

Ministério do Meio Ambiente – Série Biodiversidade

Informe: Espécies invasoras em sistemas aquáticos Continentais.

ESTUDO DE CASO

TÍTULO:

**INFLUÊNCIA DA INTRODUÇÃO DE *Oreochromis niloticus* (HASSELQUIST, 1757),
NA ESTRUTURA DE POPULAÇÕES DE PEIXES DE UM RIACHO DA BACIA DO
RIO TIBAGI.**

Autores:

Mário Luís Orsi¹

Armando César Rodrigues Casimiro²

Fernando Yuldi Ashikaga²

Gregório Kurchevski³

Fernanda Simões de Almeida¹

1- Universidade Estadual de Londrina,

2 – Pós Graduandos Universidade Estadual Paulista

3- Pós Graduando Instituto Filadélfia

INTRODUÇÃO

O livre comércio global e as facilidades de transporte facilitam, a translocação de organismos de suas regiões naturais a outras áreas onde sua permanência pode se tornar um problema ecológico e ambiental, com as exportações agrícolas, o comércio de animais, o controle biológico, a manipulação de ecossistemas, a recreação e mesmo introduções acidentais incrementaram progressivamente o movimento de espécies que vem alcançando, níveis sem precedentes (Agostinho & Julio Jr 1996, Moyle & Light, 1996, Orsi & Agostinho, 1999, Mack *et al.*, 2000).

Este fator associado a grandes alterações de ecossistemas e a conseqüente redução da resistência ecológica dos ambientes tem favorecido o sucesso do processo de invasão de inúmeras espécies nos mais diferentes ecossistemas (Richardson *et al.* 2000).

Algumas espécies não se estabelecem, isto é, falham na invasão, e sua população pode extinguir-se, ou ainda permanecer latente (espécies não invasoras), até que ocorra alguma mudança favorável nas condições vigentes da área ou por repetidas introduções (pressão de propágulo), tornando-se abundantes (a maioria das invasões bem sucedidas ocorre desta forma). Como resultado, a espécie invasora modifica características na nova comunidade, geralmente associadas à exclusão de espécies nativas, tanto por competição como por predação. Este processo traz como conseqüência o fenômeno chamado homogeneização biótica (Mack *et al.*, 2000).

A homogeneização biótica resulta diretamente na diminuição da diversidade biológica das comunidades, sendo causada por fatores como extirpação, hibridação, tanto intra como interespecífica (Rahel, 2000; Simberloff, 2003), modificação do habitat e de interações ecológicas que não ocorreriam naturalmente com a mesma velocidade (Rahel, 2000; Latini e Petrere, 2004). Exemplificando para peixes neotropicais, a introdução de piscívoros tais como *Cichla monoculus*, *Astronotus ocellatus* e *Pygocentrus nattereri* em lagos da bacia do rio Doce, Brasil, reduziu a riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (Latini e Petrere Jr., 2004). Tanto este trabalho, assim como o de ZARET & PAINE (1973) e PELICICE &

AGOSTINHO (2009), mostram que a introdução de espécies do genero *Cichla* tem consequências negativas sobre a estrutura da comunidade, e causam homogeneização biótica. As espécies de cíclídeos são geralmente consideradas invasoras e atualmente ocupam diversas bacias hidrográficas brasileiras, sendo um fator considerável, pois o gênero *Oreochromis* está inserido nesse grupo de peixes (Attayde *et al.* 2007).

Apesar de sermos o país com o maior número de espécies de peixes nativos do mundo, paradoxalmente a espécie exótica *Oreochromis niloticus* representa o modelo zootécnico da piscicultura nacional e por isso tem sido introduzida em diversos lagos e reservatórios do país. Contudo, os impactos ambientais e sócio-econômicos da introdução da tilápia do Nilo nos ecossistemas aquáticos brasileiros permanecem ainda pouco compreendidos. Além disso, urge a necessidade de avaliarmos os sérios danos ambientais que podem decorrer da introdução de espécies como a tilápia do Nilo, cujos padrões reprodutivos permitem a formação de densas populações (Welcomme 1988).

Conforme bem avaliado por ATTAYDE *et al.* (2007), as espécies generalistas, oportunistas e com ampla tolerância as variações ambientais como as tilápias também possuem vantagens competitivas em habitats perturbados pela poluição ou outras ações antrópicas. Portanto, a tilápia do Nilo pode atuar de maneira sinérgica com outros impactos antrópicos, diminuindo os estoques ou mesmo eliminando espécies nativas dos ambientes onde são introduzidas. Fato esse já destacado também por COURTENAY (1997).

MENESCAL (2002) e DIAS (2006), ressaltam que a introdução de tilápias nos açudes nordestinos além de alterar a comunidade de peixes nativas, propiciou prejuízos sócio-econômicos aos pescadores. Contrariando dessa forma as tais propagandas vantagens da espécie e as subestimativas de problemas que possam causar após seu estabelecimento. Os mecanismos pelos quais as tilápias afetam as populações nativas ainda é pouco estudado no Brasil, o que denota grande preocupação de vários pesquisadores, principalmente devido ao incentivo e fomento exarcebado e sem critérios técnico-científicos voltados a possíveis impactos ambientais.

MARK *et al.* (2004) destacam ainda que em pequenos mananciais hídricos os efeitos de impactos são potencializados quando da introdução e invasão de espécies exóticas como a

tilápia, e ainda mais se tratando de um ciclídeo exótico e com histórico de invasões em vários ambientes ao redor do mundo.

Neste contexto objetivamos avaliar em um riacho, já fragmentado por pequenos reservatórios, a dinâmica estrutural de populações de peixes nativos residentes antes e após a introdução de *Oreochromis niloticus*, na tentativa de identificar se ocorreram efeitos sobre essas espécies e o ambiente específico de reservatório. Procurando utilizar os dois prováveis atributos da comunidade a serem alvo de modificação, como a competição (partilha por recursos alimentares) e a reprodução.

MATERIAL E MÉTODOS

O seguinte trabalho foi realizado em área situada entre 23°08'47" e 23°55'46" de latitude sul e entre 50°52'23" e 51°19'11" a oeste, inserido na porção sul do município de Londrina, estado do Paraná. Os dados foram coletados de uma das vertentes da micro-bacia do Ribeirão do Salto que é afluente direto do ribeirão Cafezal, um dos principais mananciais de Londrina (Figura 1). A área é composta por uma região com forte ação antrópica devido à expansão urbana e uso pela agricultura e lazer de pesca. O riacho afluente possui aproximadamente 4,2 km de extensão, mas com cinco reservatórios (para abastecimento animal e irrigação) artificiais, sendo que em dois deles, após dois anos de nossa avaliação (final de 2001) foram soltas *O. niloticus* (tilápias) pelos proprietários em número desconhecido, e apenas para lazer de pesca. Dessa forma o estudo procurou avaliar três reservatórios de áreas aproximadamente equivalentes com e sem a presença de *O. niloticus*, denominados de montante a jusante de pontos 1, 2 e 3, onde os pontos 1 e 2 contendo a espécie introduzida

