	-
<i>Heros efasciatus</i>	3	0,8	194,0	24,3	0,37	-	-	-	-	-
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	14	5,8	1.322	33,1	0,35	-	-	-	-	-
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	31	14,3	3.263	68,0	0,48	-	-	-	-	-
<i>Cichlassoma amazonarum</i>	6	0,9	208,0	13,0	0,37	54	5,3	14.776	46,2	1,68
<i>Aequidens tetramerus</i>	33	8,2	1.886	78,6	1,37	59	14,6	40.741	84,9	1,84
<i>Aequidens</i> sp.	4	1,2	284,0	35,5	0,50	3	0,4	1.132	14,2	0,09
<i>Mesonauta</i> sp.	2	0,3	68,0	8,5	0,25	29	3,2	8.916	12,4	0,90
<i>Mesonauta acora</i>	7	0,7	154,0	19,3	0,87	30	0,7	1.802	11,2	0,93
<i>Laetacara curviceps</i>	17	4,1	942,0	117,8	2,12	3	0,4	55,6	13,9	0,09
<i>Satanoperca jurupari</i>	20	3,3	744,0	13,3	0,36	-	-	-	-	-
<i>Hypselecara</i> sp.	1	0,2	56,0	7,0	0,12	-	-	-	-	-
<i>Mesonauta guyanae</i>	9	0,8	174,0	10,9	0,56	-	-	-	-	-
<i>Cichlassoma bimaculatum</i>	8	2,1	472,0	59,0	1,00	-	-	-	-	-
Total	213	100	22.861	-	-	363	100	278.249	-	-

Discussão

Na região estuarina da Amazônia oriental (Estado do Amapá, Norte do Brasil) em 1994, a *O. niloticus* foi introduzida em diversas pisciculturas da região (Tavares-Dias 2011; Pantoja *et al.* 2012) devido à sua facilidade de reprodução natural, povoando rapidamente os viveiros de cultivo (Gama 2008; Tavares-Dias 2011; Pantoja *et al.* 2012). Na região, como grande parte dessas pisciculturas está ou esteve dentro ou próxima da bacia do Igarapé Fortaleza, ocorreram escapes acidentais (Gama 2008; Tavares-Dias, 2011) e também solturas voluntárias para o ambiente natural. Conseqüentemente iniciou-se provavelmente a partir de 2002 uma população de dessa espécie de peixe nesse ambiente, pois estudos conduzidos entre 2001-2001 não registravam a ocorrência de *O. niloticus* (Gama & Halboth 2004). Os impactos ecológicos dessa invasão na ictiofauna nativa são difíceis de demonstrar, pois podem ser indireto como nos casos da transmissão de agentes patogênicos (Goslan 2012) ou direto, como está ocorrendo com as espécies de Cichlidae nativos do presente estudo. Porém, a intensidade dos impactos negativos é dependente de fatores bióticos e abióticos, uma vez que pode haver a coexistência entre espécies (Ribeiro & Leuda 2012) nativas e introduzidas, mas sob determinadas condições específicas.

A dispersão de *O. niloticus* na Nicarágua (McCrary *et al.* 2007), México, Austrália, Estados Unidos, Filipinas e Madagascar (Canônico *et al.* 2005) iniciou-se o processo de invasão dessa espécie recém-chegado que adaptou-se às novas condições ambientais encontradas. Em seguida, este invasor iniciou sua reprodução para começar a formação da nova população, aumentando drasticamente a sua abundância, devido à falta de predadores naturais, competidores e doenças nesses novos ecossistemas invadidos (Pavlov *et al.* 2006). Similarmente, na bacia do Igarapé Fortaleza, após 8 a 9 anos da invasão da *O. niloticus*, houve sucesso no estabelecimento desse peixe que formou uma população de indivíduos em boas condições de hígidez ($K_n=1,0$). O K_n , um índice indicativo de condições corporal, foi similar a de *O. niloticus* de pisciculturas dessa mesma região (Pantoja *et al.* 2012). Portanto, o bom aproveitamento dos recursos alimentares disponíveis na bacia do Igarapé

Fortaleza, foi um dos fatores que contribuíram para o sucesso na colonização da *O. niloticus* nesse ecossistema natural do estuário-amazônico.

A tilápia-do-nilo é um peixe com extrema plasticidade alimentar, uma vez que populações naturais alimentam-se de zooplâncton, fitoplâncton, detritos, sedimentos e larvas de insetos (Bwanika *et al.* 2006; 2007; Attayde *et al.* 2011) dependendo da fase do seu ciclo de vida. Portanto, essa plasticidade favoreceu a ocupação e o crescimento deste peixe invasor na bacia do Igarapé Fortaleza, mas principalmente seu hábito alimentar onívoro. Esse fator permitiu seu desenvolvimento e obtenção de elevado conteúdo calórico (Bwanika *et al.* 2006; Bwanika *et al.* 2007), garantindo então seu sucesso durante o estabelecimento no novo ambiente rico em itens de sua dieta alimentar, devido à eutrofização antropogênica e transporte de material orgânico lixiviada pelas marés do Rio Amazonas (Takiyama & Silva 2004).

Novaes & Carvalho (2011) citam que a eutrofização e a alta produção primária foram fatores que também contribuíram para o estabelecimento de *O. niloticus* em reservatórios do Brasil. As áreas inundáveis, devido à sua elevada produção primária serve amplamente para a alimentação de diversas espécies da ictiofauna nativa nas primeiras fases de seu desenvolvimento (Gama & Halboth 2004), principalmente espécies de Cichlidae nativos. Consequentemente, essas áreas estão também sendo usadas para a reprodução e abrigo da população dessa tilápia invasora da bacia do Igarapé Fortaleza.

Outros fatores que contribuem fortemente para o sucesso da invasão da *O. niloticus* são a sua flexibilidade na taxa de crescimento e o tamanho de maturação sexual de acordo com as condições ambientais, bem como sua alta adaptabilidade às condições ambientais adversas (Attayde *et al.* 2011). Para essa tilápia do Lago Nabugabo (Uganda), com tamanho variando de 3,7 a 52,5 cm o crescimento alométrico positivo ($b=3.117$) foi influenciado por fatores dependentes da densidade populacional. Nesse ambiente, após seu estabelecimento houve forte pressão sobre a pesca dessa espécie introduzida (Bwanika *et al.* 2007). Porém, no Lago Coatetelco (México), para peixes com tamanho variando de 8,9 a 16,5 cm o crescimento foi alométrico negativo

($b=2.469$), causado pela captura de indivíduos mais jovens (Gómez-Márquez *et al.* 2008). Na bacia do Igarapé Fortaleza, para *O. niloticus* capturadas o crescimento foi do tipo alométrico negativo ($b= 2.844$), pois nesse novo ambiente esta espécie não-nativa necessita de um rápido incremento em massa corporal para rapidamente atingir a fase reprodutiva, garantindo então a naturalização constituída por uma população abundante e de indivíduos com capacidade reprodutiva estável.

Portanto, como foram capturados indivíduos de 10,0 a 28,3 cm de comprimento, este estabelecimento foi bem sucedido, pois o ambiente propiciou a complementação do ciclo de vida desse peixe. Além disso, a população de *O. niloticus* não sofre qualquer pressão de pesca local que não tem interesse nessa tilápia invasora. Em contraste, a introdução de tilápias do gênero *Oreochromis* comprometeu o mercado de peixes nativos na Nicarágua (McCrary *et al.* 2007). Portanto, todos esses fatores também contribuíram positivamente para invasão de *O. niloticus* na região do presente estudo e para a sua elevada densidade populacional que continuará aumentando, caso não haja uma interferência na biomassa desse invasor, que constituiu agora uma população natural.

Sempre houve uma preocupação com os impactos que a invasão de *O. niloticus* pode causar com seu estabelecimento em ecossistema naturais. Essa invasão pode alterar a estrutura das comunidades de ciclídeos nativos, competindo por alimentos, predando seus ovos e larvas, mantendo forte comportamento territorialista, múltiplas desovas e cuidado parental e ocupando quase todos os habitat como locais de desova, de forma que compromete a desova das outras espécies (Peterson *et al.* 2004; Canônico *et al.* 2005; Bwanika *et al.* 2006; Attayde *et al.* 2011) e a cadeia alimentar do ecossistema invadido (Martin *et al.* 2010; Attayde *et al.* 2011).

Em lagos da Nicarágua, a invasão de *Oreochromis* spp. levou à redução de 80,0% das espécies de ciclídeos nativos, devido à competição ambiental (McCrary *et al.* 2007). Roche *et al.* (2010) citam que em lagos do Canal do Panamá, das três espécies de ciclídeos endêmicos existentes após a invasão de *O. niloticus*, somente uma espécie pode ser encontrada na região

atualmente. No Brasil, estudos demonstram uma drástica redução na pesca artesanal de peixes nativos no reservatório Billings, em São Paulo (Minte-Vera & Petrere Jr 2000), reservatório de Barra Bonita, São Paulo (Novaes e Carvalho, 2011) e reservatório Gargalheiras, Rio Grande do Norte (Attayde *et al.* 2011), devido à dominância dessa tilápia nesses ambientes.

Na bacia do Igarapé Fortaleza, a invasão de *O. niloticus* está causando também pressão sobre as espécies de Cichlidae nativos, os quais encontram-se em baixa densidade populacional, principalmente nas áreas inundáveis, principal local de desova, abrigo e alimentação desses peixes nativos. Assim, nas áreas inundáveis, a biomassa dessa tilápia invasora foi 10 vezes maior que no canal principal, de forma que 72,7% da biomassa total de todos os ciclídeos capturados (nativos e não-nativo) foi representado por *O. niloticus*. Consequentemente houve uma menor abundância na população de ciclídeos nativos, pois enquanto a CPUE para essa tilápia invasora foi de 2,489 Kg.h⁻¹ para as espécies de ciclídeos nativos foi de apenas 0,641 Kg.h⁻¹. No Lago Nicarágua (Nicarágua), 54,0% da biomassa de ciclídeos capturados está constituída predominantemente por *Oreochromis* sp. (Mckaye *et al.* 1995). Em reservatório do Estado de São Paulo, 81,5% da pesca está constituída por *O. niloticus*, que apresenta uma CPUE de 40,5 Kg/pescador (Minte-Vera & Petrere Jr 2000). Novaes & Carvalho (2011) relataram que essa mesma espécie de tilápia é também o peixe mais capturado no reservatório de Barra Bonita (SP), representando 82,5% da biomassa total e com CPUE de 51,5 Kg/dia. Portanto, essa tilápia exótica representa o recurso pesqueiro predominante nos reservatórios do Brasil.

A abundância de ciclídeos nativos nas áreas inundáveis pode estar sendo influenciada negativamente pela invasão de *O. niloticus* nesse ambiente de reprodução desses peixes nativos. Como este é o primeiro registro sobre os impactos de *O. niloticus* sobre a ictiofauna nativa, então são necessários estudos adicionais de acompanhamento da população de ciclídeos nativos e da importação de parasitos, pois a introdução de doenças e a ocupação de habitat por essa tilápia invasora poderá levar a extinção de espécies de ciclídeos nativos e endêmicos dessa região da bacia amazônica, as quais parecem estar

sendo drasticamente comprometidas por essa invasão biológica. Além disso, poderá comprometer as estruturas das comunidades da ictiofauna local. Há a eminente necessidade da implantação de plano de manejo dessa espécie invasora, visando seu controle populacional para evitar futuras consequências ambientais desastrosas. Porém, as opções de controle e manejo de peixes invasores estão ainda limitadas aos meios tradicionais tais como as erradicações com produtos (peixecidas), remoção mecânica, educação ambiental e legislação. Contudo, no futuro, tecnologia genética também poderá ser outra opção no controle de tilápias invasoras (Russell *et al.* 2012), incluindo a tilápia-do-nilo *O. niloticus*.

Agradecimentos

O presente trabalho foi desenvolvido de acordo com princípios recomendados pelo Colégio Brasileiro de Experimentação Animal (COBEA). Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte a esse projeto (Processo: 556827/2009-0).

Referências

- Arthur R.I., Lorezen K., Homekingkeo P. A. & Sidavong K. (2010). Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. *Aquaculture* **299**, 81-88.
- Attayde J.L., Brasil J. & Menescal R.A. (2011). Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology* **18**, 437-443.
- Britton J.R. & Orsi M.L. (2012). Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish and Biology Fisheries*. doi: 10.1007/s11160-012-9254-x
- Bwanika G.N., Murie D.J. & Chapman L.J. (2007). Comparative age and growth of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in lakes Nabugabo and Wamala, Uganda. *Hydrobiologia* **589**, 287-301.
- Bwanika G.N., Chapman L.J., Kizito Y. & Balirwa J. (2006). Cascading effects of introduced Nile perch (*Lates niloticus*) on the foraging ecology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecology of Freshwater Fishes* **15**, 470-481.

Canonico G.C., Arthington A., Mccrary J.K & Thieme M.L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* **15**, 463–483.

Francová K., Ondracková M., Polacik M. & Jurajda P. (2011). Parasite fauna of native and non-native populations of *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) (Gobiidea) in the longitudinal profile of the Danube River. *Journal of Applied Ichthyology* **27**, 879-886.

Galli P., Strona G., Benzoni F., Crosa G. & Stefani F. (2007). Monogenoids from freshwater fish in Italy, with comments on alien species. *Comparative Parasitology* **74**, 264-272.

Gama C. S. (2008). A criação de tilápia no estado do Amapá como fonte de risco ambiental. *Acta Amazonica* **38**, 525-530.

Gama C., S. & Halboth D.A. (2004). Ictiofauna das ressacas das bacias do Igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú. In: Takiyama, L., R.; Silva, A., Q. (Org.) *Diagnóstico de ressacas do estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú*. Macapá: GEA/SETEC/IEPA, pp.33-66.

Gómez-Márquez J.L., Pena-Meñdonza B., Salgado-Ugarte I.H., Arredondo-Figueroa, J.L. (2008). Age and growth of the tilapia, *Oreochromis niloticus* (Peciformes: Cichlidae) from a tropical shallow lake in Mexico. *Revista de Biología Tropical* **56**, 875-884.

Gozlan R. E. (2012). Mapping conservation priorities in the Mediterranean: the issue of non-native freshwater fish introductions. *Fisheries Management and Ecology* **19**, 89-92.

Gozlan R. E., Britton J.R., Cowx I. & Copp G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* **76**, 751-786.

Gulland, J.A. 1969. *Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis*. Rome: FAO, 154 pp.

Le-Cren, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* **20**, 201-219.

Martin C.W. & Valentine M.M., Valentine J.F. (2010). Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: the potential for altered trophic exchange and modification of food webs. *PLOS ONE* **5**, e14395. doi:10.1371/journal.pone.0014395.

