

Peixes introduzidos e seus parasitos

Ana Carolina Figueiredo Lacerda

Fábio Hideki Yamada

Antonio Mataresio Antonucci

Marcos Tavares Dias

9.1 Introdução

O transporte de espécies para regiões fora de sua área de distribuição original devido à ação humana é um dos responsáveis pela crescente perda de biodiversidade em diversos ecossistemas aquáticos ao redor do mundo. A introdução de peixes em novos ambientes vem ocorrendo há muito tempo com diversos propósitos, destacando-se o interesse em aumentar a riqueza de espécies local, atividade de cultivo, pesca esportiva, controle biológico e aquarismo comercial.

O interesse público e de pesquisadores em problemas associados a espécies invasoras vem crescendo exponencialmente nas últimas décadas, seja pelos efeitos negativos em comunidades nativas, seja pelo aumento do número de espécies removidas de sua distribuição natural para novos locais, ou ainda porque, diante de tantas espécies invasoras, dificilmente conduzimos pesquisas no campo sem nos deparar com espécies não nativas.

Quando peixes de determinada espécie são introduzidos em novo ambiente, o sucesso no estabelecimento da espécie pode variar na dependência de inúmeros fatores. Estima-se que, infelizmente, há inúmeras introduções de peixes não nativos que ainda estão por ser documentadas. As introduções já conhecidas, em geral, comprometem a ictiofauna de várias partes do planeta, de forma que a invasão de peixes não nativos em ambientes tropicais naturais é uma das principais causas da redução na biodiversidade local. No Brasil, em vários lagos do estado de Minas Gerais, houve significativa redução (50%) dos peixes nativos dez anos após a introdução de tucunaré *Cichla ocellaris*, apaiari *Astronotus ocellatus* e piranha vermelha *Pygocentrus nattereri*, peixes nativos da bacia do Rio Amazonas.

O impacto causado por espécies invasoras em seus novos ambientes

inclui: redução de diversidade genética, perda de funções e processos do sistema, desestruturação de hábitat e aumento do risco de declínio e extinção de espécies nativas, tendo como resultado a homogeneização biótica do ambiente. A introdução de peixes não nativos pode 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 parasitos e degradação ou perda de patrimônio genético original em espécies nativas. Porém, no ambiente natural, a percepção de sua instalação, em geral, só ocorre a longo prazo e, muitas vezes, quando os danos já se encontram em estágios avançados e irremediáveis. Consequentemente, a introdução de uma espécie não nativa pode ainda levar à diminuição da qualidade dos recursos pesqueiros, modificações nas pressões evolutivas, predação e alterações na estrutura populacional da ictiofauna nativa, além de comprometer o mercado de peixes nativos e a fonte alimentar de populações locais.

Atualmente, os termos relacionados à introdução de espécies são caracterizados por sua natureza ambígua. Entende-se como espécie não nativa aquela que foi retirada de sua área geográfica de distribuição original e transportada a um novo local como resultado da ação antrópica de forma acidental ou intencional, podendo ou não exercer impacto significativo em ecossistemas nativos. Porém, espécie alienígena, espécie não indígena ou espécie alóctone são também termos usados para definir uma espécie não nativa. O termo 'invasor' descreve espécies que possuem evidente impacto ecológico e econômico em comunidades locais onde foram introduzidas, ultrapassando filtros biogeográficos, fisiológicos e bióticos e aclimatando-se ao novo ambiente.

De modo geral, o processo de invasão de uma espécie não nativa inclui cinco 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

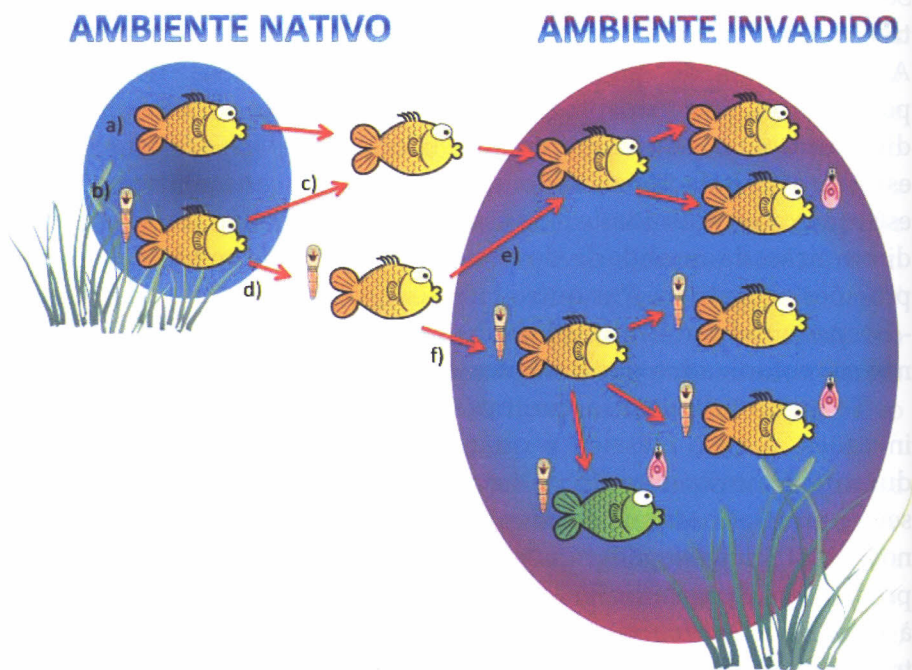
mesmas características de comportamento dos invasores podem estimular o processo de invasão biológica em alguma dessas fases e inibir em outra fase. Assim, alta mobilidade, plasticidade trófica e comportamento do grupo também podem contribuir para o sucesso da colonização e o estabelecimento dos peixes não nativos em um novo ambiente.

Apesar de muitos estudos investigarem a dinâmica dos processos de invasão, o papel desempenhado pelos parasitos nesse contexto ainda exige muita investigação. Invasões biológicas são importantes elementos de alterações globais e não podemos ignorar o papel desempenhado pelos parasitos estudando apenas organismos de vida livre em novos ecossistemas. Segundo dados de alguns autores, isso representaria perda de mais de 70% da informação biológica.

As introduções devem ser consideradas não somente a movimentação de uma espécie, mas de um complexo de espécies. Se indivíduos infectados por parasitos são introduzidos, podem trazer consigo uma parte ou todos os seus parasitos nativos. A introdução de parasitos juntamente com seus hospedeiros pode levar, em curto prazo, ao estabelecimento desses parasitos, diminuição no recrutamento de espécies nativas e alterações na estrutura populacional. A longo prazo pode causar alterações na estrutura da comunidade e na estrutura trófica, extinção de espécies, diminuição da qualidade do recurso pesqueiro e modificações nas pressões evolutivas. Por outro lado, o inverso também pode ocorrer - hospedeiros serem introduzidos sem seus parasitos, podendo ou não ser colonizados por parasitos nativos (Figura 1).

Segundo a literatura que trata sobre o papel dos parasitos nas invasões, o caso clássico é quando ocorre a perda dos parasitos durante a movimentação de hospedeiros. Se uma espécie não traz seus inimigos naturais consigo, ela deve sofrer certo alívio em sua nova distribuição geográfica. Por inimigos naturais entendem-se predadores e parasitos. Esse alívio deve ter magnitude proporcional à importância ecológica de seus inimigos naturais deixados para trás. Este é o princípio que deu origem a Hipótese do Escape do Inimigo - HEI (*Enemy Release Hypothesis* - ERH), que propõe que os invasores perdem seus inimigos no processo de invasão, levando ao maior sucesso demográfico no novo ambiente e proporcionando-lhes vantagens competitivas sobre os nativos.