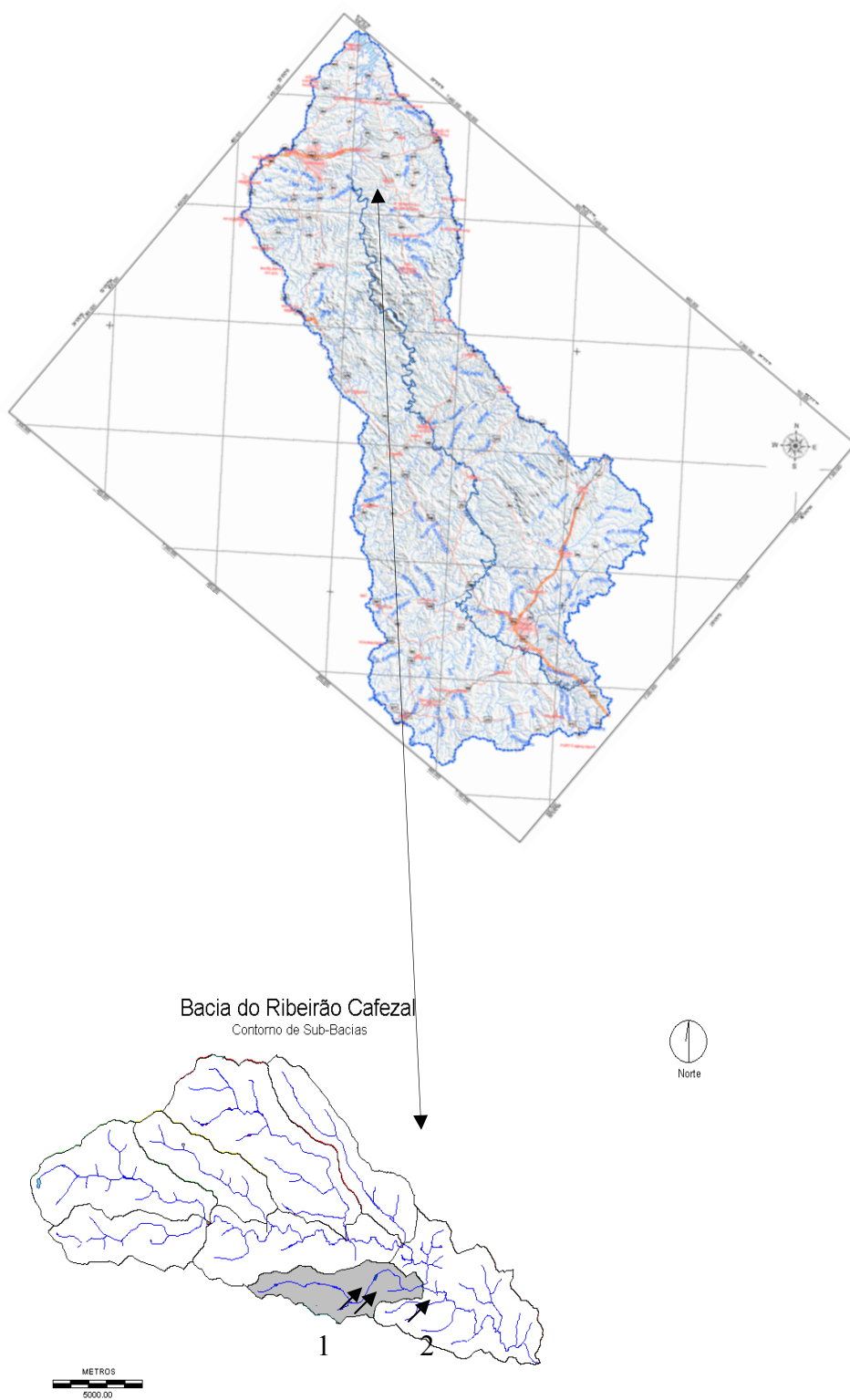


FIGURA 1. Mapa da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, com destaque em cinza para a sub-bacia do ribeirão do Salto e os pontos de coleta na vertente do ribeirão, marcados os pontos 1, 2 e 3 com setas em negrito.

O estudo foi realizado no período total de 1999 até início de 2007, sendo efetuadas apenas duas coletas no período de 1999 a 2000 e posteriormente com coletas quadrimestrais, por meio de redes de arrasto (malha de 5mm), tarrafas e peneiras, com esforço amostral padronizado em 150 m² de captura por unidade de esforço, realizados em três reservatórios, com aproximadamente 100 metros de distância entre os dois primeiros e 1000 metros do último à jusante. Ambos os reservatórios com áreas aproximadas de 2300 metros quadrados. As espécies capturadas foram identificadas e ordenadas quanto à distribuição e abundância em relação ao período de estudo. Aplicando-se biometria tradicional e identificação de sexo e peso dos órgãos reprodutores. O material depois foi depositado no laboratório de zooecologia do Instituto Filadélfia e Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.

Na avaliação de uma provável mudança na estrutura da comunidade, o período total de estudo foi dividido em dois, a fase antes da introdução da espécie exótica e após a introdução, com intuito de facilitar as interpretações e tornar mais didática a visualização dos resultados.

Neste sentido foram aplicados testes de análise de diversidade biológica antes e após a introdução e o índice de dominância Utilizando-se a análise de dominância pelo método de BEAUMOND (1991 apud DIAS 2003), com o intuito de determinar quais eram as espécies mais representativas nos reservatórios, sob um ponto de vista ecológico. Para isso, foi utilizada a fórmula

$$ID (\%): \frac{N_i \cdot P_i}{\sum(N_i \cdot P_i)} \times 100$$

Sendo: N_i = ao número de indivíduos amostrados e P_i = ao peso total dos indivíduos amostrados.

E também aplicado a análise de similaridade entre os trechos nos períodos antes e após sobre itens qualitativos da dieta (por frequência de ocorrência e percentual de ocorrência dos itens utilizados, agrupados em classes de alimento) das principais espécies envolvidas, conforme preconizado por BENNEMANN *et al.* (2005). Visando dessa maneira comparar a variação da dieta das espécies entre os pontos, para verificar se houve sobreposição alimentar, aplicou-se o coeficiente de Morisita/Horn (Zaret & Rand, 1971; Esteves & Galetti, 1995).

O Coeficiente de similaridade ($C\lambda$ - sobreposição) pode ter os valores variando entre 0 até 1, no qual os valores tendendo a zero representam dietas bem diferentes, enquanto espécimes com valores tendendo a 1, apresentam dieta similar. Seguindo os padrões verificados por ESTEVES & GALETTI (*op cit.*), foram considerados apenas os valores acima de 0,60 como ocorrência de uma alta similaridade na dieta alimentar entre espécies (sobreposição alimentar). A equação usada é apresentada segue como:

$$C\lambda = \frac{2 \sum^S X_i Y_i}{\sum^S X_i^2 + \sum^S Y_i^2},$$

Onde,

S = número total de itens;

X_i = proporção do item i na dieta da espécie no trecho x ;

Y_i = o mesmo da espécie no trecho y .