Mccrary Jk., Murphy Br., Stauffer Junior Jr. & Hendrix S.S. (2007). Tilapia (Teleostei: Cichlidae) status in Nicaraguan natural waters. *Environmental Biology of Fishes* **80**, 78-10.

- Minte-Vera C.V. & Petrere Jr. M. (2000). Artisanal fisheries in urban reservoirs: A case study from Brazil (Billings Reservoir, São Paulo, Metropolitan Region). *Fisheries Management and Ecology* **7**, 537-549.
- Novaes J.L.C. & Carvalho E.D. (2011). Artisanal fisheries in a Brazilian hypereutrophic reservoir: Barra Bonita Reservoir, Middle Tietê River. *Brazil Journal Biology* **71**, 821-832.
- Pantoja W.M.F., Neves L.R., Dias M.K.R., Marinho R.G.B., Montagner D. & Tavares-Dias M. (2012). Protozoan and metazoan parasites of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* cultured in Brazil. *Revista MVZ Córdoba* **17**, 265-266.
- Pavlov D.S., Mikheev V. N. & Dgebuadze Y. Y. (2006). Behavioral aspects of biological invasions of alien fish species. *Journal of Ichthyology* **46**, 117-124.
- Peterson M. S., Slack W.T., Brown-Peterson N.J. & McDonald J.L. (2004). Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. *Copeia*, 842-849.
- Poulin R., Paterson R.A., Townsend C. R., Tompkins D.M. & Kelly W. (2001). Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* **56**, 676-688.
- Ribeiro F. & Leunda P.M. (2012). Non-native fish impacts on mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* **19**, 142-156.
- Roche D. G., Leung B., Mendoza-Franco E.F. & Torchin M.E. (2010). Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *International Journal for Parasitology* **40**, 1525-1530.
- Russell D. J., Thuesen P. A. & Thomson F. E. (2012). Reproductive strategies of two invasive tilapia species *Oreochromis mossambicus* and *Tilapia mariae* in northern Australia. *Journal of Fish Biology* **80**, 2176-2197.
- Takiyama L.R., Silva A.Q., Costa W.J.P. & Nascimento H.S. (2004). Qualidade das Águas das ressacas das bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. In: Takiyama L.R. & Silva A.Q. da (orgs.). *Diagnóstico das ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e Rio Curiaú*, Macapá-AP. Macapá: CPAQ/IEPA e DGEO/SEMA, pp. 81-104.
- Tavares-Dias M. (2011). *Piscicultura continental no estado do Amapá: diagnóstico e perspectivas*. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Macapá, Brasil: Embrapa Amapá, 42 pp.

CAPÍTULO 2

Parasitos em espécies de Cichlidae nativos da Amazônia oriental (Brasil) e *Oreochromis niloticus*, uma espécie invasora

**Parasitas em espécies de Cichlidae nativos da Amazônia oriental (Brasil)
e *Oreochromis niloticus*, uma espécie invasora**

Luana Silva Bittencourt¹; Marcos Tavares-Dias^{1,2}; Douglas Anadias Pinheiro²;
Ligia Rigôr Neves²

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBio),
Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Macapá, Brasil.

²Laboratório de Aquicultura e Pesca, Embrapa Amapá, Macapá, Brasil.

Autor para correspondência: Marcos Tavares-Dias
Embrapa Amapá, Rodovia Juscelino Kubitschek, km 5, N° 2600, 68903-419,
Macapá, AP, Brasil. e-mail: marcostavares@cpafap.embrapa.br

RESUMO

Na Amazônia oriental, Estado do Amapá, *Oreochromis niloticus* tem uma história de 18 anos de introdução para fins de cultivo e menos de uma década de sua invasão para o ecossistema estuarino. Assim, este estudo providenciou a primeira investigação da aquisição de parasitos da *O. niloticus* (peixe exótico) por espécies de Cichlidae nativos da Amazônia oriental (estado do Amapá), região Norte do Brasil. Foram examinados 576 espécimes pertencente a 16 espécies de ciclídeos nativos (n=358) e a invasora *O. niloticus* (n=218) coletados no canal principal e área da planície de inundação de um tributário do Rio Amazonas. A fauna de parasitos de peixes nativos e exótico mostrou diferenças entre esses dois locais investigados, devido à diferença na diversidade de espécies hospedeiras vivendo nesses ambientes e outros fatores aqui discutidos. A invasora *O. niloticus* foi pobremente parasitado, apresentando somente infecção por ciliados *Ichthyophthirius multifiliis*, *Trichodina centrostrigeata*, *Paratrichodina africana*, *T. nobilis* e monogenoideas *Cichlidogyrus tilapiae*, uma vez que este hospedeiro não adquiriu ainda qualquer espécie comum à ictiofauna nativa da região. Em contraste, as espécies de ciclídeos nativos apresentaram uma rica fauna de parasitos (37 espécies) com predominância de espécies de helmintos Monogenoidea, larvas e adultos de Nematoda, Digenea, Cestoda e Acanthocephala, além de quatro espécies de Protozoa e Crustacea ectoparasitos. Porém, somente *T. nobilis* foi adquirido por hospedeiro endêmico, o *Aequidens tetramerus*, que é um novo hospedeiro para esse Trichodinidae exótico. Em *O. niloticus* já bem estabelecida na região, o reduzido número de espécies de helmintos pode estar associado à sua rusticidade, boa adaptação no novo ambiente e também à presença de parasitos nativos com relativa especificidade, mas sem habilidade em completar seu ciclo de vida nesse hospedeiro exótico recém introduzido no ecossistema natural estudado.

Palavras-chave: Colonização, Helmintos, Invasão biológica, Parasitos de peixes

Introdução

As invasões biológicas estão ocorrendo em todo o mundo em ritmo alarmante e são amplamente reconhecidas como ameaças à integridade e funcionamento dos ecossistemas naturais (Galli et al., 2007; Poulin et al., 2011). Toda vez que uma espécie de determinada região é translocada para outra região, há sempre a possibilidade dessa transportar consigo os seus parasitos, formando uma unidade biótica denominada simbiota por Galli et al. (2005). Consequentemente, na Itália, 49,0% das espécies de Monogenoidea são parasitos exóticos introduzidos com seus hospedeiros exóticos (Galli et al., 2007), enquanto em Cuba essa taxa passa de 65,0% (Mendoza-Franco et al., 2006).

No Brasil, apesar da introdução da *Oreochromis niloticus*, para fins de cultivo há mais de 40 anos, estudos sobre a translocação de parasitos e transmissão para a ictiofauna nativa são ainda escassos. Em lago artificial da área urbana de Maringá, Paraná (Sul do Brasil) *Cichlidogyrus sclerosus*, *C. longicornis* e *Cichlidogyrus* sp. foram os parasitos de *O. niloticus*, mas nenhum desses foi transferido para ciclídeos *Geophagus brasiliensis* e *Crenicichla britskii* (Graça & Machado, 2007). Em reservatório público no estado de São Paulo (Sudeste do Brasil) *Cichlidogyrus* sp., *Trichodina* sp., *I. multifiliis*, *Cryptobia* sp. e *Henneguya* sp. foram ectoparasitos dessa mesma espécie de tilápia introduzida (Ranzani-Paiva et al., 2005). Porém, quando ocorre uma introdução de peixe não-nativo a troca de parasitos entre hospedeiros nativos e não-nativos pode ser esperada e depende de diversos fatores relacionados ao sistema hospedeiro-parasito.

Em um novo habitat, o sucesso no estabelecimento de uma espécie de parasito exótico depende de condições abióticas aceitáveis e a complexidade do ciclo de vida dos parasitos (Galli et al., 2005; Ribeiro & Leunda, 2012). A transmissão de parasitos exóticos depende principalmente de fatores biológicos, interação hospedeiro-parasito, congenialidade das espécies hospedeiras e especificidade parasitária (Jiménez-García et al., 2001; Galli et al., 2005; Roche et al., 2010; Ribeiro & Leunda, 2012). Assim, a intensidade e o

tipo de parasitos (ecto e endoparasitos) nativos adquiridos variam entre os diferentes hospedeiros exóticos invasores (Paterson et al., 2012).

As consequências da aquisição de novos parasitos também são difíceis de prever, mas no início podem ocorrer doenças severas nos peixes nativos, pois esses não compartilham uma história co-evolutiva com os novos parasitos adquiridos (Roche et al., 2010; Gendron et al., 2012) e ainda podem sofrer uma alteração na dinâmica de sua relação com os seus parasitos nativos (Paterson et al., 2012). Peixes invasores podem perder parasitos de seu local de origem durante a translocação e então sua fauna parasitária poderá ser dominada por espécies de parasitos nativos comuns à ictiofauna local (Roche et al., 2010; Paterson et al., 2012). Nesse caso, poderão representar papel de grande relevância no ciclo de vida das espécies de parasitos endohelmintos (Poulin et al., 2011), dependendo do hábito de vida e dieta alimentar do peixe invasor. Graça & Machado (2007) relataram que o hábito alimentar onívoro de *O. niloticus* favoreceu a ocorrência de espécies de endohelmintos que indicaram este peixe como integrante de níveis intermediários na cadeia trófica. Portanto, nos peixes, um dos fatores causadores de diferenças na composição da sua fauna de parasitos é a sua origem no local, ou seja, se este é um hospedeiro nativo ou exótico.

As invasões biológicas podem ainda causar um aumento súbito na incidência ou gravidade de doenças previamente existentes em hospedeiros nativos, devido a pressão sobre essas populações (Galli et al., 2007; Poulin et al., 2011; Gendron et al., 2012), quando alteram o seu comportamento ou a sua imunocompetência. Porém, quando esses impactos causarem a extinção de hospedeiros essenciais no ciclo de vida de um parasito nativo, a população de parasitos deste local declinará consideravelmente, beneficiando assim outros hospedeiros desse parasito nativo (Poulin et al., 2011). Todavia, esses impactos negativos em populações nativas somente são detectados tardiamente, devido à dificuldade de percepção rápida da instalação de parasitos exóticos no ambiente aquático natural. Portanto, como futuras consequências da invasão de parasitos exóticos são difíceis de estimar (Roche et al., 2010), é necessário monitorar o estabelecimento de parasitos exóticos

visando identificar espécies translocadas de seu local de origem e transmitidos para ictiofauna local. Pois apenas assim será possível compreender e prever impactos potenciais causados à ictiofauna nativa no ecossistema natural invadido.

No estuário amazônico, região do estado do Amapá (Norte do Brasil), após 18 anos da introdução de *O. niloticus* em diversas pisciculturas houve a invasão e estabelecimento desse peixe em um importante tributário do Rio Amazonas, a bacia do Igarapé Fortaleza. Essa invasão está causando forte pressão sobre a biomassa de espécies de Cichlidae da ictiofauna local, devido à competição por alimentos e ocupação das áreas de reprodução, abrigo e alimentação (Bittencourt et al., 2012). Porém, não foram ainda investigados os impactos dessa introdução dessa tilápia sobre a fauna de parasitos em espécies da ictiofauna nativa desse ecossistema natural com importantes espécies endêmicas de grande interesse científico e aplicado. Todavia, em *O. niloticus* de pisciculturas dessa mesma região, Pantoja et al. (2012) documentaram recentemente a introdução do tricodinídeo *Paratrichodina africana*.

O objetivo deste estudo foi investigar os parasitos de *O. niloticus* e 16 espécies de Cichlidae nativos da bacia do Igarapé Fortaleza, na Amazônia oriental, estado do Amapá (Brasil), visando identificar se houve a transferência de parasitos entre esses peixes ecologicamente similares habitando um mesmo ambiente.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A bacia do Igarapé Fortaleza, localiza-se estado do Amapá (Amazônia oriental) e está constituída pelo canal principal deste tributário do Rio Amazonas e pela planície de inundação (Figura 1). O Rio Amazonas e o canal principal do Igarapé Fortaleza são os principais formadores das áreas inundáveis. Essas áreas inundáveis dos sistemas Rio Amazonas-planície constituem-se em sistemas físicos fluviais colmatados, drenados por água doce

e influenciadas pela elevada pluviosidade da Amazônia e pelas marés do rio Amazonas (Takyama *et al.* 2004; Gama & Halboth 2004). Cerca de 80 espécies de Cichlidae, Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Perciformes e Beloniformes são conhecidas em toda essa bacia (canal principal e áreas inundáveis), pois as áreas inundáveis formam um ambiente propício para o desenvolvimento de espécies de peixes, principalmente de pequeno e médio porte e de importância para a pesca artesanal de subsistência e a aquarofilia. No período chuvoso (dezembro a maio), águas que se espalham sobre a planície, quando as condições favoráveis levam a maioria dos peixes a se reproduzir no início desta estação. Este é o principal período de alimentação, crescimento e acúmulo de reserva energética usada para suportar a pouca oferta de alimentos durante o período da estiagem na região (Gama & Halboth, 2004), de junho a novembro.

Peixes e procedimentos de coletas

No período de dezembro de 2009 a junho de 2011, no canal principal do Igarapé Fortaleza e áreas inundáveis, foram capturados espécimes de *O. niloticus* e de espécies de Cichlidae, utilizando tarrafas de malha de 30 e 40 mm e redes de espera com malhas de 20, 25 e 30 mm entre nós (Licença ICMBio: 23276-1). Os peixes capturados foram então transportados em gelo para o Laboratório de Aquicultura e Pesca da Embrapa Amapá, Macapá (AP), para análises parasitológicas.