Figura 1 - Possíveis cenários da introdução de peixes e seus parasitos. a) O peixe não está parasitado em seu ambiente de origem e assim é transportado. No ambiente invadido o peixe pode seguir sem parasitos, ou adquirir parasitos de peixes nativos do ambiente invadido. b) O peixe está parasitado em seu ambiente de origem, podendo perder ou não seus parasitos durante o transporte. c) No primeiro caso, o peixe introduzido pode continuar não parasitado ou ser colonizado por parasitos de peixes do ambiente invadido. d) No segundo caso, o parasito é transportado junto com o peixe e pode ou não se estabelecer no ambiente invadido. e) Se o parasito não tem sucesso no ambiente invadido, o peixe pode seguir livre de parasitos ou ser parasitado por parasitos de peixes nativos do ambiente invadido. f) Se o parasito for bem sucedido no ambiente invadido, o peixe introduzido pode manter sua fauna parasitária de origem no novo ambiente, com possibilidade de adquirir parasitos de peixes nativos da nova área. Há ainda a possibilidade de parasitos introduzidos colonizarem peixes nativos da região invadida, independentemente do sucesso dos peixes introduzidos no novo ambiente



Fonte: Elaborado pelos autores.

Cada vez que uma espécie de peixe é transportada de uma área para outra, há também a possibilidade desse peixe levar consigo seus

parasitos, formando uma unidade biótica denominada Simbiota, que indica esse complexo hospedeiro-parasito ocorrendo entre as espécies de parasitos associadas a uma determinada espécie hospedeira em certa área como um todo. Portanto, quando houver a introdução de peixes, devemos considerar não apenas o transporte de uma espécie, mas também um complexo de espécies. Em diferentes partes do planeta, vários parasitos de peixes foram introduzidos juntamente com seus hospedeiros, estabelecendo-se com sucesso. Portanto, sempre que houver qualquer introdução de peixes não nativos em um novo ambiente seja natural ou de cultivo, a possibilidade de novos parasitos colonizarem espécies de hospedeiros nativos deve ser considerada. Consequentemente, 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.

Assim como a introdução de novos parasitos pode causar a disseminação de doenças para populações nativas, parasitos nativos também podem colonizar hospedeiros não nativos introduzidos no ambiente, os quais podem ter parasitos ou não na sua região de origem. 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. 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.

O sucesso na introdução de uma espécie de parasito não nativo 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, entre outros fatores. Por outro lado, a resistência de peixes não nativos aos parasitos introduzidos, quando colonizam um 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 do local de origem (HEI) e/ou adquirir parasitos nativos, que muitas vezes são menos patogênicos que seus parasitos específicos. Todavia, a transmissão de parasitos para a ictiofauna nativa é detectada tardiamente, devido à dificuldade de visualização dos parasitos no ambiente aquático.

A introdução e o estabelecimento de parasitos não nativos tem sido

documentada em diversas regiões do mundo. No Brasil, a introdução de carpas europeias *Cyprinus carpio* causou a invasão da *Lernaea cyprinacea* (Crustacea, Lernaeidae) para os ambientes de cultivo e ecossistemas naturais. O nematoide *Camallanus cotti*, originário da Ásia, foi transportado juntamente com o hospedeiro *Poecilia reticulata*. *Trichodina nobilis* (Ciliata, Trichodinidae), parasito originário de carpas da China foi registrada parasitando *Carassius auratus*, *Poecilia reticulata* e *Xiphophorus maculatus* cultivados no Brasil.

Em um novo ambiente, sempre que ocorrer a introdução de parasitos não nativos juntamente com seus hospedeiros, deve-se esperar que uma parte desses parasitos seja perdida durante a translocação, que alguns sejam transmitidos para a ictiofauna nativa durante invasão e ainda que parasitos nativos possam colonizar hospedeiros introduzidos. Contudo, as consequências destes processos nas comunidades nativas, são difíceis de predizer. Recentemente, alguns trabalhos sobre o parasitismo em espécies de peixes introduzidas foram realizados no Brasil e serão discutidos ao longo deste capítulo.

9.2 A truta arco-íris e seus parasitos no Brasil

A truticultura brasileira vem se consolidando como atividade econômica viável e de interesse social, por produzir um peixe mundialmente conhecido, intensamente estudado e valorizado por seu sabor e valor nutritivo. Além disso, serve como indicador de qualidade ambiental e gera trabalho e renda em áreas deprimidas economicamente. A truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) é um salmonideo originário do oeste da América do Norte. Foi introduzida no Brasil por volta de 1949, por iniciativa do Ministério da Agricultura, para povoar os rios das regiões serranas do Rio de Janeiro. A espécie apresenta impressionante capacidade de adaptação a diversos sistemas aquáticos (rios, lagos, represas, tanques, laboratórios de incubação, tanques rede, etc.), sendo restrita a regiões frias.

Alguns autores apontam a truta arco-íris como o peixe com introdução mais difusa no mundo, apresentando distribuição global, porém restrita a áreas de grande altitude na região tropical. No Brasil, a truta foi registrada em rios e demais cursos d'água de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná.

Inexistem dados sobre danos ambientais desta atividade no Brasil, dificultando assim a demonstração dos aspectos negativos dos escapes dessa truta no ambiente natural. Até o momento, existem relatos

divergentes em relação à capacidade desse peixe se estabelecer no ambiente. Enquanto a reprodução em ambiente natural foi evidenciada no alto Rio Macaé (RJ), baixa sobrevivência de ovos e larvas eclodidas foram observadas em experimentos *in situ* no Rio Silveira (RS).

Os aspectos sanitários das criações de truta ainda são pouco estudados e a introdução de espécies exóticas deve ser cuidadosamente avaliada, uma vez que alguns patógenos causadores de graves doenças já foram descritos em truta arco-íris. A patologia parasitária mais grave e conhecida para este salmonídeo é a doença do rodopio, causada pela infecção do mixozoário *Myxobolus cerebralis* e já diagnosticada nos EUA e Espanha. *Myxobolus cerebralis* não foi registrado para nenhuma espécie no Brasil, entretanto, indivíduos pertencentes ao gênero *Myxobolus* já foram descritos em 14 espécies nativas. Os salmonídeos são sensíveis a infecção por *M. cerebralis*, mas apenas a *O. mykiss* desenvolve a doença.

Um levantamento de parasitos de truta na península ibérica destacou a identificação de protozoários *Apiosoma* sp., *Chilodonella hexasticha*, *Eimeria truttae*, *Epistylis* sp., *Glossatella* sp., *Hexamita intestinalis*, *Holophycia simplex*, *Ichthyophthirius multifiliis*, *Trichodina truttae*, o digenético *Crepidostomum farionis*, os nematoides *Raphidascaris acus*, *Rhabdochona guillae*, *Spinitectus gordonii* e o branquiúra *Argulus foliaceus*. Também já foram descritos protozoários *Ichthyohodo necator*, *Ichthyophthirus multifiliis*, *Chilodonella piscicola*, *Trichodina nigraa*, *T. mutabills*, *T. fultoni*, *Trichodinella epizootica*, *Apiosoma* sp., *Ambiphrya* sp. e *Epistylis* sp.; os digenéticos *Diplostomum spathaceum* e *Tylodelphys clavata*; os cestoides *Proteocephalus exiguus*, *P. longicollis*, *Eubothrium crassum* e *Triaenophorus nodulosus*; o branquiúra *Argulus foliaceus*; e os monogenéticos *Gyrodactylus derjavini* e *G. salaris* parasitando trutas arco-íris em outras partes do mundo, porém nenhum deles com descrição em criações de truta no Brasil. Esses parasitos são generalistas e podem acometer os peixes mesmo que de forma assintomática, causando enormes perdas econômicas devido a alta mortalidade de peixes.