Além de uma qualificação por visualização direta de uso do hábitat entre espécies nativas e a exótica (ocupação de prováveis nichos), em que estabelecemos uma pontuação de 0 a 3 (0 – ausente, 1- pouco abundante, 2- abundante e 3 – muito abundante) conforme a abundância das espécies em cada tipo de ambiente, margem, meia água e fundo, baseado no estudo de PILCHER & COPP (1997), em ambos os períodos, correlacionamos também os dados dominância, para realizar uma verificação de ordenação espacial das espécies, após o período de introdução nos pontos 1 e 2. Para tal aplicou-se uma análise de componentes principais (ACP) como forma de melhor comparar o uso do recurso espaço.

Em relação ao esforço reprodutivo das mesmas, utilizou-se do índice de atividade reprodutiva IAR (Vazzoler, 1996), comparando-se os períodos antes e após a introdução da espécie exótica, optou-se também por inserir as espécies nativas em um só grupo e compará-las a espécie exótica, objetivando verificar se houve efeito nas nativas sobre essa estratégia de vida.

No intuito de avaliar se ocorreram mudanças limnológicas antes e após a introdução da espécie exótica nos dois reservatórios e comparar com aquele sem a espécie, realizou-se medições, como as condições de transparência da água utilizando disco de Secchi e turbidez

com auxílio de turbidímetro digital, além de pH e oxigênio dissolvido, com auxílio de aparelho de análise multiparâmetro e, além de análise visual do estado ambiental da porção marginal litorânea dos reservatórios.

RESULTADOS

No total de capturas foram obtidas 19 espécies de quatro ordens para os três reservatórios como um todo, sendo 18 espécies nativas e apenas uma introduzida (*O. niloticus*), totalizando 3016 indivíduos analisados . Todas ocorreram em ambos os reservatórios, porém com pequenas diferenças de abundância entre eles na fase anterior a introdução. Porém na fase após a introdução as diferenças tornaram-se marcantes e evidentes, nos reservatórios 1 e 2, com a presença da espécie exótica e apenas o reservatório 3 manteve as mesmas proporções de abundância, como pode ser evidenciado na Tabela 1.

Espécies como *Corydoras aeneus* (Gill, 1858), *Odontostilbe stenodon*, *Microlepidogaster* sp. e *Trichomycterus* sp. foram raras naturalmente nas amostragens, porém não ocorreram mais nas amostragens seguintes.

TABELA I. Relação das espécies amostradas e locais de captura, com as abundancias relativas demosntradas antes e após a introdução de *Oreochormis niloticus*.

[illegible]

<i>Gyminotus sylvius</i> Albert & Fernandes Matioli 1999	12	9	22	1	2	18
Perciformes						
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	12	28	33	2	3	26
<i>Oreochromis niloticus</i> (Hasselquist, 1757)	0	0	0	442	509	2

Em relação a diversidade biológica (Índice de Shannon) agrupada nos períodos antes e após a introdução verificou-se os valores significativamente diferentes de 3,095 e 2,512 ($t = 7,4244$, significativamente diferente) respectivamente. As consequências imediatas observadas foram a alteração na composição nos trechos com a presença de *O. niloticus* relacionado a ocorrência e abundância das espécies antes e após a introdução. No ponto 3, a diversidade e riqueza se mantiveram, apesar da detecção da introduzida, oriunda provavelmente de escape dos reservatórios a montante (ponto 2).

O índice de dominância (Fig. 2A) nos proporcionou observar fatos interessantes, como a dominância marcante dos lambarís *A. paranae*, *P. argentea*, *H. anisitsi* e *S. notomelas* para ambos os reservatórios antes da introdução. Porém *A. altiparanae*, *B. iheringii* e os predadores *H. malabaricus* e *O. paranense* também bem representados quanto a dominância na comunidade. E a distribuição da dominância apresentou-se como um padrão nesse período anterior a introdução.

Na análise de dominância do período posterior, os valores foram significativamente distintos para os pontos 1 e 2, mantendo-se o padrão apenas para o ponto 3, apesar de ter sido capturado dois indivíduos de *O. niloticus* nesse reservatório (Fig 2B).

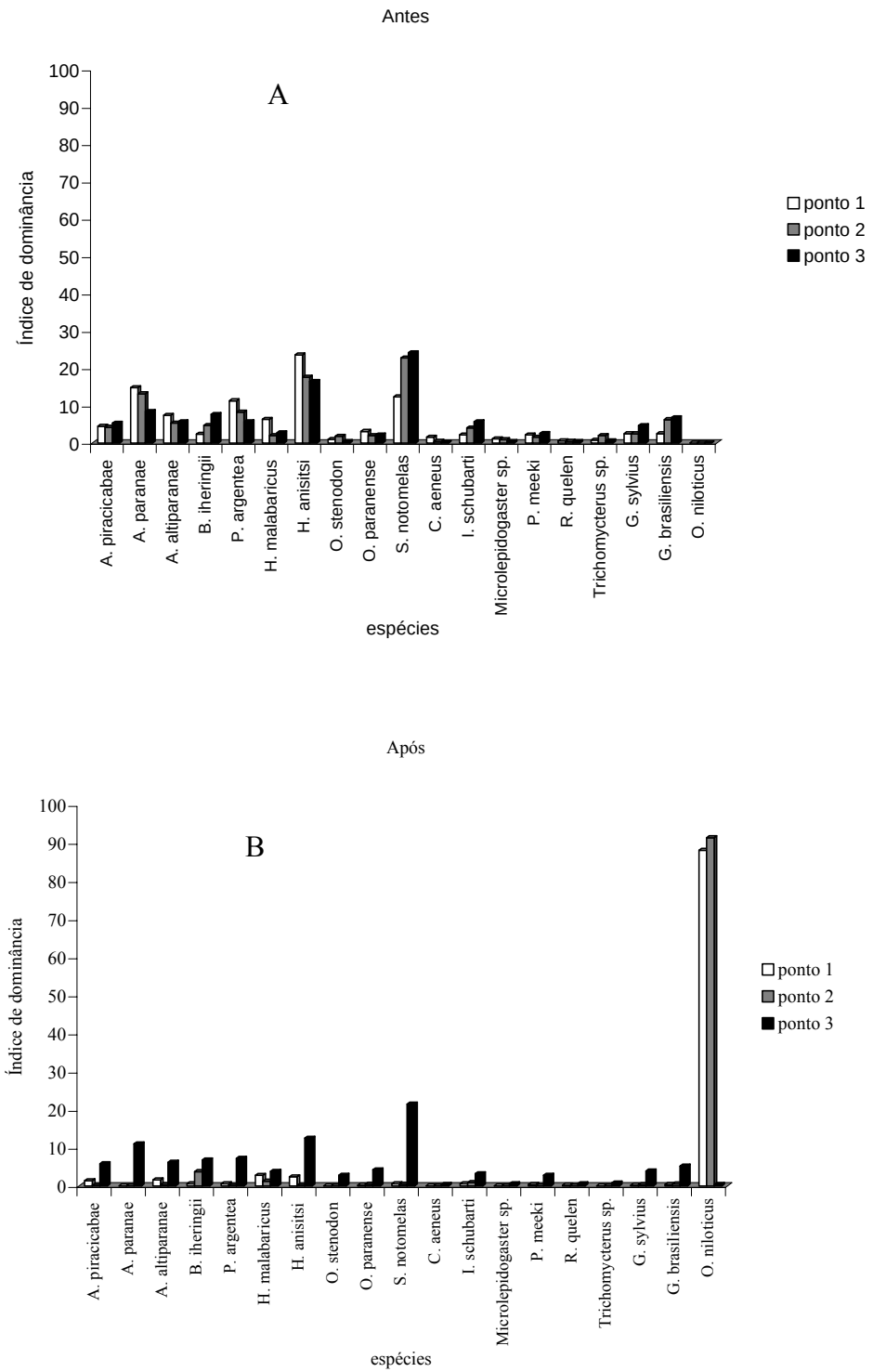


FIGURA 2. Índice de dominância para os 3 pontos (1,2 e 3) antes (A) e após (B) a introdução de espécie exótica.