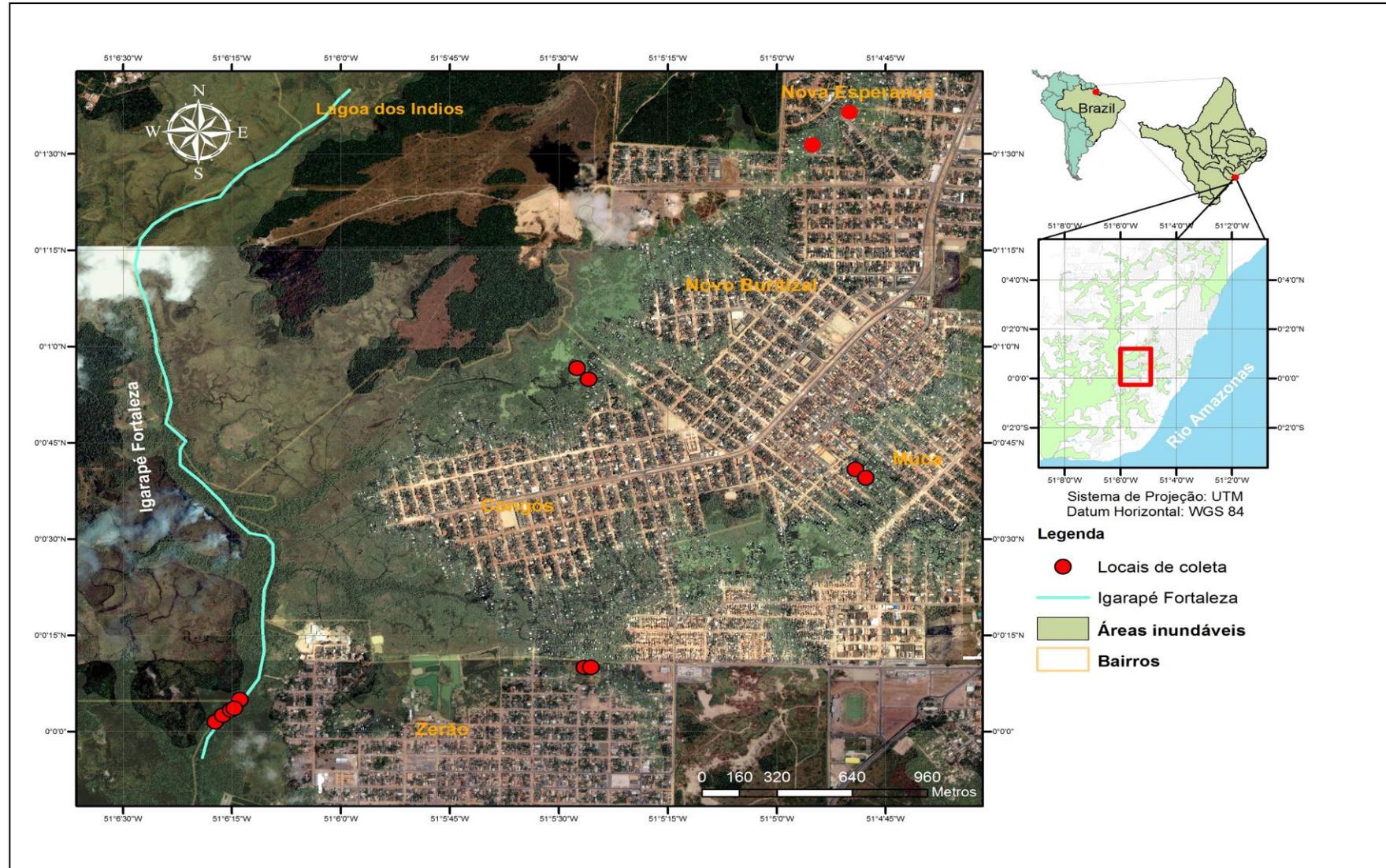


Figura 1. Locais de coleta das espécies de Cichlidae nativos e *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, município de Macapá, Amazônia oriental, Norte do Brasil.

Análises parasitológicas

Para cada peixe capturado, a boca, os olhos, as fossas nasais, as brânquias e o trato gastrointestinal foram examinados. As brânquias, olhos, fossas nasais foram removidos e analisados. O trato gastrointestinal removido foi colocado em placa de Petri com solução salina (0,65%) e analisado com auxílio de estereomicroscópio. A metodologia empregada para a coleta, fixação (Eiras et al., 2006), quantificação (Tavares-Dias et al., 2001a,b) e preparação dos parasitos para identificação (Eiras et al., 2006; Thatcher, 2006) seguiram recomendações prévias. Para a identificação das espécies de Trichodinidae, esfregaços das brânquias foram confeccionados, secos em temperatura ambiente e impregnados com nitrato de prata pelo método de Klein (Van as & Basson, 1989) e outras amostras foram coradas com Giemsa (Lom, 1958).

A identificação e classificação taxonômica dos parasitos foram baseadas em diversos estudos da literatura especializada (Lom, 1958; Machado-Filho, 1959a; Machado-Filho, 1959b; Paperna, 1960; Thatcher, 1981; Basson et al., 1983; Basson & Van As, 1994; Kazubski & El-Tantawy, 1986; Kritsky et al., 1986; Amin, 1987; Kritsky et al., 1989; Morave, 1998; Rego et al., 1999; Thatcher, 2006; Kohn et al., 2007; Yamada et al., 2009; Luque et al., 2011; Santos et al., 2011). Os descritores parasitários usados, para hospedeiros nativos e exóticos, foram prevalência, intensidade média e riqueza de espécies (Bush et al., 1997).

Parâmetros físico-químicos

Nos locais (canal principal do Igarapé Fortaleza e áreas inundáveis) de capturas dos peixes foram realizadas análises físico-químicas da água no período da manhã e determinados o pH (pH:100-YSI), níveis de oxigênio dissolvido e temperatura (DO: 200-YSI) da água, níveis de amônia e nitrito (HI93715-Hanna) usando aparelhos digitais para cada finalidade.

Resultados

No canal principal do Igarapé Fortaleza, a temperatura da água variou de 27,8 a 28,5°C; pH de 6,4 a 6,9; níveis de oxigênio de 1,5 a 2,4 mg/L; níveis de amônia de 0,121 a 0,364 mg/L e nitrito de 0,030 a 0,032 mg/L. Nas áreas inundáveis, a temperatura da água variou de 26,0 a 33°C; pH de 6,2 a 7,5; níveis de oxigênio de 0,5 a 4,7 mg/L; níveis de amônia de 0,243 a 0,486 mg/L e nitrito de 0,010 a 0,098 mg/L.

No Igarapé Fortaleza, foi coletado um total de 576 peixes, dos quais 218 são *O. niloticus* e 358 são espécies de 16 ciclídeos nativos que ocorrem em maior diversidade no canal principal quando comparados às áreas inundáveis (Tabela 1).

Tabela 1. Peso corporal e comprimento total das espécies de Cichlidae capturadas na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia, Brasil. Valores expressam médias \pm desvio padrão. Comp: Comprimento.

Peixes	Locais de captura					
	Canal principal			Áreas inundáveis		
	N	Peso (g)	Comp (cm)	N	Peso (g)	Comp (cm)
<i>Oreochromis niloticus</i>	37	275,2 \pm 51,5	23,2 \pm 1,7	181	115,4 \pm 77,5	17,2 \pm 4,9
<i>Geophagus bransiliens</i>	01	76,0 \pm 0,0	14,5 \pm 0,0	-	-	-
<i>Astronotus ocellatus</i>	13	212,0 \pm 65,0	20,1 \pm 2,6	4	236,35 \pm 104,5	21,5 \pm 4,8
<i>Pterophyllum scalare</i>	7	11,1 \pm 3,8	8,5 \pm 1,1	-	-	-
<i>Heros efasciatus</i>	3	64,6 \pm 43,9	12,1 \pm 4,1	-	-	-
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	14	94,4 \pm 62,6	17,0 \pm 4,4	-	-	-
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	31	105,2 \pm 43,9	16,6 \pm 3,0	-	-	-
<i>Cichlassoma amazonarum</i>	6	34,6 \pm 7,0	10,7 \pm 1,0	54	49,2 \pm 19,6	12,8 \pm 2,2
<i>Aequidens tetramerus</i>	33	57,1 \pm 18,2	13,5 \pm 1,6	59	69,0 \pm 27,5	14,5 \pm 2,2
<i>Aequidens</i> sp.	4	71,0 \pm 24,4	13,9 \pm 1,5	3	37,7 \pm 5,7	11,7 \pm 0,7
<i>Mesonauta</i> sp.	2	34,0 \pm 0,0	12,0 \pm 0,5	29	54,6 \pm 31,6	12,6 \pm 2,2
<i>Mesonauta acora</i>	7	22,0 \pm 7,3	10,0 \pm 1,4	30	62,1 \pm 18,7	13,6 \pm 1,5
<i>Laetacara curviceps</i>	17	55,4 \pm 24,3	13,6 \pm 2,0	3	18,5 \pm 4,0	9,1 \pm 1,2
<i>Satanoperca jurupari</i>	20	41,3 \pm 32,8	12,0 \pm 4,0	-	-	-
<i>Hypselecara</i> sp.	1	56,0 \pm 0,0	13,2 \pm 0,0	-	-	-
<i>Mesonauta guyanae</i>	9	19,3 \pm 7,7	9,5 \pm 2,1	-	-	-
<i>Cichlassoma bimaculatum</i>	8	59,0 \pm 21,1	14,1 \pm 2,9	-	-	-

A fauna de parasitos de *O. niloticus* é cerca de sete vezes menor que das 16 espécies de ciclídeos nativos e está constituída exclusivamente por espécie de helminto monogenoidea e protozoários ciliados. Porém, em ciclídeos nativos, 79,0% dos parasitos encontrados são espécies de helmintos; 10,5% são protozoários e outros 10,5% são espécies de crustáceos ectoparasitos (Tabela 2). Essa reduzida fauna parasitária em *O. niloticus* ocorreu exclusivamente nas brânquias (ectoparasitos). Nos hospedeiros nativos (canal principal e áreas inundáveis) também houve um elevado parasitismo nas brânquias, porém mais da metade dos helmintos são parasitos do trato gastrointestinal, que parasitaram o intestino, cecos pilóricos e/ou fígado (Figura 2).

Tabela 2. Riqueza de espécies (número de espécies) de parasitos por grupos taxonômicos em 16 espécies de hospedeiro nativos e hospedeiro exótico na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.

Táxons	Peixes nativos	<i>O. niloticus</i>
Protozoa	4	4
Branchiura	2	0
Copepoda	2	0
Monogenoidea	11	1
Nematoda	6	0
Digenea	7	0
Acanthocephala	4	0
Cestoda	2	0
Número total de espécies	38	5

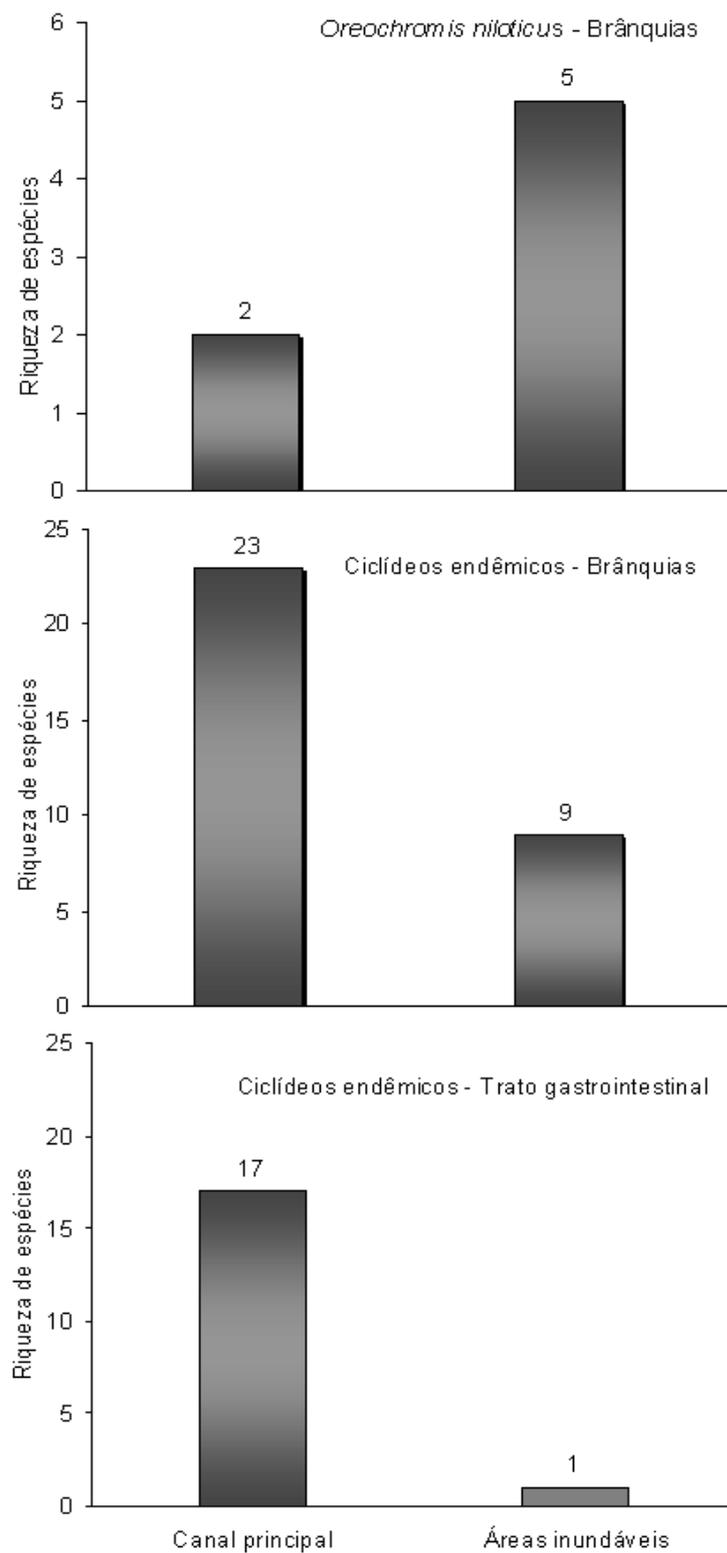


Figura 2. Riqueza de espécies (número de espécies) de parasitos nos peixes hospedeiro de acordo com o sítio de infecção e locais de coleta na bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil.

A riqueza de espécies de parasitos e os níveis de infecção diferiram quando se compara peixes (nativos e exóticos) examinados nas áreas inundáveis e canal principal do tributário Igarapé Fortaleza. Nas áreas inundáveis a predominância foi de espécies de protozoários ciliados, devido à predominância de *O. niloticus* nesse ambiente e com infecção por *I. multifiliis*, *P. africana*, *T. nobilis* e *T. centrostrigeata*. Porém, no canal principal, onde há uma maior predominância e diversidade de espécies de ciclídeos nativos, foi maior o nível de parasitismo e da riqueza de espécies de helmintos ecto e endoparasitos. Nesses hospedeiros foram encontradas de formas adultas e larvais de Nematoda, Digenea, Acantocephala e Cestoda, enquanto nos hospedeiros das áreas inundáveis somente alguns poucos Digenea e Nematoda. Mas, nas brânquias e intestino de hospedeiros nativos de ambos os ambientes foram encontradas metacercárias de Digenea em diferentes estágios de desenvolvimento, o que dificultou uma identificação taxonômica ao nível de gênero ou espécie. Ectoparasitos crustáceos foram também encontrados somente em peixes nativos do canal principal do ecossistema natural investigado (Tabela 3-4).