Inúmeros patógenos podem ser introduzidos junto às trutas importadas caso não exista um eficiente controle sanitário. Evidente que a forma de importação dos peixes influencia na entrada de parasitos das regiões de origem do animal. Um animal adulto tem maior probabilidade de carrear parasitos do que larvas e ovos embrionados. Larvas e ovos também podem carrear parasitos transmitidos verticalmente, apesar da falta de estudos para definir essas vias de infecção parasitária em peixes. Não existem muitos

registros de parasitos em trutas no Brasil, apenas parasitos de pouca patogenicidade e bastante generalistas como o brachiura *Argulus*, já identificado nesses peixes do estado de Minas Gerais. A maioria dos patógenos descritos em trutas arco-íris no Brasil são bactérias, que podem ser introduzidas assim como os parasitos.

9.3 Parasitos da tilápia-do-nilo no Brasil

A tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*, originária do delta do Rio Nilo (Leste da África) é um ciclídeo amplamente disseminado em diversos países das regiões tropicais e subtropicais do planeta. Essa disseminação foi iniciada com o objetivo de promover o seu cultivo para subsistência de populações carentes de países em desenvolvimento. Porém, atualmente, essa tilápia vem causando graves problemas ambientais e comprometendo a ictiofauna nativa do México, Austrália, Estados Unidos, Filipinas e Madagascar, bem como de outros locais, devido ao seu elevado potencial invasor (risco de causar maior ou menor dano ecológico durante a invasão), que varia de 25 a 40%. Nos Lagos Vitória e Kyogo (África) depois da invasão de *O. niloticus* essa dominou o ambiente reduzindo drasticamente as populações nativas de *Oreochromis esculentus* e *Oreochromis variabilis*, as quais estão ressurgindo após uma redução significativa da população dessa tilápia invasora. A invasão de tilápias em mais da metade dos lagos da Nicarágua também levou à redução de 80% dos ciclídeos nativos, devido à competição ambiental. No Panamá, a sua introdução levou a extinção de duas espécies de ciclídeos endêmicos do país.

No Brasil, *O. niloticus* foi introduzida no início da década de 70, inicialmente para repovoamento de açudes do Nordeste e, posteriormente, difundiu-se pelo país. Porém, somente na década de 90 o cultivo desse peixe começou a ganhar importância em algumas regiões, principalmente nos estados do Sul e Sudeste. Nesse período, a criação dessa espécie exótica mostrou grande vantagem sobre as espécies nativas em relação ao conhecimento técnico-científico disponível, principalmente quanto a sua biologia e tecnologias para a produção intensiva. Atualmente, a tilápia-do-nilo representa o principal modelo de cultivo em diferentes sistemas de produção intensiva no país, principalmente nas regiões Nordeste, Sul e Sudeste, mas sua maior produção tem sido na região Nordeste com destaque

para o Estado do Ceará. Todavia, essa maior produção nos estados da região Nordeste deve-se à intensificação histórica do cultivo desse peixe no aproveitamento dos reservatórios e açudes para redução da fome da população, no período da seca na região.

A tilápia-do-nilo, juntamente com a carpa, foram as principais espécies responsáveis pelo crescimento da produção na piscicultura continental brasileira em 2011, representando quase 64% do total de pescado produzido no Brasil. Portanto, o cultivo de espécies não nativas é uma atividade econômica importante para o país. A tilápia-do-nilo é um peixe com extrema plasticidade alimentar, alimentando-se de zooplâncton, fitoplâncton, detritos, sedimentos e larvas de insetos, dependendo da fase do seu ciclo de vida. A espécie apresenta grande resistência a ambientes eutrofizados, altas temperaturas, altas concentrações de amônia e baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água, o que torna esse peixe um invasor biológico potencialmente perigoso para ecossistemas naturais. Contudo, seu uso no cultivo tem sido inadequadamente planejado, principalmente devido à falta de atenção quanto às consequências ecológicas que podem resultar da invasão de *O. niloticus* em ambientes naturais deste país.

Devido aos escapes e solturas acidentais ou intencionais de *O. niloticus*, essa espécie não nativa encontra-se disseminada em diversos lagos, represas e reservatórios dos rios Tietê, Paraná e Guandu, além da bacia do Igarapé Fortaleza na região de Macapá e Santana, um tributário do Rio Amazonas no Estado do Amapá. Nessa bacia já bastante eutrofizada pela ação do homem, os resultados mostram que a invasão e dominância de *O. niloticus* tem alterado drasticamente a composição da ictiofauna nativa local, comprometendo a pesca. Assim, no estado, esse peixe não nativo faz parte da estatística nacional da pesca extrativista com uma produção de quase 10 mil toneladas, apenas em 2010. Embora na literatura haja dados sobre os parasitos de *O. niloticus* em diferentes ecossistemas, artificiais e naturais, essas informações estão dispersas e por isso foram concatenadas nesse capítulo.

9.3.1 Fauna de parasitos em *Oreochomis niloticus* de cultivo

Após 40 anos da introdução de *O. niloticus* no país, a fauna parasitária desse ciclídeo não nativo em pisciculturas está constituída principalmente por espécies de seu local de origem e também por

espécies adquiridas da ictiofauna nativa (Tabela 1). Tricodinídeos, ciliados comuns infectando essa tilápia em diferentes tipos de cultivo brasileiro, foram descritos inicialmente apenas como *Trichodina* Ehrenberg, 1830, mas recentemente as espécies foram identificadas. Ciliados dos gêneros *Apiosoma* Blanchard, 1883 e *Chilodonella* Strand, 1928 também parasitam as brânquias desse peixe no Brasil, mas nenhuma espécie foi identificada até o momento.

O gênero *Lamproglena* inclui diversas espécies que parasitam, principalmente, ciclídeos da África. No Brasil, o primeiro caso desse lerneídeo foi relatado em 2000, em *O. niloticus* cultivadas em tanques-rede do Estado de São Paulo. Posteriormente, esses parasitos foram diagnosticados nesse hospedeiro em diversas localidades do país, bem como em outras espécies de ciclídeos nativos de ambiente natural. As brânquias de *O. niloticus* também podem ser infestadas por crustáceos do gênero *Ergasilus* Nordmann, 1832.

Além das espécies de monogenéticos do gênero *Cichlidogyrus* Paperna, 1960 identificadas parasitando *O. niloticus* (Tabela 1), espécies de *Gyrodactylus* Nordmann, 1832 e *Dactylogyrus* Diesing, 1850 não identificadas também ocorrem nesse hospedeiro. Metacercárias do gênero *Diplostomum* Lutz, 1928 infectam os olhos de *O. niloticus* e esse parasito é o Digenea mais comum parasitando peixes de água doce no Brasil. Diplostomídeos desse gênero incluem dezenas de espécies, entre metacercárias e formas adultas, mas a maioria das espécies conhecidas é proveniente da Europa, Ásia, África e América do Norte.