Apenas as espécies como *A. altiparanae*, *A. piracicabae*, e *H. anisitsi*, mantiveram ainda valores satisfatórios de dominância, porém muito inferiores ao período anterior, chegando a diferenças de 2 a 10 pontos, com exceção de *H. malabaricus* que manteve valores semelhantes antes e após. Além daquelas espécies citadas texto acima que não ocorreram mais nas amostragens, com destaque a *A. paranae* onde no período anterior apresentava dominância relevante. Além disso, cabe ressaltar os valores da dominância de *O. niloticus* para os pontos 1 e 2, alcançando 88 % a 91 % de dominância respectivamente até o final do estudo.

Quanto a análise trófica, referentes à frequência absoluta e relativa de indivíduos com e sem conteúdo alimentar por trecho estudado, foram utilizados 1420 indivíduos, cujos resultados estão contidos na Tabela 2.

TABELA II– Número de indivíduos analisados no período total e em conjunto para todas as espécies em cada ponto, com o número absoluto de exemplares com conteúdo alimentar e a respectiva frequência relativa (%) do total analisado por ponto.

Pontos	Nº de indivíduos analisados	Nº de exemplares com conteúdo	Frequência relativa com conteúdo (%)
Ponto 1	349	299	85,7
Ponto 2	544	486	89,4
Ponto 3	527	478	90,7

Na análise da composição alimentar da espécie das espécies, agrupando-se os pontos e foram identificados 23 itens alimentares, divididos em cinco grandes grupos e categorizados, como segue na Tabela 3.

TABELA III – Itens alimentares identificados e numerados da dieta em que todas as espécies analisados utilizaram, com a separação em quatro grandes grupos.

ITENS ALIMENTARES

CATEGORIA

I - VEGETAIS AQUÁTICOS

1 – partes de macrófitas

2 – fitoplâncton (algas diversas)

II - INSETOS AQUÁTICOS

4 - Chironomidae

5 - chaoboridae

6 - ceratopogonidae

7 - culicidae

8 - coleoptera

10 - ephemeroptera

11 - ephemeroptera

12 - hemíptera

13 - plecóptera

14 - odonata

15 - restos de insetos não identificados/ outras ordens

III – ZOOPLÂNCTON

16 – cladocera

17 - copépodos

18 - ostracoda

19 – rotíferos

IV - PEIXES

20 - escamas / nadadeiras

21 - larvas

22- ovos

V – DETRITOS

23- material particulado orgânico e inorgânico

Na análise de alimentação das espécies (antes da introdução) verificou-se que a utilização dos itens alimentares foi diferenciada entre as espécies, fato obviamente normal devido as diferentes dietas e hábitos entre as mesmas, mas observou-se padrões semelhantes de uso das categorias de alimento nos três pontos. Preferencialmente e em ordem decrescente em proporção de frequência de ocorrência de consumo foram os insetos (58 %), detritos (19%), vegetais (11%), zooplâncton (8%) e peixes (4%).

Já para o período após a introdução os padrões foram diferenciados, porém insetos ainda em maior frequência (38%), mas seguido de zooplâncton (37%), detritos (19%), vegetais (4%) e peixes (2%). O deslocamento dos valores de zooplâncton foi ocasionado pela presença da espécie invasora relativo a sua elevada abundância e respectivo hábito e dieta alimentar que influenciou nesse novo padrão.

Quanto a aplicação da avaliação de sobreposição alimentar pela análise de similaridade, optou-se por inserir as espécies nativas em um só grupo e compará-las a espécie exótica, como pode ser visto na figura 3.

No período anterior não ocorreram valores significativos que indicassem uma sobreposição alimentar entre as espécies, com valores do índice de Morisita/Horn variam de 0,36 a 0,42 entre os três pontos. Porém no período após a introdução, os valores da similaridade foram elevados e possibilitando inferir um forte indicativo de sobreposição alimentar com relação a espécie introduzida. A espécie apresentou uma similaridade de

alimentação com as nativas de 88 % para o ponto 1 e de 91 % com o ponto 2. As categorias principais que colaboraram nesse índice foram zooplâncton, detritos e insetos.

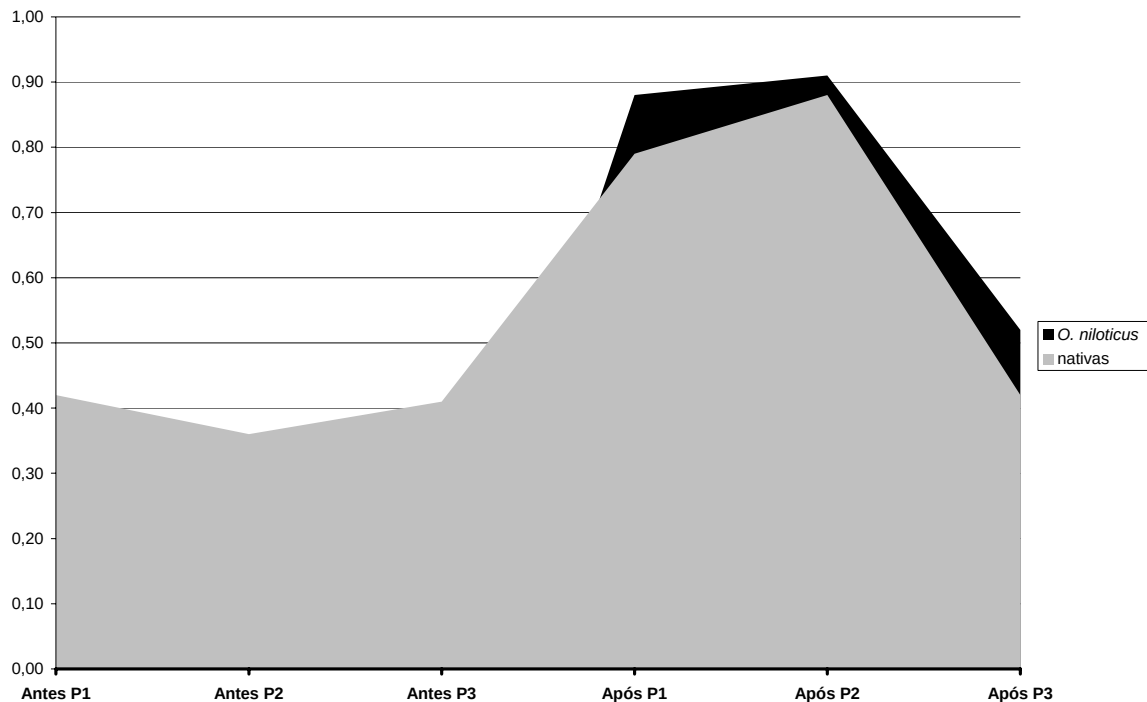


Figura 3. Variação no período temporal espacial do coeficiente de similaridade alimentar (Morisita) agrupando as espécies nativas (cinza) e relacionando com a espécie exótica *O. niloticus* (preto), nos três pontos (P1, P2 e P3), durante o período de estudo antes e após a introdução. Valores acima de 0,60 foram considerados como sobreposição alimentar.