A maioria dos parasitos encontrados é espécie nativa, pois somente quatro espécies exóticas (*C. tilapiae*, *P. africana*, *T. nobilis* e *T. Centrostrigeata*) ocorreram em peixes desse ambiente natural da Amazônia após cerca de 8-9 anos da invasão da *O. niloticus* e estes parasitaram somente este peixe invasor, exceto *T. nobilis* que foi transferida para *A. tetramerus*, espécie ictiofauna nativa. Ectoparasitos *P. pillulare* e *I. multifiliis* foram também encontrados, principalmente em peixe nativos, mas estes protozoários tem origem desconhecida na região e no Brasil. Porém, somente um ciliado nativo foi encontrado, o tricodinídeo *Tripartiella tetramerii* Marchiori, Bittencourt, Martins & Tavares-Dias, 2012, um parasito de *A. tetramerus* (Tabelas 3-4).

Tabela 3. Parasitos em espécies de Cichlidae nativos e exóticos coletados nas áreas inundáveis da bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil. P: Prevalência, IM: Intensidade média

Parasitos	P (%)	IM	Peixes hospedeiros
Protozoa			
<i>Paratrichodina africana</i>	29,5	8.333,4	<i>Oreochromis niloticus</i>
<i>Paratrichodina africana</i> e <i>Trichodina nobilis</i>	45,9	11.358,7	<i>Oreochromis niloticus</i>
<i>Paratrichodina africana</i> e <i>Trichodina centrostrigeata</i>	100	18.422,8	<i>Oreochromis niloticus</i>
<i>Tripartiella tetramerii</i> e <i>Trichodina nobilis</i>	10,2	5.974,8	<i>Aequidens tetramerus</i>
<i>Piscinoodinium pillulare</i>	14,8	422,2	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
	10,0	352,6	<i>Mesonauta acora</i>
<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	70,7	31.040,4	<i>Oreochromis niloticus</i>
	100	64.607,3	<i>Astronotus ocellatus</i>
	100	8.303,3	<i>Mesonauta acora</i>
	100	18619,0	<i>Mesonauta</i> sp.
	100	17.600,3	<i>Laetacara curviceps</i>
	98,1	36.453,9	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
	100	22.493,3	<i>Aequidens tetramerus</i>
	100	5.026,3	<i>Aequidens</i> sp.
Monogenoidea			
<i>Cichlidogyrus tilapiae</i>	3,3	0,11	<i>Oreochromis niloticus</i>
<i>Gussevia asota</i>	100	19,5	<i>Astronotus ocellatus</i>
<i>Sciadicleithrum joanae</i>	26,7	6,5	<i>Mesonauta acora</i>
	6,9	2,5	<i>Mesonauta</i> sp.
<i>Gussevia disparoides</i>	16,7	1,8	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
Digenea			
<i>Posthodiplostomum</i> sp.	10,3	2,3	<i>Mesonauta</i> sp.
	35,2	3,6	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
	66,7	1,0	<i>Laetacara curviceps</i>
	75,0	27,0	<i>Astronotus ocellatus</i>
	53,3	6,7	<i>Mesonauta acora</i>
Nematoda			
<i>Procamallanus</i> sp.	3,4	7,0	<i>Mesonauta</i> sp.
	1,8	1,0	<i>Cichlassoma amazonarum</i>

Tabela 4. Parasitos em espécies de Cichlidae nativos e exóticos coletados no canal principal da bacia do Igarapé Fortaleza, Amazônia oriental, Brasil. P: Prevalência, IM: Intensidade média

Parasitos	P (%)	IM	Peixes hospedeiros	
Protozoa				
<i>Paratrichodina africana</i>	100	2.019,4	<i>Oreochromis niloticus</i>	
<i>Piscinoodinium pillulare</i>	57,1	324,5	<i>Pterophyllum scalare</i>	
	14,3	758,0	<i>Chaetobranchus flavescens</i>	
	14,3	160,0	<i>Mesonauta acora</i>	
	64,5	5.254,0	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	
	55,0	1.347,7	<i>Satanoperca jurupari</i>	
	12,5	320,0	<i>Cichlassoma bimaculatum</i>	
	<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	100	16.142,2	<i>Oreochromis niloticus</i>
		100	7.105,0	<i>Geophagus brasiliensis</i>
		100	3.330,1	<i>Pterophyllum scalare</i>
		76,9	8.554,2	<i>Astronotus ocellatus</i>
		100	40.866,7	<i>Heros efasciatus</i>
		100	45.562,2	<i>Chaetobranchus flavescens</i>
		100	13.458,4	<i>Mesonauta acora</i>
		100	10.875,0	<i>Mesonauta sp.</i>
55,5		2.034,0	<i>Mesonauta guyanae</i>	
100		20.541,3	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	
100		8.229,7	<i>Cichlassoma amazonarum</i>	
100		51.512,1	<i>Cichlassoma bimaculatum</i>	
100		22.614,6	<i>Aequidens tetramerus</i>	
100	1.568,0	<i>Aequidens sp.</i>		
100	5.935,4	<i>Laetacara curviceps</i>		
80,0	10.508,6	<i>Satanoperca jurupari</i>		
100	1.305,0	<i>Hypselacara sp.</i>		
Crustacea				
<i>Dolops longicauda</i>	6,4	1,0	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	
	6,0	2,0	<i>Aequidens tetramerus</i>	
<i>Argulus spinulosus</i>	7,7	1,0	<i>Astronotus ocellatus</i>	
<i>Ergasilus sp.</i>	28,6	3,5	<i>Aequidens sp.</i>	
<i>Braga patagonica</i>	7,1	1,0	<i>Chaetobranchus flavescens</i>	

Tabela 4. Continuação...

Parasitos	P (%)	IM	Peixes hospedeiros
Monogenoidea			
<i>Gussevia asota</i>	92,3	63,1	<i>Astronotus ocellatus</i>
<i>Gussevia disparoides</i>	100	37,3	<i>Heros efasciatus</i>
	66,7	4,0	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
	82,3	14,1	<i>Laetacara curviceps</i>
<i>Sciadicleithrum joanae</i>	85,7	25,7	<i>Mesonauta acora</i>
<i>Sciadicleithrum geophagi</i>	58,1	12,8	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>
<i>Gussevia disparoides</i> e <i>Gussevia alioides</i>	78,8	19,4	<i>Aequidens tetramerus</i>
<i>Gussevia elephus</i> e <i>Gussevia spiralcirra</i>	78,6	5,2	<i>Chaetobranchus flavescens</i>
<i>Gussevia arilla</i>	62,5	2,8	<i>Cichlassoma bimaculatum</i>
<i>Gussevia spiralcirra</i>	100	23,2	<i>Aequidens</i> sp.
<i>Sciadicleithrum satanoperca</i>	40,0	5,4	<i>Satanoperca jurupari</i>
<i>Sciadicleithrum iphthimum</i>	100	13,4	<i>Pterophyllum scalare</i>
<i>Urocleidoides</i> sp.	33,3	1,3	<i>Mesonauta guyanae</i>
Nematoda			
<i>Ichthyouris</i> sp.1	85,7	6,7	<i>Pterophyllum scalare</i>
	33,3	4,0	<i>Heros efasciatus</i>
	15,0	10,3	<i>Satanoperca jurupari</i>
	44,4	35,3	<i>Mesonauta guyanae</i>
<i>Ichthyouris</i> sp.1, <i>Ichthyouris</i> sp.2, <i>Procamallanus</i> sp. e <i>Pseudoproleptus</i> sp.	71,4	16,2	<i>Mesonauta acora</i>
<i>Procamallanus</i> sp.	50,0	2,7	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
<i>Pseudoproleptus</i> sp.	51,5	8,7	<i>Aequidens tetramerus</i>
	76,5	25,8	<i>Laetacara curviceps</i>
Larvas de Anisakidae gen. sp.	9,1	13,0	<i>Aequidens tetramerus</i>
	10,0	5,0	<i>Laetacara curviceps</i>
<i>Contraecum</i> sp.	38,5	2,4	<i>Astronotus ocellatus</i>
Cestoda			
Larvas Proteocephalidea gen. sp.	12,1	1,0	<i>Aequidens tetramerus</i>
	5,0	1,0	<i>Laetacara curviceps</i>
<i>Proteocephalus gibsoni</i>	23,1	7,0	<i>Astronotus ocellatus</i>

Tabela 4. Continuação...

Parasitas	P (%)	IM	Peixes hospedeiros
Digenea			
Metacercárias não-identificadas	14,3	4,0	<i>Pterophyllum scalare</i>
	93,9	53,2	<i>Aequidens tetramerus</i>
Metacercárias Cladorchiidae gen. sp.	100	5,0	<i>Heros efasciatus</i>
Metacercárias Acanthostomidae gen. sp. e <i>Posthodiplostomum</i> sp.	92,3	38,8	<i>Astronotus ocellatus</i>
Metacercárias de Acanthostomidae gen. e <i>Thometrema</i> sp.	57,1	42,0	<i>Aequidens</i> sp.
Metacercárias Cladorchiidae gen. sp. e <i>Posthodiplostomum</i> sp.	100	26,0	<i>Mesonauta acora</i>
	57,1	23,8	<i>Mesonauta acora</i>
	83,3	8,6	<i>Cichlassoma amazonarum</i>
<i>Clinostomum marginatum</i>	9,6	8,7	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>
	7,7	2,0	<i>Astronotus ocellatus</i>
<i>Thometrema</i> sp.	30,7	6,2	<i>Astronotus ocellatus</i>
Metacercárias Derogenidae gen. sp.	20,0	3,3	<i>Satanoperca jurupari</i>
Metacercárias <i>Posthodiplostomum</i> sp.	100	11,0	<i>Mesonauta</i> sp.
	41,9	70,3	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>
Acanthocephala			
<i>Gorytocephalus spectabilis</i>	33,3	5,0	<i>Heros efasciatus</i>
	28,6	7,0	<i>Mesonauta acora</i>
	12,1	2,5	<i>Aequidens tetramerus</i>
	10,0	44,0	<i>Satanoperca jurupari</i>
<i>Echinorhynchus paranensis</i> e <i>Gorytocephalus spectabilis</i>	50,0	31,1	<i>Chaetobranchus flavescens</i>
<i>Echinorhynchus paranensis</i> e <i>Neoechinorhynchus pterodoridis</i>	77,4	22,8	<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>

Discussão

No Brasil, após mais de 40 anos da introdução de *O. niloticus* a fauna parasitária desse peixe em pisciculturas está constituída principalmente por espécies de seu local de origem tais com *P. africana*, *Cichlidogyrus* spp. *C. tilapiae*, *C. sclerosus*; além de *Trichodina compacta* e *Trichodina magna*, trichodinídeos descritos originalmente de espécies de ciclídeos da África, Taiwan e Filipinas e *Clinostomum complanatum*, *Diplostomum* sp., *Argulus spinulosus*, *Dolops carvalhoi*, *Ergasilus* sp. e *Lamproglena* sp. adquiridos de espécies da ictiofauna nativa (Pantoja et al., 2012). Em seu local de origem, o delta do Rio Nilo (no Egito), *O. niloticus* acumula espécies de helmintos *C. tilapiae*, *C. aegypticus*, *C. cirratus*, *C. halli*, *C. thurstonae*, *C. arthracanthus*, *Scutogyrus longicornis*, *Gyrodactylus cichlidarum* e *Enterogyrus cichlidarum* (Monogenoidea), *Paracamllanus cyathopharynx* (Nematoda), *Orientocreadium batrochoides* (Digenea), *Polygonchobotriun* sp. (Cestoda), *Acanthocenthis tilapiae* (Acantocephala); espécies de protozoários *I. multifiliis*, *Trichodina centrostrigeata*, *Trichodina rectinucinata* e *Chillodinella hexastica* e espécies de crustáceos *Lamproglena monody*, *Ergasilus sarsi* e *Lerneia cyprinacea* (El-Seify et al., 2011; Eissa et al., 2011; Soliman & Ibrahim, 2012).

Todavia, em seu local de origem, *O. niloticus* apresenta uma reduzida riqueza de espécies de endohelmintos, os quais talvez encontrem dificuldade para completar seu complexo ciclo de vida nesse hospedeiro conhecido por sua rusticidade. Além disso, observa-se que com a introdução de *O. niloticus* nas pisciculturas do Brasil, houve uma perda das suas espécies de endohelmintos e crustáceos, substituídos então por espécies comuns da ictiofauna nativa. Portanto, é necessário investigar os parasitos dessa tilápia invasora em ambientes naturais, pois esses resultados em pisciculturas podem não ser representativos das condições desse invasor em ecossistemas naturais brasileiros.

Na bacia do Igarapé Fortaleza (canal principal e áreas inundáveis), tributário do Rio Amazonas, os parasitos da *O. niloticus* foram *C. tilapiae*, *T. centrostrigeata*, *P. africana*, *T. centrostrigeata* e *T. nobilis*, espécies constituem então a unidade biótica deste hospedeiro translocado (conceito simbiota), além

de *I. multifiliis*, um ciliado com distribuição mundial. Porém, esses parasitos exóticos tiveram pouca consequência imediata para os ciclídeos nativos, uma vez que somente *A. tetramerus* adquiriu *T. nobilis*. A baixa aquisição de parasitos exóticos pela rica ictiofauna de Cichlidae nativos deve-se à introdução desses parasitos em uma comunidade de hospedeiros com grande diversidade de ectoparasitos nativos, principalmente espécies de monogenoideas, metacercárias de digenea em diferentes estágios, protozoários *I. multifiliis*, *P. pillulare* e *Tripartiella tetramerii*, resultando então em escassez de nicho disponível para os ectoparasitos recém chegados. Além disso, *P. africana*, o tricodinídeo mais frequente em *O. niloticus* apresenta especificidade parasitária. Para os parasitos nativos, também foi difícil colonizar *O. niloticus*, pois nenhum desses parasitos infectou esse hospedeiro invasor, até esse momento. Assim, enquanto a fauna parasitária desse invasor foi constituída exclusivamente por ectoparasitos, nos hospedeiros nativos as infecções foram causadas por ecto e endoparasitos, mas com maior riqueza de espécies de endohelminhos, principalmente no canal principal onde ocorreu a maior diversidade de espécies de peixes nativos.

As espécies de parasitos com fauna rica ocorrem em geral em poucas espécies de peixes hospedeiros, uma vez que são especialistas, enquanto os parasitos em fauna pobre são principalmente espécies generalistas (Kennedy & Pojmanska, 1996; Poulin, 1997), mas essa relação não ocorre em peixes que tenham sofrido translocações frequentes para um mesmo ambiente (Poulin, 1997). Na bacia do Igarapé Fortaleza, região Norte, a comunidade de parasitos da *O. niloticus* foi dominada por espécies de ciliados oportunistas de brânquias.