A tilápia-do-nilo *O. niloticus*, em seu local de origem, o Rio Nilo, acumula espécies de helmintos tais como *Cichlidogyrus tilapiae*, *C. aegypticus*, *C. cirratus*, *C. halli*, *C. thurstonae*, *C. arthracanthus*, *Scutogyrus longicornis*, *Gyrodactylus cichlidarum* e *Enterogyrus cichlidarum* (Monogenea); *Paracamallanus cyathopharynx* (Nematoda); *Orientocreadium batrochoides* (Digenea); *Polyonchobotriun* sp. (Cestoda); *Acanthocenthis tilapiae* (Acanthocephala); *Ichthyophthirius multifiliis*, *Trichodina centrostrigata*, *T. rectinucinata* e *Chillodinella hexastica* (Protozoa) e *Lamproglena monody*, *Ergasilus sarsi* e *Lerne cyprinacea* (Crustacea). Mostrando que em seu local de origem, essa tilápia apresenta reduzida riqueza de espécies de endohelmintos, parasitos com complexo ciclo de vida. Além disso, observa-se em diferentes cultivos do Brasil, que com a translocação de *O. niloticus* houve perda das espécies de endohelmintos e crustáceos de seu local de origem, os

quais foram substituídos por espécies da ictiofauna nativa brasileira (Tabela 1).

Tabela 1 - Espécies de parasitos em *Oreochromis niloticus*, cultivadas no Brasil

Parasitos	Sítio de infecção	Origem
PROTOZOA		
<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	Brânquias e pele	*
<i>Paratrichodina africana</i>	Brânquias	África
<i>Piscinoodinium pillulare</i>	Brânquias e pele	*
<i>Trichodina centrostrigata</i>	Brânquias	África
<i>Trichodina compacta</i>	Brânquias e pele	África e Israel
<i>Trichodina heterodontata</i>	Brânquias e pele	Ásia
<i>Trichodina magna</i>	Brânquias e pele	África
CRUSTACEA		
<i>Argulus muticolor</i>	Boca, brânquias e pele	Nativa
<i>Argulus spinulosus</i>	Brânquias e pele	Nativa
<i>Dolops carvalhoi</i>	Pele	Nativa
<i>Lamproglana monodi</i>	Brânquias e pele	África
<i>Lernaea cyprinacea</i>	Brânquias e pele	Europa
MONOGENEA		
<i>Cichlidogyrus halli</i>	Brânquias	África
<i>Cichlidogyrus sclerosus</i>	Brânquias	África
<i>Cichlidogyrus thurstonae</i>	Brânquias	África
<i>Enterogyrus cichlidarum</i>	Estômago	África
<i>Scutogyrus longicornis</i>	Brânquias	África
DIGENEA		
<i>Clinostomum complanatum</i> (metacercária)	Boca, brânquias, olhos, miocárdio, intestino, fígado, estômago e músculo	*

*: Espécie com ampla distribuição e origem desconhecida.

9.3.2 Fauna de parasitos em *Oreochromis niloticus* de ambiente natural

O ciclídeo *Oreochromis niloticus* pode apresentar elevada prolificidade, quando não masculinizado. Esse peixe é um filtrador extremamente eficiente e tem extrema plasticidade alimentar, podendo ocupar uma ampla variedade de nichos ecológicos, garantindo o seu sucesso quando introduzido em um novo ambiente natural. Essas características favoráveis fazem desse peixe um invasor potencialmente perigoso para a ictiofauna de ecossistemas naturais, uma vez que pode causar pressão sobre as espécies nativas, devido à competição ambiental, principalmente para espécies ecologicamente similares a ela como é o caso dos ciclídeos nativos.

Em um novo habitat, o sucesso no estabelecimento de uma espécie de parasito introduzido depende de condições abióticas aceitáveis e das exigências do ciclo de vida do parasito. Para espécies de peixes introduzidas já investigadas, a colonização de hospedeiros não nativos por parasitos nativos é um processo que pode ser longo ou não, dependendo do sistema parasito-hospedeiro. Peixes invasores necessitam de certo tempo para adquirir parasitos helmintos generalistas da ictiofauna nativa, especialmente espécies de endohelmintos.

A fauna parasitária em *O. niloticus* de ecossistemas naturais no Brasil está constituída principalmente por ectoparasitos, uma vez a riqueza de endoparasitos é extremamente reduzida (Tabela 2). Parasitos dos gêneros *Cryptobia* Leidy 1846 também ocorrem nas brânquias desse hospedeiro, além de *Trichodina* Ehrenberg, 1830 nas brânquias e tegumento, bem como *Henneguya* Thélohan, 1892 na pele.

Na bacia do Igarapé Fortaleza, após a invasão de *O. niloticus* ocorreu a formação de uma nova unidade biótica constituída somente por espécies de ectoparasitos (Figura 2), pois quando há translocação de qualquer espécie hospedeira um complexo de espécies pode ser transportado em conjunto. Embora essas espécies de ectoparasitos pareçam não representar uma ameaça à ictiofauna nativa local, deve-se ter cuidado com a disseminação de parasitos e doenças para populações de hospedeiros nativos com a translocação de peixes, para qualquer finalidade.

Tabela 2 - Espécies de parasitos em populações naturais de *Oreochromis niloticus* no Brasil

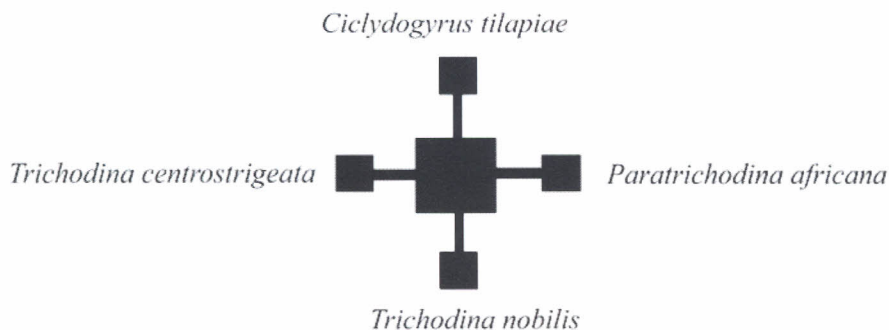
Parasitos	Sítio de infecção	Origem
PROTOZOA		
<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	Brânquias	*
<i>Paratrichodina africana</i>	Brânquias	África
<i>Trichodina centrostrigata</i>	Brânquias	África e Israel
<i>Trichodina nobilis</i>	Brânquias	China
CRUSTACEA		
<i>Dolops carvalhoi</i>	Pele	Nativa
<i>Lamproglana monodi</i>	Brânquias e pele	África
MONOGENEA		
<i>Cichlidogyrus longicornis</i>	Brânquias	África
<i>Cichlidogyrus sclerosus</i>	Brânquias	África
<i>Cichlidogyrus tilapiae</i>	Brânquias	África
DIGENEA		
<i>Diplostomum</i> sp. (metacercárias)	Olhos	-
CESTODA		
<i>Plerocercoides</i>	Intestino	-
NEMATODA		
Larvas de Nematoda gen. sp.	Intestino	-

*: Espécie com ampla distribuição e origem desconhecida.