Outro fato observado quanto aos recursos alimentares disponíveis foi o aumento visível de forma macroscópica (a olho nu) de fitoplâncton, com as algas formando grandes aglomerações sobre a coluna de água por quase todo o período de estudo após a introdução da espécie.

Utilizando-se a ACP para a ordenação das espécies, foram observados três grupos distintos no que concerne às características de ocupação do espaço, como pode ser visualizado na figura 4.

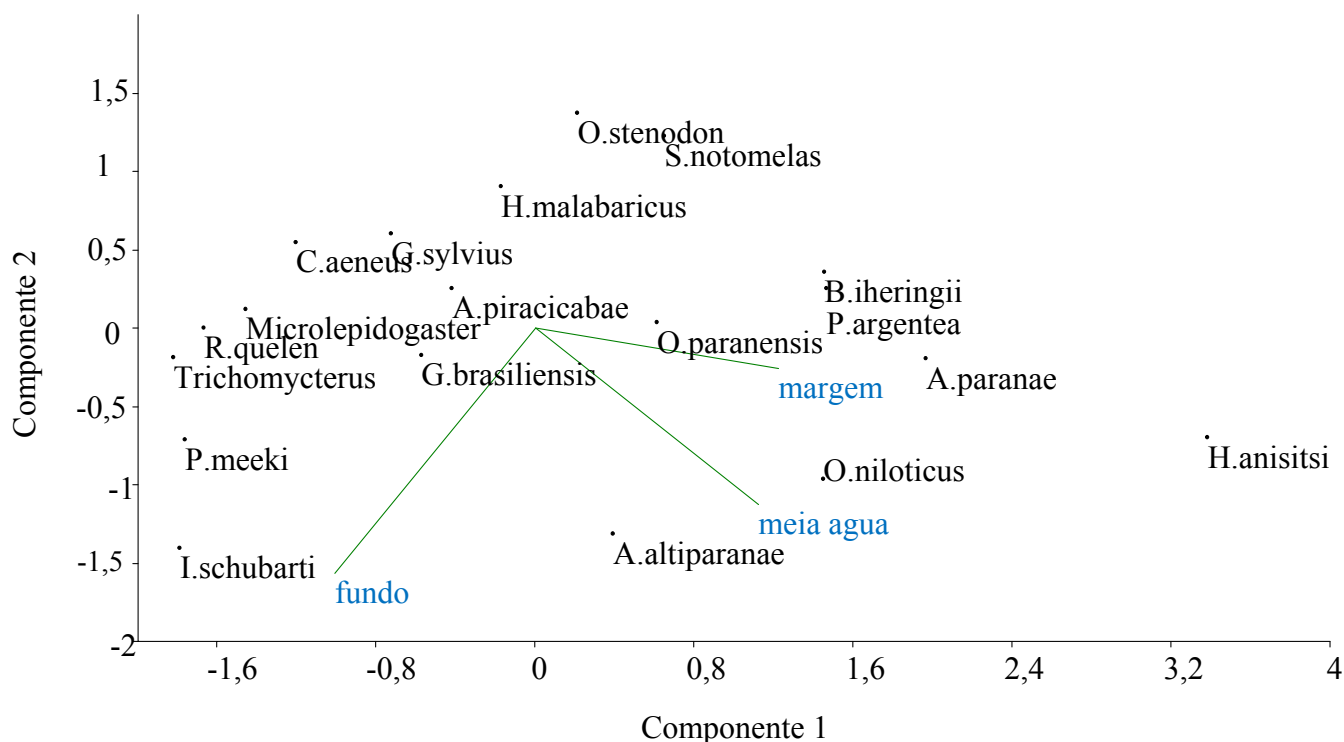


Figura 4. Ordenação das principais espécies de peixes dos pontos de estudo pela análise de componentes principais (ACP), com base em variáveis obtidas da abundância e dominância por ponto. Os escores 1 e 2 somaram 99,3 % de explicação da ordenação, com a indicação das áreas preferenciais em azul.

Denota-se nesse resultado que *O. niloticus* apresentou preferência nítida para ambientes de margem e principalmente meia água, coincidindo em maiores valores de ocupação espacial com espécies como, *A. paranae*, *B. iheringii*, *H. anisitsi*, *P. argentea* e *A. altiparanae*. Mas também foi possível observar interferência no espaço com as espécies *S. notomelas*, *O. stenodon*, *G. brasiliensis* e *O. paranensis*. Houve pouca correlação as demais espécies com preferência a ambientes de fundo.

O esforço reprodutivo observado pela análise do índice de atividade reprodutiva, antes e após a introdução da espécie exótica, também possibilitou constatar resultados interessantes.

Tabela IV. Índice de atividade reprodutiva (IAR) das principais espécies de peixes capturadas nos três pontos (1,2 e 3) estudados nos períodos antes e após a introdução. A atividade reprodutiva foi classificada em incipiente ($0 < \text{IAR} \leq 5$), moderada ($5 < \text{IAR} \leq 10$), intensa ($10 < \text{IAR} \leq 20$) e muito intensa ($\text{IAR} > 20$).