As espécies de ciclídeos nativos foram também parasitados por protozoários (*I. multifiliis*, *P. pillulare* e *Tripartiella tetramerii*), mas a sua fauna parasitária foi dominada principalmente por uma rica diversidade de helmintos Monogenoidea, adultos e larvas de Nematoda, Digenea, Cestoda e Acanthocephala, indicando que são hospedeiros intermediários ou paratênicos de espécies de endohelminhos na área do presente estudo. Por outro lado, em seu local de origem este hospedeiro acumula nas brânquias oito espécies de

helmintos monogenoideas e quatro espécies de helmintos endoparasitos (El-Seify et al., 2011; Eissa et al., 2011; Soliman & Ibrahim, 2012). Em lago artificial de Maringá, região Sul do Brasil, *O. niloticus* foi parasitada por *C. sclerosus*, *C. longicornis*, *Cichlidogyrus* sp.; além de larvas de *Contracaecum* sp. e Cestoda, endohelmintos que também parasitavam *G. brasiliensis* e *C. britskii*, espécies de ciclídeos da ictiofauna do Brasil (Graça & Machado, 2007). Para essa tilapia introduzida no reservatório Guarapiranga, região Sudeste do Brasil, a fauna parasitária está constituída somente por ectoparasitos *Cichlidogyrus* sp., *Trichodina* sp., *I. multifiliis*, *Cryptobia* sp. e *Henneguya* sp. (Ranzani-Paiva et al., 2005).

A fauna parasitária do ciclídeo nativo *Vieja maculicauda* no Canal do Panamá rica em espécies de helmintos Monogenoidea, Trematoda, Nematoda, Acantocephala. Mas, a fauna de helmintos do invasor *O. niloticus* foi constituída por Trematoda e Nematoda nativos e três espécies Monogenoidea de seu local de origem, das quais somente *Cichlidogyrus dossoui* foi adquirido por *V. maculicauda* (Roche et al., 2010). Portanto, essa fauna de parasitos em *O. niloticus* foi maior que no presente estudo, o qual mostra que durante o estabelecimento inicial de *O. niloticus* na região estuarina da Amazônia oriental (Brasil), o reduzido número de espécies de parasitos é um dos fatores que tem favorecido na sua rápida explosão demográfica e populacional nesse novo ambiente.

Os Monogenoidea são parasitos com ciclo de vida direto e resistentes à eliminação quando translocados (Pérez-Ponce de León et al., 2000). Assim, monogenoideas do gênero *Cichlidogyrus* translocadas com *O. niloticus* colonizaram espécies de ciclídeos endêmicos do México (Jiménez-García et al., 2001) e Panamá (Roche et al., 2010), devido a sua relativa especificidade parasitária. Em contraste, *C. tilapiae* a única espécie de helminto parasitando esse peixe invasor na região do presente estudo, não foi ainda competente para invadir qualquer uma das 16 espécies de ciclídeos nativos, peixes ecologicamente similares. Porém, em pisciculturas do Brasil, *O. niloticus* tem sido parasitada por *C. tilapiae* e por *C. sclerosus* também, além de outras espécies ainda não-identificadas (Pantoja et al., 2012), possivelmente *C.*

longicornis. Dessa forma, os resultados deste peixe introduzido em pisciculturas brasileiras não refletem então o que ocorre no ambiente natural, pois indica que houve perda de espécies de monogenoideas com a translocação dessa tilápia de outras regiões brasileiras para a região deste estudo. Portanto, de fato a aquisição e transmissão de parasitos exóticos dependem de um complexo conjunto de fatores, incluindo aspectos biológicos do hospedeiro e parasito, interação hospedeiro-parasito e escala espaço-temporal (Jiménez-García et al., 2001; Roche et al., 2010; Paterson et al., 2012; Gendron et al., 2012).

A colonização de hospedeiros exóticos por parasitos nativos é um processo que pode ser longo (Kennedy & Pojmanska, 1996) ou lento (Gendron et al., 2012), causado por variações no sistema parasito-hospedeiro para espécies de peixes investigadas. Peixes invasores necessitam de certo tempo para adquirir parasitos helmintos generalistas da ictiofauna nativa (Kennedy & Pojmanska, 1996; Paterson et al., 2012), especialmente endohelmintos. Assim, na bacia do Igarapé Fortaleza, devido a recente história de invasão de *O. niloticus* (menos de uma década), não houve tempo suficiente para a aquisição de espécies de helmintos comuns aos seus competidores nativos, que apresentaram uma rica fauna de espécies de endohemintos, parasitos de ciclo de vida complexo, envolvendo comunidades de peixes e também de invertebrados (Pérez-Ponce de León et al., 2000; Paterson et al., 2012).

Peixes invasores são pobres em espécies de helmintos (Guégan & Kennedy, 1993; Kennedy & Pojmanska, 1996; Paterson et al., 2012; Gendron et al., 2012), principalmente peixes que possuem em sua fauna de endohelmintos parasitos especialistas, pois esses peixes não são susceptíveis a invasão por espécies de parasitos especialistas dos peixes nativos. Pérez-Ponce de León et al. (2000) encontraram somente uma única espécie de endohelminto (Nematoda) parasitando *O. niloticus* introduzidas no Lago Pátzcuaro (México), enquanto para esse mesmo hospedeiro de lagos do Canal do Panamá, Roche et al. (2010) relataram quatro espécies de Trematoda e quatro espécies de Nematoda. Portanto, será necessário mais tempo para que esta tilápia invasora seja colonizada por espécies de endohelmintos comuns à

ictiofauna nativa da região desse estudo, contudo esse tempo é difícil de ser estimado.

Trichodinidae parasitos predominantemente oportunistas tem ampla distribuição geográfica e geralmente parasitam a pele de seus hospedeiros nativos, bem como de hospedeiros exóticos. As espécies mais especializadas parasitam, em geral, as brânquias de certos grupos hospedeiros, assim quando translocadas permanecem com seus hospedeiros de origem (Vas As & Basson, 1987). *Paratrichodina africana* um parasito das brânquias de *O. niloticus*, mas raramente de pele (Kazubski & El-Tantawy, 1986), está fortemente associado a hospedeiros do gênero *Oreochromis*. *Trichodina centrostrigeata* descrita das brânquias, pele e nadadeiras de espécies de *O. mossambicus*, *Pseudocrenilabrus philander philander*, *Tilapia rendalli*, *T. sparrmanii* (Cichlidae) e *Cyprinus carpio* da África (Basson et al., 1983); subsequentemente, tem sido encontrada parasitando *O. niloticus* da África (El-Tantawy & Kazubski, 1986), das Filipinas (Bondad-Reantaso & Arthur, 1989) e agora no Brasil também devido à translocação. Assim, esta espécie parece ser mais específica para os Cichlidae (Bondad-Reantaso & Arthur, 1989).

Trichodina nobilis originalmente descrita de Cyprinidae está associada à pele e as brânquias de espécies dessa família, mas tem a pele como habitat de preferência (Basson & Van As, 1994; Martins et al., 2012). Assim, este tricodinídeo tem sido relatado parasitando a pele, brânquias e nadadeiras de diferentes espécies de Cichlidae (Basson & Van As, 1994), a pele de Poecilidae (Martins et al., 2012), bem como as brânquias de *O. niloticus* do Rio Nilo (El-Seify et al., 2011) e do estuário amazônico do Norte do Brasil. Vas As & Basson (1987) citam que as espécies do gênero *Tripartiella* podem variar o grau de especificidade, pois algumas espécies estão restritas as brânquias de determinado gênero ou mesmo a um único hospedeiro.

De fato, observa-se nos estudos de Vulpe (2002), Mohilal & Hemananda (2012), Mitra et al. (2012) que *Tripartiella obtusa*, *Tripartiella copiosa* e *Tripartiella bulbosa* estão frequentemente associadas aos Cyprinidae dos gêneros *Cirrhinus*, *Labeo*, *Catla catla* e *Cyprinus*. *Tripartiella tetramerii* foi

um parasito somente de *A. tetramerus*, ciclídeo endêmico da região do presente estudo.

Trichodinidae ciliados podem ser considerados os parasitos mais comuns em peixes de diferentes ambientes. Nas brânquias de *O. niloticus* da bacia do Igarapé Fortaleza, foi encontrado níveis de infecções por *P. africana* mais elevados quando associados a *T. centrostrigeata* ou *T. nobilis*. Similarmente, nas brânquias de *A. tetramerus* o parasitismo por *T. tetramerii* (nativa) esteve associado à infecção por *T. nobilis*, mas os níveis de infecções foram menores se comparados aos de trichodinídeos exóticos nas brânquias de *O. niloticus*. Porém, para essa mesma tilápia de reservatório público, os níveis de infecção por *Trichodina* sp., causados por baixas temperaturas da região (Ranzani-Paiva et al., 2005) foram menores que no presente estudo. Em condições ambientais pobres de cultivo intensivo e com alta densidade de estocagem (Vas As & Basson, 1987; Tavares-Dias et al., 2001a; Martins et al., 2010) ou mesmo em ambiente natural (Ranzani-Paiva et al., 2005), a intensidade desses ciliados pode aumentar rapidamente. Pois sua reprodução é favorecida pelo excesso de matéria orgânica (Tavares-Dias et al., 2001a; Martins et al., 2010; Martins et al. 2012), principalmente em elevadas temperaturas como ocorreu no ambiente do presente estudo.

Em *O. niloticus* do canal principal do Igarapé Fortaleza não foi encontrado parasitos monogenoidea. Por outro lado, nesse invasor das áreas inundáveis os baixos níveis de infecção branquial por *C. tilapiae* foram associados a elevado parasitismo por protozoários oportunistas (*I. multifiliis*, *P. africana*, *T. centrostrigeata* e *T. nobilis*), parasitos conhecidos por sua forte influência de baixa qualidade ambiental (Tavares-Dias et al., 2001a; Martins et al., 2010). Possivelmente, esta espécie de Monogenoidea tenha sofrido pressão nesse novo ambiente e também por competição de habitat (brânquias) com as espécies de ciliados. Nessa mesma região, para essa tilápia de pisciculturas, foram relatados elevados níveis de infecção por *C. tilapiae* associados ao baixo parasitismo por *Trichodina* sp. (provavelmente *T. centrostrigeata*), *P. africana* e *I. multifiliis* (Pantoja et al., 2012), indicando que foram secundárias as infecções por esses ciliados. Peixes portadores de

infecção aguda e subaguda tornam-se mais susceptíveis (Tavares-Dias et al., 2001a) às infecções por espécies de protozoários oportunistas que ocorrem neste estudo. Nas brânquias de *O. niloticus* de reservatório, os níveis de infecções por *Cichlidogyrus* sp. também foram baixos, devido a ocorrência somente em alguns meses do ano (Ranzani-Paiva et al., 2005). Sanchez-Ramirez et al. (2004) relataram que em *O. niloticus* mantidas experimentalmente em ambiente poluído houve diminuição na abundância de *C. sclerosus*, mas a infecção foi crônica. Portanto, *C. tilapiae*, além de sensível à eutrofização ambiental pode ter padrão de infecção sazonal, por isso não foi encontrado parasitando este peixe invasor no canal principal do ecossistema natural aqui investigado.

As diferenças no parasitismo entre ambientes (canal principal e áreas inundáveis) devem-se a maior diversidade de hospedeiros nativos no canal principal, local não dominado pela invasora *O. niloticus*. A baixa aquisição de parasitos exóticos pela rica ictiofauna de ciclídeos nativos foi esperada, uma vez que nossos recentes estudos (Pantoja et al., 2012) apontam uma reduzida fauna de parasitos exóticos em *O. niloticus* cultivadas no Brasil. Por outro lado, foi inesperada a não colonização em *O. niloticus* por espécie de parasito comum da ictiofauna nativa, uma vez que na região esse peixe tem uma história de invasão de quase uma década. Portanto, é provável que esse cenário se modifique no futuro, pois além dos parasitos aqui descritos, certamente esse peixe invasor encontrará ainda outros parasitos nativos nesse ecossistema amazônico com cerca de outras 70 espécies de Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Beloniformes (Gama & Halboth, 2004). Porém, são necessários estudos adicionais sobre os fatores que limitaram a riqueza da comunidade de parasitos em *O. niloticus* e influenciaram o tempo de colonização nesse hospedeiro, para a compreensão dos mecanismos de controle do recrutamento de parasitos em peixes introduzidos e da influência na fauna parasitária de outras espécies da ictiofauna nativa local.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi desenvolvido de acordo com princípios recomendados pelo Colégio Brasileiro de Experimentação Animal (COBEA). Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte a esse projeto (Processo: 556827/2009-0).

REFERÊNCIAS

Amin, O.M., 1987. Key to the families and subfamilies of Acanthocephala, with the erection of a new class (Polyacanthocephala) and a new order (Polyacanthorhynchida). *Journal of Parasitology* 73: 1216-1219.

Basson, L. & J.G. Van As, 1994. Trichodinid ectoparasites (Ciliophora: Peritrichida) of wild and cultured freshwater fishes in Taiwan, with notes on their origin. *Systematic Parasitology* 28: 197-222.

Basson, L., J.G. Van As & I. Paperna, 1983. Trichodinid ectoparasites of cichlid and cyprinid fishes in South Africa and Israel. *Systematic Parasitology* 5: 245-257.

Bittencourt, L. S., U. R. Leite-Silva, L.M.A. Silva & M. Tavares-Dias, 2012. Impactos da invasão da tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) na Amazônia oriental, Brasil. *Fisheries Management and Ecology* (Submetido).

Boandad-Reantaso & Arthur Jr. M.G., 1989. Trichodinids (Protozoa: Ciliophora: Peritrichida) of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in the Philippines. *Asian Fisheries Science* 3: 27-44.

Bush, A.O., K.D. Lafferty, J.M. Lotz & W. Shostak, 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* Revisited. *Journal of Parasitology* 83: 575-583.

Eiras, J.C., R.M. Takemoto & G.C. Pavanelli, 2006. Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. Maringá: Ed. EDUEM, 199pp.

Eissa, I.A.M., S.Z. Mona, El D. Noor, A.Z. Ibrahim & K.A.H. Osman, 2011. Field study on cadmium pollution in relation to internal parasitic diseases in cultured Nile tilapia at Kafr El-Sheikh Governorate. *Journal of American Science*: 7:4.

El-Seify, M. A., Zaki, M.S., Desouky, A.R.Y., Abbas, H.H., Hady, O.K.A. & Zaid, A.A.A., 2011. Seasonal variations and prevalence of some external parasites affecting freshwater fishes reared at Upper Egypt. *Life Science Journal* 8: 397-400.