Protozoários tricodinídeos e monogenéticos são parasitos com ciclo de vida monoxênico e resistentes à eliminação quando translocados, assim algumas espécies desses parasitos estabeleceram-se colonizando *O. niloticus* de ecossistemas naturais no Brasil (Tabela 2). A maioria das espécies de tricodinídeos tem baixa especificidade parasitária, assim infecções por esses parasitos são comuns em

diversas regiões zoogeográficas. Em geral, as espécies do gênero *Trichodina* ocorrem nas brânquias, pele e nadadeiras, mas algumas poucas espécies podem habitar o trato urinário. Muitas espécies têm preferência pelas brânquias, enquanto outras vivem exclusivamente na superfície corporal dos hospedeiros. *Paratrichodina africana* é uma espécie descrita originalmente das brânquias e tegumento de *O. niloticus* e *Oreochromis* sp., ambas do delta do Rio Nilo e Lago Vitória. *Trichodina nobilis* foi descrita originalmente de carpas *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngo donidella* e *Hypophthalmichthys molitrix*. Esse tricodinídeo parasita geralmente a pele de ciprinídeos, mas raramente as brânquias. *Trichodina centrostrigata* foi descrito originalmente em *Oreochromis mossambicus*, *Tilapia rendalli*, *T. sparrnani*, *Pseudocrenila brusphilander* e *Cyprinus carpio*, mas parasita principalmente as brânquias de ciclídeos.

Figura 2 - Representação esquemática da simbiota de *Oreochromis niloticus* na bacia do Igarapé Fortaleza, Estado do Amapá



Fonte: Elaborado pelos autores..

Na bacia do Igarapé Fortaleza, após a introdução de *O. niloticus* em ecossistemas naturais, observamos que esse peixe invasor não adquiriu qualquer espécie de endohelminto da fauna parasitária dos ciclídeos nativos: *Aequidenste tramerus*, *Astronotus ocellatus*, *Aequidens* sp., *Cichlassoma amazonarum*, *Chaetobranchius flavescens*, *Chaetobranchopsis bicularis*, *Herose fasciatus*, *Laetacara curviceps*, *Mesonauta guyanae*, *M. acora*, *Mesonauta* sp., *Pterophyllums calare* e *Satanoperca jurupari*. Esses ciclídeos apresentam rica fauna de endoparasitos dos grupos Digenea, Acanthocephala e Cestoda, cujo complexo ciclo de vida envolve comunidades de peixes (hospedeiros paratênicos ou definitivos) e invertebrados (hospedeiros intermediários). Em geral, peixes invasores apresentam reduzida riqueza de espécies de helmintos, principalmente

peixes que possuem em sua fauna de endohelmintos espécies de parasitos especialistas, os quais não são susceptíveis à invasão por espécies de parasitos especialistas de peixes nativos. Diversos estudos conduzidos em outras regiões do planeta mostraram que, em ecossistemas naturais invadidos, *O. niloticus* adquiriu somente espécies de Trematoda e/ou Nematoda da ictiofauna nativa local, mas o tempo dessa invasão biológica não foi mencionado. Possivelmente, tempo adicional é necessário para que essa tilápia seja colonizada por alguma espécie de endoparasito comum à rica ictiofauna nativa local da bacia do Igarapé Fortaleza (AP), porém esse tempo é difícil de ser estimado.

Em ecossistemas naturais tropicais, a introdução de peixes não nativos, como *O. niloticus* é uma das principais causas da redução na biodiversidade. Apesar da invasão dessa tilápia em lagos, represas e rios do Brasil, estudos sobre os impactos dos parasitos em populações naturais são ainda reduzidos, bem como sobre as espécies da ictiofauna nativa desses ambientes.

9.4 Peixes amazônicos introduzidos em outras bacias: o caso do tucunaré azul e da corvina no alto Rio Paraná

De forma geral, quando falamos de organismos invasores imaginamos espécies originárias de outros países ou continentes. Entretanto, no caso dos organismos aquáticos, o transporte de espécies de uma bacia a outra dentro do mesmo país pode ter o mesmo impacto que espécies introduzidas provenientes de regiões longínquas. É o caso do tucunaré e da corvina, originários de bacias da região Norte e introduzidos em diversos sistemas aquáticos nas regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil.

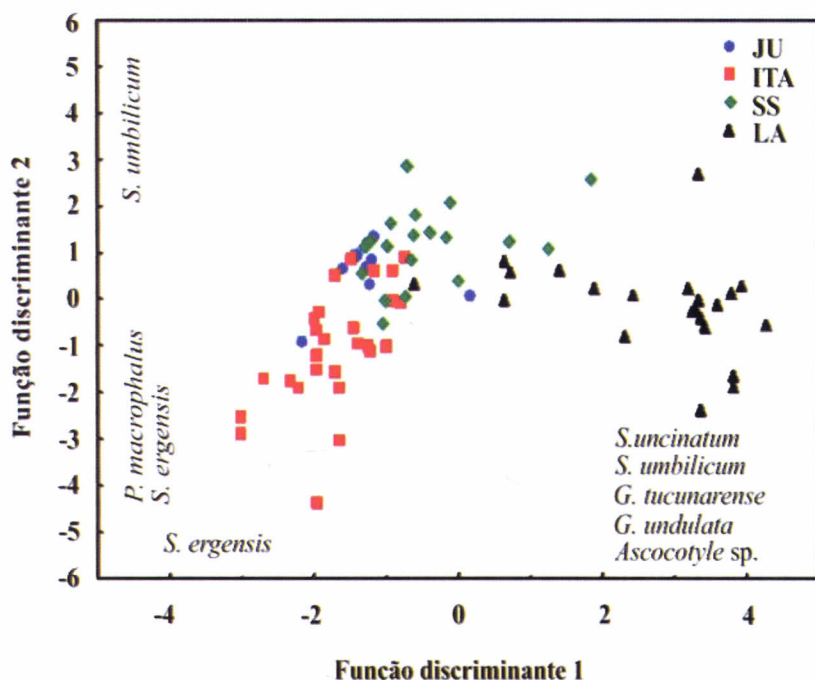
9.4.1 Tucunaré azul (*Cichla piquiti*)

O tucunaré é um exemplo clássico de introdução que obteve enorme sucesso e que atualmente já faz parte do cotidiano de ribeirinhos e de outras pessoas dependentes dos recursos aquáticos, principalmente em reservatórios. Este peixe alcançou elevada abundância em diversos reservatórios do Brasil sem que se saiba a autoria, a data e o local preciso das introduções. São conhecidos como predadores muito invasivos por demonstrarem alta habilidade competitiva e significativa capacidade de reduzir as populações de peixes nativos. Na América do Sul, esses peixes apresentam ampla distribuição, uma vez que foram introduzidos em inúmeros açudes e represas, visando o incremento da

pesca esportiva e da piscicultura, bem como o controle populacional de espécies indesejáveis e/ou de elevada prolificidade.