Ordens e espécies	Valores de IAR antes			Valores de IAR após		
	1	2	3	1	2	3
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	5,8	5,3	6,5	0,8	0,1	5,7
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	12,3	11,7	11,4	0	0	12,2
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	16,7	17,8	18,2	0,2	0	16,3
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	9,8	10,3	10,8	0,2	2,2	9,8
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	10,7	11,3	11,8	0,1	0	11,9
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5,2	5,6	6,7	5,1	0,6	5,9
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> Eigenmann Oule 1907	12,3	14,1	14,6	1,3	0	15,8
<i>Odontostilbe stenodon</i> (Eigenmann, 1915)	0,2	0,6	0	0	0	3,4
<i>Oligosarcus paranense</i> Menezes & Géry, 1983	3,4	1,2	2,7	0	0	4,3
<i>Serrapinus notomelas</i> Eigenmann, 1914	16,7	18,2	20,1	0	0	17,3
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	0,8	0,6	0	0	0	0
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	5,1	4,8	5,9	0	0,3	5,2
<i>Microlepidogaster</i> sp.	0,4	0	0	0	0	0

<i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann, 1910	5,4	0,9	5,6	0	0	5,9
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,4	0	0	0	0	0
<i>Trichomycterus</i> sp.	0,1	0,8	0,1	0	0	0
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes Matioli 1999	4,8	2,1	5,3	0	0	5,1
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3,2	11,2	12,6	0	0	10,9
<i>Oreochromis niloticus</i> (Hasselquist, 1757)	0	0	0	19,2	18,7	0

Espécies como *O. stenodon*, *O. paranensis*, *C. aeneus*, *Microlepidogaster* sp., *R. quelen*, *Trichomycterus* sp. não apresentaram atividade reprodutiva para os três pontos independente do período e ponto, e outras como *H. malabaricus*, *I. schubarti*, *P. meeki* e *G. sylvius* apresentaram reprodução apenas moderada no período antes e um declínio acentuado no período após introdução atingindo até a reprodução nula nos pontos 1 e 2.

Já as demais espécies apresentaram de intensa a muito intensa a atividade reprodutiva no período antes, porém após a introdução a maioria teve a atividade reduzida a incipiente e até nula, como pode ser observado na Tabela IV. E cabe ressaltar que a espécie introduzida *O. niloticus* após o primeiro ano de introdução já apresentou atividade intensa e logo após atingindo a categoria de muito intensa, onde foram observadas fêmeas maduras em todas as coletas do ano.

As variáveis ambientais no período antes da introdução apresentaram mínima variação nos valores médios e devem estar relacionadas as mudanças climáticas padrão das estações. Já quanto ao período após a introdução, valores de transparência da água foram reduzidos nos pontos 1 e 2 e consequentemente os de turbidez foram elevados em até cinco vezes, onde cabe destacar os de oxigênio dissolvido também, pois ficaram bem reduzidos, como pode ser observado na Tabela V.

TABELA V. Valores médios agrupados das variáveis transparência de água, turbidez, pH e oxigênio dissolvido para os períodos antes e após a introdução da espécie *O. niloticus* nos pontos 1, 2 e 3.

Pontos	Vaiáveis limnológicas			
	Transparência da água (cm)	Turbidez (utn)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)
Antes				
Ponto 1	85	26	7,1	6,83
Ponto 2	88	25	7,2	6,27
Ponto 3	89	23	7,1	6,31
Após				
Ponto 1	37	108	7,2	4,22
Ponto 2	36	102	6,8	4,39
Ponto 3	82	26	7,2	6,51

Apesar de serem medidas pontuais por coleta, as variações do período após a introdução nos pontos 1 e 2 se mantiveram até o final dos estudos. E as condições ambientais vigentes ao redor da área geral de estudo foram as mesmas do ponto 3, não indicando alterações antrópicas nesse sentido, que possam ter alterado as variáveis avaliadas. Dessa

forma as variações observadas podem ter sido geradas de maneira autóctone, ou seja, de dentro dos sistemas.

DISCUSSÃO

Dentre os processos que atingem a fauna aquática negativamente em rios contínuos, está a fragmentação de habitats, com a formação de reservatórios, como o caso dos pequenos reservatórios estudados nesse trabalho. A descaracterização de habitats fluviais preexistentes e as conseqüentes alterações da sua composição física, química e biológica são características da formação desses sistemas (Agostinho et al. 2007).

ESPÍNDOLA et. al. (2003), observam que além da destruição de habitats, as invasões biológicas têm sido consideradas uma ameaça constante à biodiversidade e freqüentemente são seguidas de extinção total ou parcial de espécies nativas. Algumas das extinções estão diretamente relacionadas à introdução de espécies alienígenas, enquanto outras decorrem de efeitos combinados, configurando situações mais complexas.

Conforme observou SUZUKI (1999) em seu trabalho na bacia do rio Iguaçu, os novos habitats formados pelos reservatórios, como o pelágico, para os quais as espécies locais não apresentam pré-adaptações, tornam-se expressivos. De forma geral, os ambientes que se formam após a construção de barragens são naturalmente ocupados pela ictiofauna original, mas esta depende da sua capacidade de ajuste às novas condições ambientais. Reduções populacionais e até mesmo extinções são comuns nesses ambientes artificiais, principalmente nas espécies com estratégias reprodutivas e alimentares especializadas (Lowe-McConnell 1999). Já a persistência e a proliferação de outras espécies, nesses ambientes, podem estar relacionadas com a sua valência ecológica em aplicar o potencial reprodutivo e com a sua capacidade de explorar, de forma eficiente, o novo nicho ocupado (Orsi et al. 2002; Veregue & Orsi 2003; Ricklefs 2004).

No caso foco desse estudo, as espécies presentes na fase antes da introdução apresentavam indicativos de já estarem ajustadas ao ambiente vigente desses pequenos reservatórios, principalmente as espécies de lambaris, como as do gênero *Astyanax*, *Hyphessobrycon* e *Piabina*, e que geralmente são consideradas como bioindicadoras ambientais (Bennemann et. al. 2006). No caso específico esses reservatórios já apresentavam certa idade de formação (anos 80) e as espécies aquáticas já poderiam ter passado por ajustes

em suas comunidades devido ao novo ambiente. Então, mesmo que fragmentado, já podem ser considerados como ambiente “estável” (do ponto de vista da variação da produtividade primária e da secundária).

A constatação de que a abundância e a dominância foram alteradas, juntamente com a diminuição da diversidade biológica na fase após a introdução da espécie exótica *O. niloticus* foi fato na área de estudo e corrobora com diversos trabalhos na literatura sobre bioinvasões (Zaret & Paine, 1972, Ross, 1992, Mack et al., 2000, Rahel, 2000 e Latini & Petrere, 2004). Em se tratando de peixes, a introdução de espécies de outras bacias é a segunda causa da extinção de peixes no planeta e a primeira na América do Norte (Clavero & García -Berthou 2005). Estudos que tratam desse processo, com relação a espécie em questão são raros, porém os padrões observados nos levam a crer que a mesma pode provocar alterações na composição da fauna quando estabelecida e já considerada invasora.

COURTENAY E TAYLOR (1984) já relatavam que, desde a II Guerra, várias espécies de tilápia têm sido cultivadas em regiões com condições adequadas de temperatura. Nos locais em que houve o estabelecimento da tilápia, as explosões populacionais desta foram acompanhadas do declínio das populações de peixes nativos, cujos efeitos variaram de moderados a dramáticos. BECKER E GROSSER (2003), relatam também que as tilápias são consideradas graves problemas ambientais em diversos países, estando proibidas na Austrália (estados de Western Australia, New South Wales, Victoria) e nos EUA, várias espécies de tilápia são proibidas ou fortemente reguladas em nível federal ou estadual (nos estados de Minnesota e Oklahoma, por exemplo).