- El-Tantawy, S.A.M. & S.L. Kazubski, 1986. The trichodinid ciliates from fish, *Tilapia nilotica* from the Nile Delta (Egypt). *Acta Protozoologica* 25: 439- 444.
- Galli, P., G. Strona, F. Benzoni, G. Crosa & F. Stefani, 2007. Monogeneids from freshwater fish in Italy, with comments on alien species. *Comparative Parasitology* 74: 264–272.
- Galli, P., F. Stefani, F. Benzoni & A. Zullini, 2005. Introduction of alien host–parasite complexes in a natural environment and the symbiota concept. *Hydrobiologia* 548: 293–299.
- Gama, C.S. & D.A. Halboth, 2004. Ictiofauna das ressacas das bacias do Igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú. In: Takiyama, L., R.; Silva, A., Q. (Org.) Diagnóstico de ressacas do estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú. GEA/SETEC/IEPA: Macapá, p.33-66.
- Gendron, A.D. & D.J. Marcogliese, 2012. Invasive species are less parasitized than native competitors, but for how long? The case of the round goby in the Great Lakes-St. Lawrence Basin. *Biological Invasions* 14: 367-384.
- Graça, R.J & M.H. Machado, 2007. Ocorrência e aspectos ecológicos de metazoários parasitos de peixes do lago do Parque do Ingá, Maringá, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 29: 321-326.
- Guégan, J.F. & C.R. Kennedy, 1993. Maximum local helminth parasite community richness in British freshwater fish: a test of the colonization time. *Parasitology* 106: 91-100.
- Jiménez-García, M.I., V.M. Vidal-Martínez & S. López-Jiménez, 2001. Monogeneans in introduced and native cichlids in Mexico: evidence for transfer. *Journal of Parasitology* 87: 907-909.
- Kazubski, S.L. & A.M. El-Tantawy, 1986. The Ciliate *Paratrichodina africana* sp. n. (Peritricha, Trichodinidae) from *Tilapia* fish (Cichlidae) from Africa. *Acta Protozoologica* 25: 433-438.
- Kennedy, C. R. & T. Pojmanska, 1996. Richness and diversity of helminth parasite communities in the common carp and in three more recently introduced carp species. *Journal of Fish Biology* 48: 89-100.
- Kohn, A., B.M.M. Fernandes & S.C. Cohen, 2007. South American trematodes parasites of fishes. Rio de Janeiro: Imprinta Express Ltda, 318p.
- Kritsky, D.C., V.E. Thatcher & W.A. Boeger, 1989. Neotropical Monogenea 15. Dactylogyrids from the gills of Brazilian Cichlidae with proposal of *Sciadicleithrum* gen. n. (Dactylogyridae). *Journal of the Helminthological Society of Washington* 56: 128-140.

Kritsky, D.C., Thatcher, V.E. & Boeger, W.A. 1986. Neotropical monogenea. 8. Revision of *Urocleidodes* (Dactylogyridae, Ancyrocephalinae). Proceedings of the Helminthological Society of Washington 53: 1-37.

Lom, J.A., 1958. Contribution to the systematic and morphology of endoparasitic trichodinids from amphibians, with a proposal of uniform specific characteristics. Journal of Protozoology, Lawrence 5: 251-263,

Luque, J.L., J.C. Aguiar, F.M. Vieira, D.I. Gibson & C. Portes-Santos, 2011. Checklist of Nematoda associated with the fishes of Brazil. Zootaxa 3082: 1-88.

Machado Filho, D.A., 1959a. "*Neoechinorhynchus spectabilis*" sp. n. (Neoechinorhynchidae, Acanthocephala). Revista Brasileira de Biologia 19: 191-194.

Machado Filho, D.A., 1959b. Echinorhynchidae do Brasil. II. Nova espécie do gênero *Echinorhynchus zoega* in Müller, 1776. Memorial Instituto Oswaldo Cruz 57: 195-197.

Martins, M.L., N. Marchiori, K. Roubledakis, and F. Lami, 2012. *Trichodina nobilis* Chen, 1963 and *Trichodina reticulata* Hirschmann et Partsch, 1995 from ornamental freshwater fishes in Brazil. Brazilian Journal Biology 72: p.1-6.

Martins, M.L., T.M.P. Azevedo, L. Ghiraldelli & N. Bernardi, 2010. Can the parasitic on Nile tilapia be affected by different production systems? Anais da Academia Brasileira de Ciências 82: 493-500.

Mendonza-Franco, E.F., V.M. Vidal-Martínez & Y. Cruz-Quintana, 2006. Monogeneans on native and introduced freshwater fishes from Cuba with the description of a new species of *Salsuginus* beverly-Burton, 1984 from *Limia vittata* (Poeciliidae). Systematic Parasitology 64:181-190.

Mitra, A.K., P.K. Bandyopadhyay, Y. Gong, & B. Bhowmik, 2012. Occurrence of Trichodinid Ciliophorans (Ciliophora: Peritrichida) in the freshwater fishes of the river Churni with description of *Trichodina glossogobae* sp. nov. in West Bengal, India. Journal Parasitic Diseases 36: 34–43.

Mohilal N. E & T. Hemananda, 2012. Record of the species of *Tripartiella* (Lom, 1959) from fishes of Manipur. Journal Parasitic Diseases 36: 87–93.

Moravec, F. 1998. Nematodes of freshwater fishes of the Neotropical region. Vydala Academia: Praha. 464pp.

Marchiori, N., L.S. Bittencourt, M.L. Martins & M. Tavares-Dias. A new species of *Tripartiella* (Ciliophora: Trichodinidae) from *Aequidens tetramerus*, an endemic Cichlidae from the Brazil. Journal of Protistology, 2012 (Submetido).

Pantoja, W.M.F., L.R. Neves, M.K.R. Dias, R.G.B. Marinho, D. Montagner & M. Tavares-Dias, 2012. Protozoan and metazoan parasites of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* cultured in Brazil. *Revista MVZ Córdoba*, 17: 2659-2666.

Paperna, I., 1960. Monogenea of inland water fish in Africa. *Annales du Musée Royal d'Afrique Centrale (Zool.)* 226: 1-131.

Paterson, R.A., C.R. Townsend, D.M. Tompkins, & R. Poulin, 2012. Ecological determinants of parasite acquisition by exotic fish species. *Oikos*, doi: 10.1111/j.1600-0706.2012.20143.x

Pérez-Ponce De León, G, L. Garcia-Prieto, Léon-Régagnon & A. Choudhury, 2000. Helminth communities of native and introduced fishes in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. *Journal of Fish Biology* 57:303-325.

Poulin, R., R.A. Paterson, C. R. Townsend, D.M. Tompkins & W. Kelly, 2011. Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 56: 676-688.

Poulin, R., 1997. Parasite faunas of freshwater fish: The relationship between richness and the specificity of parasites. *International Journal for Parasitology* 27: 1091-1098.

Ranzani-Paiva, M.J.T., N.N. Felizardo & J.L. Luque, 2005. Parasitological and hematological analysis of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1757 from Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 231-237.

Roche, D.G., B. Leung, E.F. Mendoza-Franco & M.E. Torchin, 2010. Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *International Journal for Parasitology* 40: 1525-1530.

Ribeiro, F. & P.M. Leunda, 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19: 142-156.

Sanchez-Ramirez, C., V.M. Vidal-Martinez, M.L. Aguirre-Macedo, R.P. Rodrigues-Canul, G. Gold-Bouchot & B. Sures, 2007. *Cichlidogyrus sclerosus* (Monogenea: Ancyrocephalinae) and its host, the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), as bioindicators of chemical pollution. *Journal of Parasitology* 93: 1097–1106.

Santos, C.P., D.I. Gibson, L.E.R. Tavares & J.L. Luque, 2011. Checklist of Acanthocephala associated with the fishes of Brazil. *Zootaxa* 1938: 1-22.

Soliman, M.F.M. & M.M. Ibrahim, 2012. Monogenean community structure of *Oreochromis niloticus* in relation to heavy metal pollution and host reproductive cycle. *Journal of the Egyptian Society of Parasitology* 42: 11-24.

Takyama, R. T., Silva, A. Q., Costa, W. J. P. & Nascimento, H. S. 2004. Qualidade das Águas das ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. In: Takyama, L. R. & Silva, A. C. (orgs). Diagnóstico de ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. Macapá: CPAQ/IEPADGEO/SEMA, p. 81-104.

Tavares-Dias, M., M.L. Martins & F.R. Moraes, 2001a. Fauna parasitária de peixes oriundos de pesque-pagues do município de Franca, São Paulo, Brasil. I. Protozoários. Revista Brasileira de Zoologia 18: 67-79.

Tavares-Dias, M., F.R. Moraes M.L., Martins & S.N. Kronka, 2001b. Fauna parasitária de peixes oriundos de pesque-pagues do município de Franca, São Paulo, Brasil. II. Metazoários. Revista Brasileira de Zoologia 18:81-95.

Thatcher, V.E., 2006. Amazon fish parasites. 2. ed. Sofia-Moscow: Pensoft Publishers. 508 p.

Thatcher, V. E., 1981. *Neoechinorhynchus pterodoridis* n.sp. (Acanthocephala: Neoechinorhynchidae) do bacu liso (*Pterodoras granulatus*) da Amazônia Brasileira. Acta Amazônica 11: 445-448.

Van As, J.G. & L. Basson, 1989. A further contribution to the taxonomy of the Trichodinidae (Ciliophora: Peritrichia) and a review of the taxonomic status of some fish ectoparasitic trichodinids. Systematic Parasitology 14:157-179.

Van As, J.G. & L. Basson, 1987. Host specificity of trichodinid ectoparasites of freshwater fish. Parasitology Today, vol. 3, n. 3.

Vulpe, V., 2002. Parasitic invasions on fish stocks from the N-E area of Moldavia. Scientia Parasitologica 2:144-149.

Yamada, F.H., R.M. Takemoto, S. Bellay & G.C. Pavanelli, 2009. Two new species of *Sciadicleithrum* (Monogenea, Dactylogyridae) parasites of Neotropical cichlid fishes from the Paraná River, Brazil. Acta Parasitologica 54: 6-11.

CONCLUSÕES

Na bacia do Igarapé Fortaleza, houve a dispersão da tilápia-do-nilo causada pela atividade de piscicultura, devido aos escapes acidentais na época das chuvas e as solturas deliberadas de pisciculturas quando tornaram-se inativas, em geral, por desconhecimento de que esse peixe não é nativo do Brasil.

A tilápia-do-nilo adaptou-se, dominando o ambiente das áreas inundáveis da área de estudo, locais de desova, abrigo e alimentação das espécies de ciclídeos da ictiofauna nativa, que parecem estar sofrendo forte impacto dessa invasão. Assim, a abundância das espécies de acarás nativos foi muito menor quando comparada a da tilápia invasora, que encontrou recursos alimentares disponíveis e um novo ambiente favorável para constituir sua população.

Além dessas condições favoráveis, a tilápia-do-nilo foi favorecida pela perda de parasitos com a translocação e durante o processo de estabelecimento na bacia do Igarapé Fortaleza, bem como pela falta de aquisição de parasitos nativos comuns à ictiofauna da região. Assim, seus parasitos foram *C. tilapiae*, *T. centrostrigeata*, *P. africana*, *T. centrostrigeata* e *T. nobilis*, espécies comuns de sua fauna parasitária na África, seu local de origem.

Nas áreas inundáveis bacia do Igarapé Fortaleza, locais com predominância de *O. niloticus* e baixa ocorrência de espécies de acarás nativos, as infecções parasitárias foram quase exclusivamente por ectoparasitos de brânquias. Porém, no canal principal, onde houve a maior diversidade de espécies de acarás nativos, foi maior o parasitismo e a riqueza de espécies de helmintos Monogenoidea, larvas e adultos de Nematoda Digenea, Acantocephala e Cestoda, todos parasitos nativos de hospedeiros intermediários ou paratênicos na área deste estudo.

Somente o parasito exótico *T. nobilis* foi transferido para espécie da ictiofauna nativa, para o hospedeiro *A. tetramerus*. Porém, *T. tetramerii* foi o

único ciliado nativo parasitando acará nativo, o *A. tetramerus*. Portanto, os resultados aqui encontrados indicam há necessidade de acompanhamento desse estabelecimento da tilápia-do-nylo, para obtenção de outras relevantes informações que auxiliarão no monitoramento da abundância das espécies de Cichlidae nativos. Esse monitoramento deverá visar não apenas avaliar outros impactos ambientais causados por esse invasor a outras espécies da ictiofauna nativa, mas também os possíveis impactos econômicos e soluções mitigadoras dos impactos ocorridos, evitando uma possível extinção daquelas de acarás nativos e de espécies endêmicas da bacia do Igarapé Fortaleza.

**ANEXOS: INSTRUÇÕES DOS PERIÓDICOS PARA SUBMISSÃO DOS
ARTIGOS**

ANEXO 1:

Fisheries Management and Ecology

Edited By: I.G. Cowx and H.L. Schramm

Impact Factor: 0.798

ISI Journal Citation Reports © Ranking: 2010: 32/46 (Fisheries)

Online ISSN: 1365-2400

1. GENERAL

The only fully peer-reviewed fisheries management and ecology journal

Fisheries Management and Ecology presents international papers that cover all aspects of the management, ecology and conservation of inland, estuarine and coastal fisheries including:

- Fisheries policy, management, operational, conservation and ecological issues;
- Fisheries managers' and ecologists' need for information, techniques, tools and concepts;
- Integration of ecological studies with all aspects of fisheries management;
- Promoting the conservation of fisheries and their environment as a recurring theme in fisheries work;

Fisheries Management and Ecology aims to foster an understanding of the maintenance, development and management of the conditions under which fish populations thrive, and how they and their habitat can be conserved and enhanced. The journal further seeks to promote a thorough understanding of the dual nature of fisheries as valuable resources and as pivotal indicators of aquatic ecosystem quality and conservation status. Please read the instructions below carefully for details on the submission of manuscripts, the journal's requirements and standards as well as information concerning the procedure after a manuscript has been accepted for publication in *Fisheries Management and Ecology*. Authors are encouraged to visit Wiley-Blackwell Author Services for further information on the preparation and submission of articles and figures.

2. ETHICAL GUIDELINES

Fisheries Management and Ecology adheres to the below ethical guidelines for publication and research.

2.1. Authorship and Acknowledgments

Authorship: Authors submitting a paper do so on the understanding that the manuscript has been read and approved by all authors and that all authors agree to the submission of the manuscript to the Journal. ALL named authors must have made an active contribution to the conception and design and/or analysis and interpretation of the data and/or the drafting of the paper, and ALL must have critically reviewed its content and have approved the final version

submitted for publication. Participation solely in the acquisition of funding or the collection of data does not justify authorship.