O tucunaré azul *Cichla piquiti* é nativo da bacia do Tocantins-Araguaia e foi introduzido em diversas bacias do Sul e Sudeste do Brasil, incluindo a bacia do Rio Paraná. A partir de um estudo dos parasitos desse peixe coletados em ambientes nativos (reservatórios de Lajeado e São Salvador, Rio Tocantins) e introduzidos (reservatórios de Jupia e Itaipu, Rio Paraná), observou-se uma comunidade componente diversificada (Tabela 3). No reservatório de Lajeado, a comunidade apresentou o maior número de espécies (13), sendo o monogenético *Gussevía tucunarensis* a espécie dominante. As espécies de parasitos de tucunaré azul responsáveis pelas diferenças entre as infracomunidades parasitárias das populações de hospedeiros das áreas estudadas estão representadas na Figura 3.

Figura 3 - Dispersão dos grupos (populações hospedeiras) de *Cichla piquiti* representado pelos escores das variáveis canônicas da análise discriminante. JU = Reservatório de Jupia, ITA = Reservatório de Itaipu, SS = Reservatório de São Salvador e LA = Reservatório de Lajeado



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 3 - Fauna parasitária de *Cicla piquitti*, coletados nos reservatórios de Jupiá (MS/SP), Itaipu (PR), Lajeado e São Salvador (TO), amostrados entre maio de 2009 a abril de 2011

Parasitas	Jupiá (n=13)		Itaipu (n=27)		Lajeado (n=25)		São Salvador (n=30)	
	P(%)	IM±DP	P(%)	IM±DP	P(%)	IM±DP	P(%)	IM±DP
Ectoparasito*								
<i>Sciadicleithrum ergensi</i> (Mo)	—	—	66,67	10,44±16,53	92	7,13±6,4	30	4,44±4,61
<i>Sciadicleithrum uncinatum</i> (Mo)	—	—	22,22	3,83±2,99	92	14,13±11,21	23,33	5,29±4,31
<i>Sciadicleithrum umbilicum</i> (Mo)	—	—	—	—	92	66,52±106,91	33,33	4,9±5,36
<i>Gussevía tucunarensis</i> (Mo)	—	—	44,44	4,75±5,48	100	293,92±281,97	33,33	65,7±93,74
<i>Gussevía undulata</i> (Mo)	—	—	3,7	1	44	4,91±4,70	—	—
<i>Ascoctyle</i> sp. (metacercária) (Di)	—	—	3,7	2	72	26,61±43,76	—	—
Endoparasito								
<i>Genarchella genarchella</i> (Di)	—	—	—	—	—	—	6,67	2,5±2,12
<i>Sphincterodiplostomum</i> sp. (Metacercária)	—	—	3,7	4	—	—	—	—
<i>Proteocephalus microscopicus</i> (Ce)	84,62	163,82±338,57	77,78	80,48±116,86	80	211,2±588,65	40	70,83±121,25
<i>Proteocephalus macrophalus</i> (Ce)	15,38	5,5±6,36	70,37	13,11±27,19	40	3,6±3,31	6,67	2±1,41
<i>Sciadocephalus megalodiscus</i> (Ce)	15,38	1	11,11	81±137,7	56	11±12,09	—	—
<i>Procamlanus (Spirocamalunus) rarus</i> (Ne)	—	—	3,7	4	—	—	—	—
<i>Procamlanus (Spirocamalunus) inopinatus</i>	—	—	—	—	—	—	3,33	1
<i>Contracaecum</i> sp. (larva) (Ne)	38,46	29±62,05	59,26	4,38±5,06	88	28±30,46	36,67	3,64±4,52
<i>Cucullanus (Cucullanus)</i> sp. (Ne)	—	—	—	—	32	3±3,02	—	—
Copepodito de <i>Lernaea</i> sp. (Co)	—	—	—	—	20	2,6±2,61	—	—
<i>Argulus multicolor</i> (Bra)	—	—	—	—	8	1,5±0,71	—	—

(P=prevalência; IM=intensidade média de infecção/infestação; DP=desvio padrão). (Mo=Monogenea; Di=Digenea; Ce=Cestoda; Ne=Nematoda; Co=Copepoda e Bra=Branchiura). Fonte: Autores.

A discriminação da fauna parasitária parte do princípio de que as diferentes regiões biogeográficas apresentam uma gama de possibilidades para a estruturação da fauna parasitária da população hospedeira. Na literatura, mesmo populações da mesma espécie de hospedeiro, mas que habitam diferentes lagos adjacentes e mais ou menos interconectados, apresentam algumas diferenças. Nesse sentido, as discrepâncias na composição e estrutura das comunidades parasitárias de tucunarés se acentuam quando envolvem hospedeiros introduzidos.

A distribuição das espécies de parasitos depende de fatores associados ao seu hospedeiro, tais como a densidade populacional, hábito alimentar e padrões migratórios. Para parasitos com ciclo de vida monoxênico, a distribuição é determinada principalmente pelas condições ambientais, enquanto endoparasitos, com ciclo de vida heteroxênico necessitam de requerimentos adicionais como a presença de hospedeiros susceptíveis ou disponíveis para que todos os estágios de desenvolvimento estejam presentes. Os ectoparasitos foram os que mais contribuíram para a discriminação das comunidades componentes das populações de tucunaré azul. A explicação dos maiores níveis de parasitismo dos ectoparasitos em *C. piquiti* do reservatório de Lajeado e dos menores níveis de parasitismo nas demais localidades (reservatórios de Itaipu e Jupia) é que os processos de introduções desse peixe tem aumentado nas últimas décadas, conduzindo à perda de seus parasitos durante o transporte dos hospedeiros e ocorrendo um "alívio" e rompimento da relação parasitária. Isto corrobora a HEI, no qual os invasores perdem seus inimigos no processo de invasão, levando a um maior sucesso demográfico no novo ambiente proporcionando-lhes vantagem competitiva sobre as espécies nativas.

Alguns autores sugerem que os endoparasitos, por apresentarem ciclo de vida heteroxênico, são teoricamente os mais 'prejudicados' em relação aos ectoparasitos no processo de introdução de hospedeiros em um ambiente novo, já que exigem a presença de organismos susceptíveis como hospedeiros intermediários para completar o ciclo. No entanto, constatou-se que os endoparasitos, principalmente os cestoides, não demonstraram diferenças nos níveis de parasitismo, sugerindo que, independentemente do processo de introdução, estes parasitos de alguma forma conseguiram completar seus ciclos de vida, encontrando hospedeiros invertebrados e vertebrados susceptíveis. A partir deste estudo foi possível observar que os ectoparasitos apresentam baixa resiliência frente aos eventos de introduções de seus hospedeiros, sendo os mais prejudicados e sensíveis. Sendo assim,

o ciclo evolutivo monoxênico é o mais afetado frente ao processo de introdução, com mudanças mais evidentes na composição e estrutura da comunidade componente.

Outro estudo testou a HEI para o tucunaré-azul em dois rios onde os peixes são nativos (Rio Solimões e Rio Tocantins) e um rio invadido (alto Rio Paraná). A riqueza total de parasitos foi maior no ambiente invadido, mas o fator de condição relativo dos peixes foi afetado negativamente por metacercárias *Austrodiplostomum* sp. e por cestoides *Sciadocephalus megalodiscus* apenas onde os peixes eram nativos. Os resultados do estudo não corroboraram a ideia de que o escape dos inimigos parasitos favoreceu o sucesso no estabelecimento de *C. piquiti* no alto Rio Paraná. Os autores concluíram que o escape do efeito dos parasitos parece uma explicação melhor neste caso.