Segundo os mesmos autores, impactos ambientais de tilápias não nativas foram bem documentados no caso dos Grandes Lagos da África, sendo este considerado um exemplo clássico das conseqüências da introdução de espécies exóticas. Impactos causados pela introdução de tilápias já foram relatados também na América Central, como no caso do Lago da Nicarágua, no qual a introdução da tilápia (*Oreochromis niloticus*) promoveu, em cerca de oito anos, a redução de cerca de 80% da biomassa dos ciclídeos nativos, o que representa a perda de quatro em cada cinco peixes nativos (Hernandez, 2002).

Alguns estudos desenvolvidos para a previsão de invasores e habitats mais propensos a invasão biológica, determinaram, por exemplo, que quanto mais próximas as características do habitat invadido e do habitat nativo do invasor, quanto maior o número de indivíduos nos propágulos invasores (Barret & Richardson 1986) e quanto maior for a associação das

invasões com atividades humanas (Ricciardi e MacIsaac, 2000) maiores as chances de sucesso do exótico invasor. Da mesma forma, a menor diversidade de grupos funcionais e quantidade de interações tróficas devem aumentar o sucesso do invasor (Sakai *et al.* 2001).

Em acordo com o preconizado por ROSS (1991), a competição tem importante papel na modulação da comunidade que é invadida e um dos mecanismos que favorecem a invasão certamente é a competição, ainda mais quando a espécie apresenta alta valência ecológica, e consegue invadir pequenos ribeirões, onde ocasiona sérios impactos, devido a estrutura mais frágil desses ecossistemas (Light, 2005).

O tamanho do invasor ainda é outro fator a ser considerado (Nystrom, 2002), como uma vantagem adaptativa das invasoras na competição com nativas, haja vista, que as tilápias atingem tamanho maiores que a maioria das espécies nativas ali encontradas, com exceção de *H. malabaricus*, o principal predador do ribeirão, mas que os resultados mostram que não foi eficaz no controle da exótica.

HERDER & FREYHOF (2006), observaram que mecanismos de exclusão competitiva e mudanças na diversidade local de espécies coexistentes são comuns em pequenos mananciais, mas a inclusão de “novas espécies” menos especializadas podem provocar alterações drásticas nessas comunidades e que tais situações devem ser melhor investigadas, pois podem até ocasionar extinções locais.

Nesse sentido foi possível observar que *O. niloticus* realmente compete com as espécies nativas por recursos tanto alimentares como por espaço, e de forma eficaz, a despeito do que diversas organizações criadoras da espécie preconizam, colocando a espécie como pouco competidora e que não causa impactos onde é introduzida. Os resultados nos possibilitaram observar a ocorrência de uma intensa competição com as nativas e ainda sobre recursos diversos, o que amplia a capacidade de possível exclusão competitiva com as nativas, mais especializadas e coexistentes, frente a capacidade competitiva da exótica.

Outro efeito possível da introdução de tilápia e que contribuiu para exclusão de espécies nativas nesse sistema, foi a sua superior capacidade de utilizar plâncton na dieta e comportamento de revolver o substrato e assim, alterar toda a comunidade planctônica do local, principalmente eliminando grande parte dos zooplânctons e dessa forma ocasionando um efeito de cascata trófica, onde como efeito direto percebemos a mudança na transparência da água e o acúmulo de algas, principalmente as de menor tamanho. Nossas constatações

corroboram aos estudos de FIGUEIREDO & GIANI (2005) que observaram impactos severos da introdução de *O. niloticus* em Furnas, principalmente nas baías litorâneas do reservatório, onde provocaram eutrofização e deslocamento das espécies nativas, o mesmo também observado por ATTAYDE *et al.* (2007) em açudes do nordeste.

Ao consumir fitoplâncton, zooplâncton e detritos em suspensão, a tilápia do Nilo pode reduzir a biomassa de zooplâncton tanto diretamente pelo consumo desses organismos como indiretamente pelo consumo dos seus principais recursos alimentares (Diana *et al* 1991, Figueredo & Giani 2005).

O zooplâncton é a base de sustentação de grande parte das espécies nativas, especialmente dos microcrustáceos, como principal recurso alimentar na fase jovem, a tilápia do Nilo pode prejudicar o recrutamento das outras espécies de peixe, através da competição por zooplâncton com os alevinos dessas espécies. Por ser uma espécie muito prolífica, com tendência a formar densas populações, a tilápia do Nilo pode competir não só por alimento, mas também por espaço com outras espécies (Lowe-McConnel 2000), o que objetivamente observamos no estudo. A mesma autora destacou também que além da competição por recursos e locais de desova, a tilápia do Nilo pode afetar outras espécies através de modificações na qualidade do habitat. O hábito desta espécie de revolver e suspender o sedimento para a construção de ninhos (Lowe-McConnell 2000) deve alterar a turbidez da água e conseqüentemente a transparência da água.

A tilápia do Nilo é uma espécie agressiva com forte comportamento territorial (Lowe-McConnel 2000) ocupando diversos micro-habitats, como as margens. Portanto, a forte territorialidade da tilápia do Nilo associada a sua preferência por habitats litorâneos deve prejudicar a desova de outras espécies de peixe, contribuindo para a redução de suas populações. Este fato provavelmente é decorrente também da depleção dos recursos alimentares para as espécies nativas, que acabam de perder importante fonte energética e desse modo não direcioná-la a aos produtos reprodutivos (Orsi, 2005). Uma forte evidência disso foi a ocupação da tilápia em diversas partes da margem e meia água dos reservatórios e com mais incidência nos meses de desova da maioria das espécies nativas.

A continuidade desse processo de competição por recursos, diminuição da desova efetiva e alteração da comunidade aquática de e fatores abióticos como a transparência da água e oxigênio disponível nesses reservatórios estudados poderão certamente modificar

totalmente a fauna e flora desses sistemas, como já observado pelos autores supra citados e excluir definitivamente as populações nativas.

COSIDERAÇÕES FINAIS

Devido a sua enorme capacidade de suportar as variações do ambiente onde é introduzida e sua facilidade de cultivo, a tilápia do Nilo têm sido, há vários anos, o modelo zootécnico da piscicultura nacional e tem sido a espécie preferida para estocagem nos reservatórios do Brasil na modalidade de tanques-rede. No entanto, as mesmas características que a tornam uma espécie atrativa para a aquicultura a tornam uma espécie invasora bem sucedida com grande potencial de alterar os ambientes aquáticos onde é introduzida.

Portanto, os riscos sócio-ambientais associados às introduções de tilápias devem ser rigorosamente avaliados e pesados contra os possíveis benefícios sócio-econômicos dessas introduções.