Fisheries Management and Ecology adheres to the definition of authorship set up by The International Committee of Medical Journal Editors (ICMJE). According to the ICMJE authorship criteria should be based on 1) substantial contributions to conception and design of, or acquisition of data or analysis and interpretation of data, 2) drafting the article or revising it critically for important intellectual content and 3) final approval of the version to be published. Authors should meet conditions 1, 2 and 3. It is a requirement that all authors have been accredited as appropriate upon submission of the manuscript. Contributors who do not qualify as authors should be mentioned under Acknowledgments.

Acknowledgments: Under Acknowledgments please specify contributors to the article other than the authors accredited.

2.2. Ethical Approvals

When experimental animals are used the methods section must clearly indicate that adequate measures were taken to minimize pain or discomfort. Experiments should be carried out in accordance with the Guidelines laid down by the National Institute of Health (NIH) in the USA regarding the care and use of animals for experimental procedures or with the European Communities Council Directive of 24 November 1986 (86/609/EEC) and in accordance with local laws and regulations. Ethics of investigation: Papers not in agreement with the guidelines of the Helsinki Declaration as revised in 1975 will not be accepted for publication.

2.3 DNA Sequences and Crystallographic Structure Determinations

Papers reporting protein or DNA sequences and crystallographic structure determinations will not be accepted without a Genbank or Brookhaven accession number, respectively. Other supporting data sets must be made available on the publication date from the authors directly.

2.4 Appeal of Decision

Authors who wish to appeal the decision on their submitted paper may do so by e-mailing the editors with a detailed explanation for why they find reasons to appeal the decision.

2.5 Permissions

If all or parts of previously published illustrations are used, permission must be obtained from the copyright holder concerned. It is the author's responsibility to obtain these in writing and provide copies to the Publishers.

2.6 Copyright Assignment

Authors submitting a paper do so on the understanding that the work and its essential substance have not been published before and are not being considered for publication elsewhere. The submission of the manuscript by the authors means that the authors automatically agree to assign copyright to Wiley-Blackwell if and when the manuscript is accepted for publication. The work shall not be published elsewhere in any language without the written consent of the publisher. The articles published in this journal are protected by copyright, which covers translation rights and the exclusive right to reproduce and distribute all of the articles printed in the journal. No material published in the journal may be stored on microfilm or videocassettes, in electronic databases and the like, or reproduced photographically without the prior written permission of the publisher.

Correspondence to the journal is accepted on the understanding that the contributing author licences the publisher to publish the letter as part of the journal or separately from it, in the exercise of any subsidiary rights relating to the journal and its contents. Upon acceptance of a paper, authors are required to assign the copyright to publish their paper to Wiley-Blackwell. Assignment of the copyright is a condition of publication, and papers will not be passed to the publisher for production unless copyright has been assigned. (Papers subject to government or Crown copyright are exempt from this requirement; however, the form still has to be signed). A completed Copyright Transfer Agreement must be sent before any manuscript can be published. Authors must send the completed Copyright Transfer Agreement upon receiving notice of manuscript acceptance, i.e., do not send the Copyright Transfer Agreement at submission. Please return your completed form to: Farhana Hossain Production Editor John Wiley & Sons (Singapore) Pte Ltd 1 Fusionopolis Walk #07-01 Solaris South Tower Singapore 138628. Alternatively a scanned version of the form can be e-mailed to fhossain@wiley.com or faxed to +65 6643 8008. For questions concerning copyright, please visit Wiley-Blackwell's Copyright FAQs.

3. SUBMISSION OF MANUSCRIPTS

Manuscripts should be submitted electronically via the online submission site <http://mc.manuscriptcentral.com/fme>. The use of an online submission and peer review site enables immediate distribution of manuscripts and consequentially speeds up the review process. It also allows authors to track the status of their own manuscripts. Complete instructions for submitting a paper are available online and below. Further assistance can be obtained from [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2400](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2400).

3.1. Getting Started

Launch your web browser (supported browsers include Internet Explorer 6 or higher, Netscape 7.0, 7.1, or 7.2, Safari 1.2.4, or Firefox 1.0.4) and go to the journal's online Submission Site: <http://mc.manuscriptcentral.com/fme>

- Log-in or click the 'Create Account' option if you are a first-time user.
- If you are creating a new account.
 - After clicking on 'Create Account', enter your name and e-mail information and click 'Next'. Your e-mail information is very important.
 - Enter your institution and address information as appropriate, and then click 'Next.'
 - Enter a user ID and password of your choice (we recommend using your e-mail address as your user ID), and then select your area of expertise. Click 'Finish'.
- If you have an account, but have forgotten your log - in details, go to Password Help on the journals online submission system <http://mc.manuscriptcentral.com/fme> and enter your e-mail address. The system will send you an automatic user ID and a new temporary password.
- Log- in and select Author Center“.

3.2. Submitting Your Manuscript

- After you have logged in, click the 'Submit a Manuscript' link in the menu bar.
- Enter data and answer questions as appropriate. You may copy and paste directly from your manuscript and you may upload your pre-prepared covering letter.
- Click the 'Next' button on each screen to save your work and advance to the next screen.
- You are required to upload your files.
 - Click on the 'Browse' button and locate the file on your computer.
 - Select the designation of each file in the drop-down menu next to the Browse button.
 - When you have selected all files you wish to upload, click the 'Upload Files' button.
- Review your submission (in HTML and PDF format) before sending to the Journal. Click the 'Submit' button when you are finished reviewing.

3.3. Manuscript Files Accepted

Manuscripts should be uploaded as Word (.doc) or Rich Text Format (.rtf) files (not write-protected) plus separate figure files. GIF, JPEG, PICT or Bitmap files are acceptable for submission, but only high-resolution TIF or EPS files are suitable for printing. The files will be automatically converted to HTML and PDF on upload and will be used for the review process. The text file must contain the entire manuscript including title page (as a separate file), abstract, text, references, tables, and figure legends, but no embedded figures. Figure tags should be included in the file. Manuscripts should be formatted as described in the Author Guidelines below. Please note that any manuscripts uploaded as Word 2007 (.docx) will be automatically rejected. Please save any .docx file as .doc before uploading.

3.4. Blinded Review

All manuscripts submitted to *Fisheries Management and Ecology* will be reviewed by at least two experts in the field. *Fisheries Management and Ecology* uses double-blinded review. The names of the reviewers will thus not be disclosed to the author submitting a paper and the

name(s) of the author(s) will not be disclosed to the reviewers. To allow double-blinded review, please submit (upload) your main manuscript and title page as separate files.

Please upload:

- Your manuscript without title page under the file designation 'main document';
- Figure files under the file designation 'figures';
- The title page, Acknowledgements and Conflict of Interest Statement, where applicable, should be uploaded under the file designation 'title page'.

All documents uploaded under the file designation 'title page' will not be viewable in the HTML and PDF format you are asked to review at the end of the submission process. The files viewable in the HTML and PDF format are the files available to the reviewer in the review process.

3.5. Suggest Reviewers

Fisheries Management and Ecology attempts to keep the review process as short as possible to enable rapid publication of new scientific data. In order to facilitate this process, please suggest the names and current e-mail addresses of at least three potential international reviewers whom you consider capable of reviewing your manuscript.

3.6. Suspension of Submission Mid-way in the Submission Process

You may suspend a submission at any phase before clicking the 'Submit' button and save it to submit later. The manuscript can then be located under 'Unsubmitted Manuscripts,' and you can click on 'Continue Submission' to continue your submission when you choose to.

3.7. E-mail Confirmation of Submission

After submission you will receive an e-mail to confirm receipt of your manuscript. If you do not receive the confirmation e-mail after within 24 hours, please check your e-mail address carefully in the system. If the e-mail address is correct please contact your IT department. The error may be caused by spam filtering software on your e-mail server. Also, the e-mails should be received if the IT department adds our e-mail server (uranus.scholarone.com) to their white list.

3.8. Manuscript Status

You can access Scholar One Manuscripts (formerly known as Manuscript Central) any time to check your 'Author Center' for the status of your manuscript. The Journal will inform you by e-mail once a decision has been made.

3.9. Submission of Revised Manuscripts

Revised manuscripts must be uploaded within 60 days of authors being notified of conditional acceptance pending satisfactory revision. Locate your manuscript under 'Manuscripts with Decisions' and click on 'Submit a Revision' to submit your revised manuscript. Please remember to delete any old files uploaded when you upload your revised manuscript. Please also remember to upload your manuscript document separately from your title page.

4. MANUSCRIPT TYPES ACCEPTED

Full Papers: The first page of text must provide the title of the paper and a short abstract not exceeding 150 words but must not carry the author's name or affiliation. The text should contain an Introduction, Methods, Results, and Discussion. Pages should be numbered consecutively in Arabic numerals, but tables, figure legends (including magnifications) and acknowledgements should be submitted on separate sheets. Tables and figures should be referred to consecutively in the text.

Management and Ecological Notes: These should differ from full papers on the basis of scope or completeness, rather than quality of research. They may report on new or modified techniques or methodology, significant new information arising from problems with narrow, well-defined limits, or important findings that warrant rapid publication before broader studies are complete. Their text should not be longer than 1500 words and should not include an abstract or be divided up into conventional sections. One table or figure may be included.

5. MANUSCRIPT FORMAT AND STRUCTURE

5.1. Page Charge

There are no page charges for papers published in *Fisheries Management and Ecology*.

5.2. Format

Language: The language of publication is UK English. Authors for whom English is a second language should have their manuscript edited by an English-speaking person before submission to make sure the English is of high quality. A list of independent suppliers of editing services can be found at http://authorservices.wiley.com/bauthor/english_language.asp. All services are paid for and arranged by the author, and use of one of these services does not guarantee acceptance or preference for publication.

Latin Names: The full scientific name, including the authority correctly noted (i.e. with or without parentheses), should appear for each species when first mentioned in the abstract and again in the text or elsewhere, thus: Atlantic salmon, *Salmo salar* L., or rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). The authority should not be included in the title if the Latinized name is included in the title. For further information see American Fisheries Society Special Publication No. 20, *A List of Common and Scientific Names of Fishes from the United States and Canada*. For fishes occurring in British waters, give precedence to: Wheeler A. (1992) A list of the

common and scientific names of fishes of the British Isles. *Journal of Fish Biology* **41**, Supplement A, 36 pp. Alternatively check FISHBASE.

Units and Spelling: Spelling should conform to *The Concise Oxford Dictionary*. Units of measurement, symbols and abbreviations must be given in metric units. Where any doubt arises as to the correct abbreviations, reference should be made to *Quantities, Units and Symbols*, 2nd edn, 1975, published by the Royal Society, London (ISBN: 0 85403 0719).

5.3. Structure

All manuscripts submitted to *Fisheries Management and Ecology*, except reviews or Management and Ecological Notes, should generally be arranged in the following sequence: Abstract, Key Words, Introduction, Methods, Results, Discussion (a combined Results and Discussion is not normally acceptable), Acknowledgments and References. Typing should be **double-spaced** throughout the text, including tables, figure legends and reference lists. **The maximum length of a regular article should not exceed 15 pages, excluding references, figures, and tables. Authors wishing to submit a longer paper should consult with the Editors. Text should not be written in the first person (i.e adopt the passive voice).** Within sections, subdivisions should not normally exceed two grades; decimal number classification of headings and subheadings should not be used. Pages should be numbered consecutively in Arabic numerals. Tables, figure legends (including scale) must be submitted in separate files. Tables and figures should be referred consecutively in the text. **All lines should be numbered consecutively throughout the manuscript (do not restart line numbers on each page). Files should not be saved as PDF (portable document format) files.** The title page, which contains the following information, should be submitted in a separate file.

Title Page:

- the full title of the paper;
- the full names of all the authors;
- the name(s) and address(es) of the institution(s) at which the work was carried out (the present address(es) of the author(s), if different from above, should appear as a footnote);
- the name, address and e-mail address of the author to whom all correspondence and proofs should be sent;
- a suggested running title of not more than 50 characters, including spaces.

The first page of text must provide the title of the paper and a short abstract not exceeding 150 words but must not carry the author's name or affiliation. Please also provide six key words in alphabetical order to aid indexing.

Optimizing Your Abstract for Search Engines

Many students and researchers looking for information online will use search engines such as Google, Yahoo or similar. By optimizing your article for search engines, you will increase the chance of someone finding it. This in turn will make it more likely to be viewed and/or cited in

another work. We have compiled these guidelines to enable you to maximize the web-friendliness of the most public part of your article.

5.4. References

The Journal follows the Harvard reference style. The editor and publisher recommend that citation of online published papers and other material should be done via a DOI (digital object identifier), which all reputable online published material should have - see www.doi.org/ for more information. If an author cites anything that does not have a DOI they run the risk of the cited material not being traceable.

We recommend the use of a tool such as EndNote or Reference Manager for reference management and formatting.

EndNote reference styles can be searched for here: www.endnote.com/support/enstyles.asp.

Reference Manager reference styles can be searched for here: www.refman.com/support/rmstyles.asp

Reference examples

Journal

Brittain J.E., Lillehammer A. & Hoffmann D. (1987) Cardiopulmonary effects of clenbuterol in the horse. *Journal of Nutrition* **17**, 565–568.

Brittain J.E. & Hoffmann D. (1987) Cardiopulmonary effects of clenbuterol in the horse. *Journal of Fish Diseases* **17** (Suppl. 5), 565–568.

Book

Avise J.C. (1994) *Cardiovascular Physiology*. London: Chapman & Hall, 399 pp.

Edited book

Bleed A. & Flowerday C. (eds) (1989) *An Atlas of the Sand Hills*. Lincoln, NE: University of Nebraska-Lincoln, 260 pp.

Chapter in an edited book

Bleed A. & Flowerday C. (1989) Introduction. In: A. Bleed & C. Flowerday (eds) *An Atlas of the Sand Hills*. Lincoln, NE: University of Nebraska-Lincoln, pp. 1-5.

Report

Devlin T.M. (1993) *Textbook of Biochemistry with Clinical Correlations*. Atlantis Technical Report on Aquatic Pollution No. 76. 23 pp.

Proceedings

Johnston A. & Johnson J.P. (eds) *Proceedings of the 6th Interscience Conference on*

Cardiopulmonary Effects on Animals. 7–11 August 1985. Washington: Pulmonary Institute, 340 pp.

Title/Paper in proceedings

Brittain J.E., Lillehammer A. & Hoffmann D. (1987) Cardiopulmonary effects of clenbuterol in the horse. In: A. Johnston & J.P. Johnson (eds) *Proceedings of the 6th Interscience Conference on Cardiopulmonary Effects on Animals*. 7–11 August 1985. Washington: Pulmonary Institute, pp. 42–50.