9.4.2 Corvina (*Plagioscion squamosissimus*)

Dezenas de espécies de peixes foram introduzidas no alto Rio Paraná nas últimas décadas, algumas intencionalmente, com o objetivo de aumentar o rendimento pesqueiro. Este foi o caso da corvina *Plagioscion squamosissimus* introduzida no Rio Pardo (SP) na década de 1960. Esta espécie é nativa da bacia Amazônica e se tornou a espécie introduzida mais bem sucedida na planície alagável do alto Rio Paraná, em termos de abundância e biomassa. A corvina se alimenta de outros peixes e sua carne é muito apreciada e valorizada comercialmente. Estudos sobre endoparasitos de *P. squamosissimus* no Rio Paraná registraram metacercárias de *Diplostomum* (*Austrodiplostomum*) *compactum* na cavidade cerebral e humor vítreo e o nematoide *Eustrongylides* sp. no músculo e mesentério dos peixes. Na região onde *P. squamosissimus* é nativa, larvas de *Terranova* sp. foram registradas.

Um estudo foi realizado testando a HEI para a corvina e seus respectivos endoparasitos, considerando rios onde os peixes são nativos (Rio Solimões, próximo à cidade de Coari - AM, e Rio Tocantins, na cidade de Porto Nacional - TO) e um rio invadido (alto Rio Paraná, cidade de Porto Rico - PR). Apesar da riqueza da infracomunidade ter sido semelhante entre os ambientes nativos e invadido (Tabela 4), a composição de espécies foi muito distinta entre as localidades (Figura 4) e, à semelhança do observado para o tucunaré azul, a condição corporal dos peixes estava negativamente correlacionada com a abundância de nematoides apenas no ambiente nativo.

Tabela 4. Endoparasitos de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) coletados nas bacias dos rios Paraná, Solimões e Tocantins (P = prevalência, AM = abundância média de parasitismo, i.e., número médio de parasitos por hospedeiro analisado)

Localidade	Parasito	Sítio de infecção	P (%)	AM
Paraná (n=35)	DIGenea			
	<i>Austrodiplostomum</i> sp. (larva)†	Humor aquoso	89	87,5 ± 153,4
	CESTODA			
	Cistos†	Mesentério	60	–
	NEMATODA			
	<i>Contracaecum</i> sp. 1 (larva)	Mesentério	54	4,3 ± 8,9
	<i>Contracaecum</i> sp. 2 (larva) ‡	Mesentério	3	0,1 ± 0,2
	ACANTHOCEPHALA			
	<i>Neoechinorhynchus</i> sp. (larva)	Mesentério	23	0,4 ± 0,7
Solimões (n=35)	DIGenea			
	<i>Austrodiplostomum</i> sp. (larva) †	Humor aquoso	40	4,3 ± 7,8
	<i>Brasicystis bennetti</i>	Opérculo	11	0,9 ± 2,9
	CESTODA			
	Cistos†	Mesentério	9	–
	NEMATODA			
	<i>Contracaecum</i> sp. 2 (larva) ‡	Mesentério	57	2,7 ± 5,2
	<i>Terranova</i> sp. (larva)	Mesentério	97	23,6 ± 33,5
	ACANTHOCEPHALA			
	<i>Neoechinorhynchus macronucleatus</i>	Intestino	9	0,3 ± 1,2
	<i>Rhadinorhynchus plagioscionis</i>	Intestino	57	3,5 ± 9,2

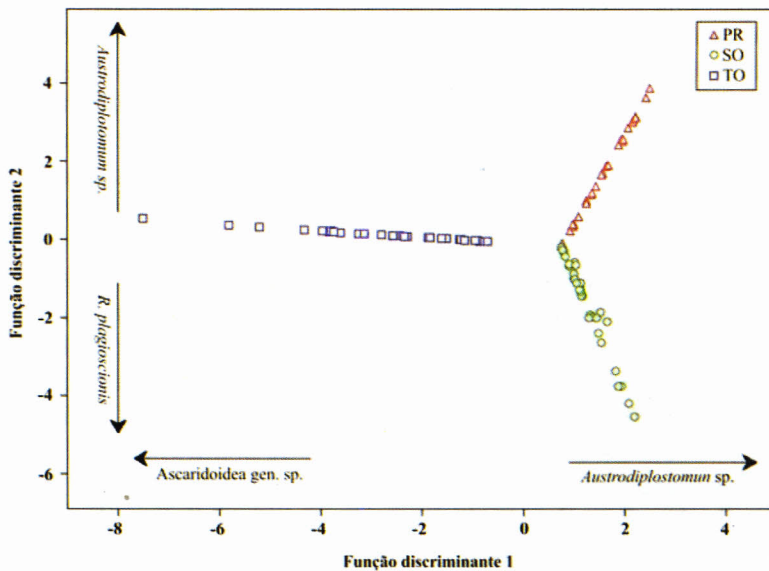
Continua...

...Continuação

Tocantins (n=35)	DIGenea			
	<i>Austrodiplostomum</i> sp. (larva) †	Humor aquoso	8	$0,1 \pm 0,5$
	Digenea gen. sp.	Intestino	3	0,1
	CESTODA			
	cistos†	Mesentério	40	–
	NEMATODA			
	Ascaridoidea gen. sp. (larva)	Mesentério	100	$33,0 \pm 18,6$
	<i>Procamallanus</i> (<i>Spirocamallanus</i>) sp.	Intestino	3	0,1
	ACANTHOCEPHALA			
	<i>Neoechinorhynchus</i> <i>paraguayensis</i>	Intestino	56	$5,8 \pm 7,3$

Fonte: LACERDA et al., 2012, p. 714.

Figura 4 - Representação das espécies de endoparasitos de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) coletados nos rios Paraná (PR, em vermelho), Solimões (SO, em verde) e Tocantins (TO, em azul), contra seus valores para as duas funções discriminantes



Fonte: LACERDA et al., 2012, p. 715.

Os mesmos autores compararam a abundância de metacercárias de diplostomídeos *Austrodiplostomum* sp. e larvas de nematoides *Contracaecum* sp. nos hospedeiros introduzidos tucunaré azul e corvina e dois competidores nativos da região invadida, a traíra *Hoplias malabaricus* e o dourado facão *Raphiodon vulpinus*. A abundância de metacercárias foi maior na espécie nativa *H. malabaricus* quando comparada às espécies invasoras, o que pode ser considerado uma vantagem para o tucunaré azul e a corvina caso estes estejam competindo por presas. Entretanto, apesar de a corvina ter perdido a maioria de seus parasitos nativos como predito pela HEI, o peixe agora atua como um hospedeiro de parasitos generalistas nativos.

De acordo com o estudo, *P. squamosissimus* abriga uma fauna parasitária específica em cada ambiente, pois apenas duas espécies de parasitos foram encontradas em todas as localidades. Porém, esse escape não implica em vantagem para os hospedeiros introduzidos, pois estes se tornaram novos hospedeiros para parasitos nativos da área invadida.

9.5 Legislação para animais aquáticos introduzidos

Considerando a necessidade de padronizar as ações profiláticas, o diagnóstico e o saneamento de estabelecimentos aquícolas, bem como de definir o papel dos órgãos públicos de defesa sanitária animal no combate às doenças que afetam os animais aquáticos, foi criado o Regulamento Técnico do Programa Nacional de Sanidade de Animais Aquáticos (PNSAA). Este programa aplica-se ao controle sanitário a ser realizado nos estabelecimentos de aquicultura que desenvolvam atividades relacionadas com a reprodução, o cultivo, a comercialização e outras que envolvam os animais aquáticos. O programa busca impedir a introdução de doenças exóticas e controlar ou erradicar aquelas existentes no país. O PNSAA é dividido em capítulos que tratam das definições de termos técnicos, competências de fiscalização, caracterização de estabelecimentos aquícolas e notificação de doenças, incluindo questões sanitárias para importação e exportação de animais.