Os órgãos de fomento à atividade de produção aquícola no Brasil devem priorizar a pesquisa e desenvolvimento de pacotes de produção com espécies nativas, diminuindo assim os riscos com as exóticas e o meio ambiente e dessa forma possibilitando ganhos reais a toda sociedade e ao meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer a todos os alunos de Ciências Biológicas da UNIFIL que de forma direta e indireta colaboraram com esse estudo e particularmente a João Antonio Cyrino zequi, coordenador do curso que tanto nos ajudou. Somos gratos também aos técnicos Edson Santana da Silva e Aparecido de Souza e a Doutora Sirlei Bennemann da Universidade Estadual de Londrina pelo auxílio em diversas coletas e pela contribuição no desenvolvimento do trabalho.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO A.A, PELICICE F.M, PETRY A.C, GOMES L.C, JULIO JUNIOR H.F. Fish diversity in the upper Parana' River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health Management** 10(2):174–186. doi:10.1080/14634 980701341719. 2007.
- AGOSTINHO, A.A. & JULIO Jr., H.F. Ameaça ecológica. Peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, 21 (124) 38p. 1996.
- ATTAYDE, J. L., OKUN, N., BRASIL J., MENEZES, R. & MESQUITA P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. **Oecologia. Brasiliense.**, 11 (3): 450-461, 2007.
- BARRET, S.C.H & RICHARDSON, B.J. Genetic attributes of invading species. In: Groves RH, Burdon JJ (eds). **Ecology of Biological Invasions** Cambridge University Press, Melbourne, pp 21-33. (1986).
- BECKER, F.G. & GROSSER, K.M. Piscicultura e a introdução de espécies de peixes não-nativas no RS: riscos ambientais. **Parecer Técnico**, Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2003
- BENNEMANN, S.T., GEALH, A. M, ORSI, M. L. & SOUZA L. M. DE. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série. Zoologia** 95(3):247-254. 2005
- CLAVERO, M. & GARCÍA-BERTHOE, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution** 20:110. (2005)
- COURTENAY JR., W.R. & TAYLOR, J.N. The exotic ichthyofauna of the contiguous United States with preliminary observations on intranational transplants. **EIFAC Technological. Papers.** 42:466-487, 1984.

- COURTENAY, W. R. Tilapias as non-indigenous species in the Americas: environmental, regulatory and legal issues, p. 18–33. In: **Tilapia aquaculture in the Americas**. Vol. 1, B. A. Costa-Pierce and J. E. Rakocy (eds.). World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA. 1997.
- COURTENAY, W.R. Jr. Biological pollution through fish introductions. 35-61. In: B.N.McKnight (ed.). **Biological pollution: the control and impact of invasive exotic species**. Indianapolis, Indiana Acad. Sci, 1993.
- DIANA, J.S.; DETTWEILER, D.J. & 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*, **48**: 183-190. 1991.
- DIAS, J.B. Impactos sócio-econômicos e ambientais da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em açudes públicos do semi-árido nordestino, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA-UFRN), Rio Grande do Norte, Brasil. 2006.
- ELTON C.S. **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen. London, RU. 81 pp. 1958.
- ESTEVES, K. E. & GALETTI JR, P. M. . Food partitioning among some Characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná river basin. *Environmental Biology Fish.*, **42**: 375-389. 1995.
- FIGUEIREDO, H.C.P.; CARNEIRO, D.O.; FARIA, F.C.; COSTA, G.M. *Streptococcus agalactiae* associado à meningoencefalite e infecção sistêmica em tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, **58**(4):678-680. 2006.
- HERDER, F.& FREYHOF J. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology** **69**, 571–589. 2006.
- HERNÁNDEZ, G. **Invasores en Mesomérica y El Caribe**. San José, C.R., UICN, 2002.

- LATINI O.A.; PETRERE M.J. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian fresh-water tropical lakes. **Fish Management Ecology**, 11(2):71-79. 2004
- LIGHT, T. Behavioral effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in a California stream. **Biological Invasions** 7: 353–367. 2005.
- LOWE-McCONNELL, R.H. The roles of tilapias in ecosystems. Pp. 129-162 In: M.C.M. Beveridge and B.J. McAndrew. **Tilapias: Biology and Exploitation**, Kluwer Academic Publishers. 2000.
- MACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE M.W., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A. Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control. **Ecology Applications** 10: 689-710. 2000.
- MENESCAL, R.A. 2002. Efeitos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, (Linnaeus, 1758) sobre o desembarque pesqueiro no açude Marechal Dutra, Acari, RN. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. 50p.
- MOYLE, P.B and LIGHT T. (1996) Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? **Ecology** 77(6): 1666–1670
- NYSTROM, P. Ecology. In: HOLDICH D.M (ed) **Biology of Freshwater Crayfish**, pp 192–235. Blackwell Scientific, Oxford, UK (2002).
- ORSI ML & AGOSTINHO A.A. Introdução de peixes por escape acidental de tanques de cultura em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. Rev. Brás. Zool, 16(2):557-560. 1999.
- ORSI ML. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, Rio Paranapanema, Região Sudeste, Brasil. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu. 114pp. (2005)
- PELICICE, M.F. & AGOSTINHO, A.A. Fish fauna destruction after the introduction of non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**. DOI 10.1007/s10530-008-9358-3. 2008.
- PERES, J. E.; RYLANDER, M. K.. Hybridization and its effect on species richness in natural habitats. **Interciência**. 23 (3):137-139. 1998.

- PÉREZ J.E., GRAZIANI C.A., NIRCHIO M. Hasta cuando los exóticos! **Acta Científica Venezolana** 48:127-129. 1997.
- PETERSON, M.S., SLACK W. T, BROWN-PETERSON, N. J., & MCDONALD, J. L. Reproduction in Nonnative Environments: Establishment of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Coastal Mississippi Watersheds. **Copeia**, (4): 842–849. 2004
- PILCHER, M. W. & COPP, G. H. Winter distribution and habitat use by fish in a regulated lowland river system of south-east England. **Fisheries Management and Ecology** 4, 199–215. 1997.
- RAHEL F.J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science** 288: 854-856. 2000.
- RICCIARDI, A. & MACLSSAC H.J . Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. **Trends in Ecology and Evolution** 15 (2), 62-65. 2000
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.G.; BARBOUR, F.; PANETTA, D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, 6: 93-107. 2000.
- ROSS, S. T., 1991, Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species?. **Environmental Biology of Fishes**, 30: 359-368.
- SAKAI A.K, ALLENDORF F.W, HOLT J.S, LODGE D.M, MOLOFSKY J, WITH K.A, BAUGHMAN S, CABIN R.J, COHEN J.E, ELLSTRAND N.C, MCCAULEY D.E, O'NEIL P, PARKER I.M, THOMPSON J.N, WELLER, S.G The population biology of invasive species. **Annual Review in Ecology and Systematics**. 32:302-332. 2001.
- SIMBERLOFF D. Confronting introduced species: a form of xenophobia? **Biological Invasion** 5: 179-192. 2003.
- SUZUKI, H.I. Estratégia reprodutiva de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu. PR. Brasil. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos. 97p. 1999.
- VAZZOLER, A.E.A.M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos : teoria e pratica. Maringá: EDUEM; São Paulo : SBI. 1996.

- WELCOMME, R.L. 1988. **International introductions of inland aquatic species**. FAO Fisheries Technical Paper 294, FAO, Rome, Italy. 318 p.
- ZARET T.M., PAINE R.T. Species introduction in a tropical lake. **Science** 182:449-455. 1973.
- ZARET, T.M. & RAND, A.S. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, **52**(2): 336-427. 1971
- ZARET, T.M., PAINE, R.T. Species introduction in a tropical lake. **Science** 182:449-455. 1973.