Thesis

Britton J.R. (1999) *The Impact of Cormorants (Phalacrocorax carbo carbo (L.) and Phalacrocorax carbo sinensis (Blumenbach)) on Inland Fisheries in the UK*. PhD Thesis, Hull: University of Hull, 98 pp.

5.5. Citations

The Journal follows the Harvard reference style. *et al.* should be used for in-text citations with 3 or more authors.

Citation examples

Direct citations

Smith (1997, 1999), Andrew (1998a, b), Coleman and Tauber (2000a, b, c), Coleman *et al.* (1990)

Indirect citations

(Smith & Coleman 1997, 1999; Andrew 1998a, b; Coleman *et al.* 1990)

5.6. Tables, Figures and Figure Legends

Tables: should only be used to clarify important points. Tables must, as far as possible, be self-explanatory. The tables should be numbered consecutively with Arabic numerals.

Figures: should only be used to clarify important points. All graphs, drawings and photographs are considered figures and should be numbered in sequence with Arabic numerals. Each figure should have a legend and legends for all figures should be typed together on a separate sheet and numbered correspondingly. Figures should not contain detail that may be lost when reduced in size for printing. Figure axis titles should use Arial font, sentence case and units of measure should be set off with a comma from the parameter in the legend. If all or parts of previously published illustrations are used, permission must be obtained from the copyright holder concerned. It is the author's responsibility to obtain these in writing and provide copies to the Publisher.

All figures and artwork must be provided in electronic format. Please save vector graphics (e.g. line artwork) in Encapsulated Postscript Format (EPS) and bitmap files (e.g. halftones) or clinical or in vitro pictures in Tagged Image Format (TIFF). In the full-text online edition of the

journal, figure legends may be truncated in abbreviated links to the full screen version. Therefore, the first 100 characters of any legend should inform the reader of key aspects of the figure. Further information can be obtained at Wiley-Blackwell's guidelines for illustrations: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp>

Preparation of Electronic Figures for Publication

Although low quality images are adequate for review purposes, print publication requires high quality images to prevent the final product being blurred or fuzzy. Submit EPS (line art) or TIFF (halftone/photographs) files only. MS PowerPoint and Word Graphics are unsuitable for printed pictures. Do not use pixel-oriented programmes. Scans (TIFF only) should have a resolution of at least 300 dpi (halftone) or 600 to 1200 dpi (line drawings) in relation to the reproduction size (see below). Please submit the data for figures in black and white or submit a Colour Work Agreement Form (see Colour Charges below). EPS files should be saved with fonts embedded (and with a TIFF preview if possible).

For scanned images, the scanning resolution (at final image size) should be as follows to ensure good reproduction: line art: >600 dpi; halftones (including gel photographs): >300 dpi; figures containing both halftone and line images: >600 dpi. Further information can be obtained at [Wiley-Blackwell's guidelines for figures: http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp](http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp) Check your electronic artwork before submitting it: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/eachecklist.asp>

Permissions: If all or parts of previously published illustrations are used, permission must be obtained from the copyright holder concerned. It is the author's responsibility to obtain these in writing and provide copies to the Publisher.

Colour Charges: It is the policy of Fisheries Management and Ecology for authors to pay the full cost for the reproduction of their colour artwork. Therefore, please note that if there is colour artwork in your manuscript when it is accepted for publication, Wiley-Blackwell requires you to complete and return a Colour Work Agreement Form before your paper can be published. Any article received by Wiley-Blackwell with colour work will not be published until the form has been returned. If you are unable to access the internet, or are unable to download the form, please contact the Production Editor (fme@wiley.com).

In the event that an author is not able to cover the costs of reproducing colour figures in colour in the printed version of the journal, Fisheries Management and Ecology offers authors the opportunity to reproduce colour figures in colour for free in the online version of the article (but they will still appear in black and white in the print version). If an author wishes to take advantage of this free colour-on-the-web service, they should liaise with the Editorial Office to ensure that the appropriate documentation is completed for the Publisher.

5.6. Most Common Faults in Manuscripts

1. Title page layout. Authors should consult past published papers.
2. Abstract contains information other than the main findings. Abstract reports significant differences but does not tell how values differed.
3. Headings. Authors should consult past published papers.
4. Naming of species, e.g. no authority given on first mention and incorrect use of brackets for authority.
5. Use of active voice (usually the first person). The passive voice must be used.
6. References, e.g. lack of match between text and list and wrong format, particularly commas should not be given between surname and initials of authors, journal titles not given in full and page range not given for books or chapters in books.
7. The quality of the figures are is not adequate (clarity and font sizes), especially when reduced for publication.
8. Figure and caption, e.g. figure legends, should be in the figure title, not on the figure.
9. Tables are over-elaborate and not formatted accurately.
10. Tables should be done in

ANEXO 2:

Instructions for Authors

HYDROBIOLOGIA

GENERAL

Hydrobiologia publishes original articles in the fields of limnology and marine science that are of interest to a broad and international audience. The scope of Hydrobiologia comprises the biology of rivers, lakes, estuaries and oceans and includes palaeolimnology and –oceanology, taxonomy, parasitology, biogeography, and all aspects of theoretical and applied aquatic ecology, management and conservation, ecotoxicology, and pollution. Purely technological, chemical and physical research, and all biochemical and physiological work that, while using aquatic biota as test-objects, is unrelated to biological problems, fall outside the journal's scope.

THERE IS NO PAGE CHARGE, provided that manuscript length, and number and size of tables and figures are reasonable (see below). Long tables, species lists, and other protocols may be put on any web site and this can be indicated in the manuscript. Purely descriptive work, whether limnological, ecological or taxonomic, can only be considered if it is firmly embedded in a larger biological framework.

LANGUAGE

Manuscripts should conform to standard rules of English grammar and style. Either British or American spelling may be used, but consistently throughout the article. Conciseness in writing is a major asset as competition for space is keen.

EDITORIAL POLICY

Submitted manuscripts will first be checked for language, presentation, and style. Scientists who use English as a foreign language are strongly recommended to have their manuscript read by a native English-speaking colleague. Manuscripts which are substandard in these respects will be returned without review.

Papers which conform to journal scope and style are sent to at least 2 referees, mostly through a member of the editorial board, who will then act as coordination editor. Manuscripts returned to authors with referee reports should be revised and sent back to the editorial as soon as possible. Final decisions on acceptance or rejection are made by the editor-in-chief. Hydrobiologia endeavours to publish any paper within 6 months of acceptance. To achieve this, the number of volumes to be published per annum is readjusted periodically.

Authors are encouraged to place all species distribution records in a publicly accessible database such as the national Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nodes

(www.gbif.org) or data centers endorsed by GBIF, including BioFresh (www.freshwaterbiodiversity.eu)

CATEGORIES OF CONTRIBUTIONS

There are four categories of contributions to *Hydrobiologia*:

- [1.] Primary research papers generally comprise up to 25 printed pages (including tables, figures and references) and constitute the bulk of the output of the journal. These papers MUST be organized according to the standard structure of a scientific paper: Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgements, References, Tables, Figure captions.
- [2.] Review papers, and Taxonomic revisions are long papers; prospective authors should consult with the editor before submitting such a long manuscript, either directly or through a member of the editorial board. Review papers may have quotations (text and illustrations) from previously published work, but authors are responsible for obtaining copyright clearance wherever this applies.
- [3.] Opinion papers reflect authors' points of view on hot topics in aquatic sciences. Such papers can present novel ideas, comments on previously published work or extended book reviews.

Occasionally, regular volumes contain a special section devoted to topical collections of papers: for example, Salt Ecosystems Section and Aquatic Restoration Section.

MANUSCRIPT SUBMISSION

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

Online Submission

Authors should submit their manuscripts online. Electronic submission substantially reduces the editorial processing and reviewing times and shortens overall publication times. Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

TITLE PAGE

Title Page

The title page should include:

The name(s) of the author(s)

A concise and informative title

The affiliation(s) and address(es) of the author(s)

The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

Abstract

Please provide an abstract of 150 to 200 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

TEXT

Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).
- [Word template \(zip, 154 kB\)](#)

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

- [LaTeX macro package \(zip, 182 kB\)](#)

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

SCIENTIFIC STYLE

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Code of Zoological Nomenclature, the International Code of Botanical Nomenclature, and the International Code of Nomenclature of Bacteria. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and the name of its describer should also be given. Descriptions of new taxa should comprise official repository of types (holotype and paratypes), author's collections as repositories of types are unacceptable.

Genus and species names should be in italics.

REFERENCES

References in the text will use the name and year system: Adam & Eve (1983) or (Adam & Eve, 1983). For more than two authors, use Adam et al. (1982). References to a particular page, table or figure in any published work is made as follows: Brown (1966: 182) or Brown (1966: 182, fig. 2). Cite only published items; grey literature (abstracts, theses, reports, etc) should be avoided as much as possible. Papers which are unpublished or in press should be cited only if formally accepted for publication.

References will follow the styles as given in the examples below, i.e. journals are NOT abbreviated (as from January 2003), only volume numbers (not issues) are given, only normal fonts are used, no bold or italic.

- Engel, S. & S. A. Nichols, 1994. Aquatic macrophytes growth in a turbid windswept lake. *Journal of Freshwater Ecology* 9: 97–109.
- Horne, D. J., A. Cohen & K. Martens, 2002. Biology, taxonomy and identification techniques. In Holmes, J. A. & A. Chivas (eds), *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research*. American Geophysical Union, Washington DC: 6–36.
- Maitland, P. S. & R. Campbell, 1992. *Fresh Water Fishes*. Harper Collins Publishers, London.
- Tatrai, I., E. H. R. R. Lammens, A. W. Breukelaar & J. G. P. Klein Breteler, 1994. The impact of mature cyprinid fish on the composition and biomass of benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 309–320.

TABLES

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.

- Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
- Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

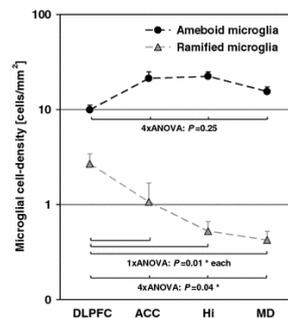
ARTWORK AND ILLUSTRATIONS GUIDELINES

For the best quality final product, it is highly recommended that you submit all of your artwork – photographs, line drawings, etc. – in an electronic format. Your art will then be produced to the highest standards with the greatest accuracy to detail. The published work will directly reflect the quality of the artwork provided.

Electronic Figure Submission

- Supply all figures electronically.
- Indicate what graphics program was used to create the artwork.
- For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MS Office files are also acceptable.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.
- Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

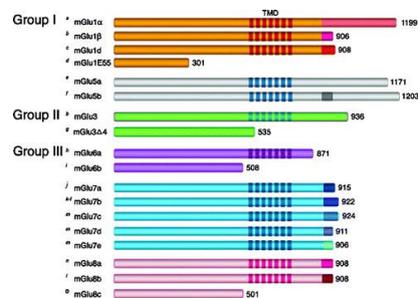
Line Art



- Definition: Black and white graphic with no shading.
- Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.
- All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.
- Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

- Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.
- If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.
- Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.

Combination Art



- Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.
- Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

- Color art is free of charge for online publication.
- If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.
- If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.
- Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

- To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).
- Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).
- Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.
- Avoid effects such as shading, outline letters, etc.
- Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

- All figures are to be numbered using Arabic numerals.
- Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.
- Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).
- If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2,

A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

- Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.
- Figure captions begin with the term **Fig.** in bold type, followed by the figure number, also in bold type.
- No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.
- Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.
- Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

- When preparing your figures, size figures to fit in the column width.
- For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.
- For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

- All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)
- Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (color-blind users would then be able to distinguish the visual elements)
- Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

ELECTRONIC SUPPLEMENTARY MATERIAL

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Submission

- Supply all supplementary material in standard file formats.
- Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.
- To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

- Always use MPEG-1 (.mpg) format.

Text and Presentations

- Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.
- A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

- Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.
- If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

Specialized Formats

- Specialized format such as .pdb (chemical), .vrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

- It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

- If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.
- Refer to the supplementary files as “Online Resource”, e.g., “... as shown in the animation (Online Resource 3)”, “... additional data are given in Online Resource 4”.
- Name the files consecutively, e.g. “ESM_3.mpg”, “ESM_4.pdf”.

Captions

- For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

- Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

- The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material
- Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)

AFTER ACCEPTANCE

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer's web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice, offprints, or printing of figures in color.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

Open Choice

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink.

- Springer Open Choice

Copyright transfer

Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws.

Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the author. In opting for open access, the author(s) agree to publish the article under the Creative Commons Attribution License.

Offprints

Offprints can be ordered by the corresponding author.

Color illustrations

Online publication of color illustrations is free of charge. For color in the print version, authors will be expected to make a contribution towards the extra costs.

Proof reading

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

Online First

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

CHARGES FOR COLOUR FIGURES

Charges for colour figures (in print) are EUR 950/USD 1150 per article.

DOES SPRINGER PROVIDE ENGLISH LANGUAGE SUPPORT?

Manuscripts that are accepted for publication will be checked by our copyeditors for spelling and formal style. This may not be sufficient if English is not your native language and substantial editing would be required. In that case, you may want to have your manuscript edited by a native speaker prior to submission. A clear and concise language will help editors and reviewers concentrate on the scientific content of your paper and thus smooth the peer review process.

The following editing service provides language editing for scientific articles in:

Medicine, biomedical and life sciences, chemistry, physics, engineering, business/economics, and humanities

- [Edanz Editing Global](#)

Use of an editing service is neither a requirement nor a guarantee of acceptance for publication.

Please contact the editing service directly to make arrangements for editing and payment.

- [Edanz Editing Global](#)

DEVELOPMENTS IN HYDROBIOLOGY

The book series Developments in Hydrobiology reprints verbatim, but under hard cover, the proceedings of specialized scientific meetings which also appear in Hydrobiologia, with the aim of making these available to individuals not necessarily interested in subscribing to the journal itself. Papers in these volumes must be cited by their original reference in Hydrobiologia. In addition, Developments in Hydrobiology also publishes monographic studies, handbooks, and multi-author edited volumes on aquatic ecosystems, aquatic communities, or any major research effort connected with the aquatic environment, which fall outside the publishing policy of Hydrobiologia, but are printed in the same format and follow the same conventions. Guest editors of such volumes should follow the guidelines presented above and are responsible for all aspects of presentation and content, as well as the refereeing procedure and the compilation of an index. Prospective editors of special, subject-oriented volumes of Hydrobiologia/Developments in Hydrobiology are encouraged to submit their proposals to the editor-in-chief.