Por definição legal, a biossegurança abrange medidas sanitárias de limpeza e desinfecção; controle de trânsito de pessoas, animais e de veículos; descartes e efluentes; e controle de segurança de instalações físicas dos estabelecimentos destinados a quarentena e zona de cultivo da população de animais aquáticos, com o objetivo de garantir o controle sanitário e a saúde dos animais aquáticos e reduzir o risco de introdução e de disseminação de agentes patogênicos. Dessa forma,

o PNSAA pode ser considerado um programa de biossegurança que objetiva assegurar a sanidade e produtividade da aquicultura brasileira. As legislações sanitárias brasileiras nem sempre são coesas e deixam algumas aberturas que podem ser pontos críticos para um eficaz controle de patógenos. Um exemplo disso é a definição de espécie exótica que, segundo as leis, compreende toda e qualquer espécie de origem e ocorrência natural fora dos limites das águas sob jurisdição federal, mesmo que tenha sido já artificialmente introduzida em tais águas. Tal definição não leva em consideração a introdução de espécies dentro do território nacional, o que notadamente gera problemas sanitários e ecológicos na mesma proporção.

As importações e exportações devem obedecer às normas impostas por órgãos de fiscalização como o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) e Ministérios da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) no que tange a sanidade dos organismos e do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) para fins de sanidade ambiental. Existe também a Organização Internacional de Epizootias (OIE) que promove programas de biossegurança para todas as espécies animais e principalmente para aquelas de interesse econômico, mediante a essas normas internacionais os países desenvolvem seus próprios programas de sanidade animal. A OIE apresenta, além de normas sanitárias para propriedades, importação e exportação de organismos vivos, uma lista das principais doenças e dos agentes patogênicos mais agressivos que devem ser de notificação obrigatória para as autoridades. Com estas informações, são feitos mapas epidemiológicos com intuito de alertar os profissionais que trabalham com sanidade aquícola para que estes possam contribuir para o controle ou erradicação dessas doenças.

Para que uma doença ou agente patogênico esteja nessa lista de notificação obrigatória, deve provocar perdas significativas de produção em níveis nacionais ou mundiais, deve haver provas científicas de que o patógeno causa mortalidade em populações naturais e que pode ser um risco a saúde pública. A rapidez de propagação das enfermidades também é levada em conta para tal notificação. Atualmente, os agentes virais são os que mais aparecem na lista de doenças de notificação obrigatória da OIE para peixes. Porém alguns parasitos como o *Myxobolus cerebralis* já estiveram presentes e o monogenético *Gyrodactylus salaris* ainda é de notificação obrigatória devido a sua patogenicidade.

Para os estabelecimentos aquícolas é fundamental que as regulamentações sejam cumpridas e que sejam propostas e adotadas medidas sobre manipulação e comercialização de espécies de peixes

exóticas, de forma a impedir seu acesso ao meio natural. Um trabalho intenso de educação divulgando o papel potencialmente nocivo das espécies introduzidas também deve ser realizado, visando uma política de conservação e de sanidade de organismos aquáticos.

9.5 Considerações finais

No Brasil, diversas espécies de parasitos não nativos foram introduzidas em novos ambientes. Entre os principais problemas relacionados às espécies invasoras com potencial disseminador de doenças está a falta de conhecimento das espécies de parasitos não nativos que podem ser transmissores de doenças para populações da ictiofauna nativa. Além disso, as invasões de peixes não nativos podem causar um aumento súbito na ocorrência ou gravidade de doenças previamente existentes em hospedeiros nativos, devido a pressão sobre essas populações, quando alteram o seu comportamento ou a sua imunocompetência, ou servindo como novo hospedeiro para parasitos generalistas nativos. Porém, quando a introdução levar a extinção de hospedeiros nativos essenciais no ciclo de vida de determinados parasitos nativos, a população de parasitos local declinará consideravelmente, beneficiando então outros hospedeiros desse parasito nativo, causando alteração na estrutura da comunidade. Portanto, como esses impactos negativos em populações de peixes nativos somente são detectados tardiamente, devido à dificuldade de percepção e rápida instalação de parasitos exóticos no ambiente aquático natural é necessário o monitoramento dos parasitos desses peixes em ecossistemas naturais que tenham sofrido invasão de espécies não nativas. Além disso, políticas públicas devem ser direcionadas para que os riscos de propagação de espécies não nativas sejam minimizados e também para que haja crescente incentivo ao cultivo de espécies nativas na aquicultura nacional.

Referências consultadas

- AGOSTINHO, A. A.; JULIO JUNIOR, H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 124, p. 36-44, 1996.
- ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; MENESCAL, R. A. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 18, p. 437-443, 2011.
- COLAUTTI, R. I.; RICCIARDI, A.; GRIGOROVICH, I. A.; MASISAAC, H. J. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, p. 721-733, 2004.

- ESPÍNOLA, L. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. **Interciencia**, Caracas, v. 32, n. 9, p. 580-585, 2007.
- GALLI, P.; STEFANI, F.; BENZONI, F.; ZULLINI, A. Introduction of alien host-parasite complexes in a natural environment and the symbiota concept. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 548, p. 293-299, 2005.
- LACERDA, A. C. F.; TAKEMOTO, R. M.; TAVARES-DIAS, M.; POULIN, R.; PAVANELLI, G. C. Comparative parasitism of the fish *Plagioscion squamosissimus* in native and invaded river basins. **Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 98, no. 4, p. 713-717, 2012.
- LACERDA, A. C. F.; TAKEMOTO, R. M.; POULIN, R.; PAVANELLI, G. C. Parasites of the fish *Cichla piquiti* (Cichlidae) in native and invaded Brazilian basins: release not from the enemy, but from its effects. **Parasitology Research**, Berlin, v. 112, p. 279-288, 2013.
- LAZZAROTTO, H.; CARAMASCHI, E. P. Introdução da truta no Brasil e na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro: histórico, legislação e perspectivas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 649-659, 2009.
- LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. Malden, MA: Blackwell Pub., 2007. 304 p., ill.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 11, p. 1789-1801, 2009.
- RAHEL, F. J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 52, p. 696-710, 2007.
- ROCHE, D. G.; LEUNG, B.; FRANCO, E. F. M.; TORCHIN, M. E. Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. **International Journal for Parasitology**, Cambridge, v. 40, p. 1525-1530, 2010.
- TARASCHEWSKI, H. Hosts and parasites as aliens. **Journal of Helminthology**, Wallingford, UK, v. 80, p. 99-128, 2006.
- TORCHIN, M. E.; LAFFERTY, K. D.; DOBSON, A. P.; MCKENZIE, V. J.; KURIS, A. M. Introduced species and their missing parasites. **Nature**, London, v. 421, p. 628-630, 2003.
- TORCHIN, M. E.; LAFFERTY, K. D.; KURIS, A. M. Parasites and marine invasions. **Parasitology**, Cambridge, v. 124, p. S137-S151, 2002.