

IMPACTOS DA INTRODUÇÃO DA TILÁPIA DO NILO, *Oreochromis niloticus*, SOBRE A ESTRUTURA TRÓFICA DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DO BIOMA CAATINGA

José Luiz Attayde^{1,*}, Nils Okun¹, Jandeson Brasil¹, Rosemberg Menezes¹ & Patrícia Mesquita¹

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Campus Universitário, Lagoa Nova, Natal, RN, CEP 59072-970,

*E-mail: attayde@cb.ufrn.br

RESUMO

A tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1757), é um peixe onívoro que vem sendo introduzido nos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga desde a década de 70 para fins de pesca e piscicultura. No entanto, os impactos ambientais oriundos da introdução desta espécie ainda permanecem pouco conhecidos. O objetivo deste trabalho foi investigar experimentalmente possíveis mecanismos pelos quais a espécie pode afetar negativamente outras espécies de peixes. Dois experimentos de campo foram realizados onde as densidades de tilápias foram manipuladas e as dinâmicas do fito e zooplâncton foram monitoradas assim como a variação na transparência da água. A hipótese testada neste trabalho é a de que a tilápia do Nilo reduz a abundância do zooplâncton, aumenta a abundância do fitoplâncton e conseqüentemente diminui a transparência da água. Os resultados dos dois experimentos confirmam a hipótese, mas sugerem que apenas os organismos zooplancônicos de maior tamanho são negativamente afetados enquanto que apenas as algas planctônicas de menor tamanho são favorecidas pelas tilápias. Apesar da tilápia do Nilo ser uma espécie onívora e se alimentar tanto de zooplâncton quanto de fitoplâncton, seus efeitos sobre as comunidades planctônicas foram muito semelhantes aos efeitos de peixes estritamente zooplancívoros. Os resultados ainda demonstram um forte efeito negativo das tilápias sobre a transparência da água devido a sua ação de bioturbação ou ressuspensão de sedimentos. Portanto, através de seus efeitos negativos sobre a abundância do zooplâncton e a transparência da água, a tilápia do Nilo pode inibir o recrutamento de outras espécies de peixes que se alimentam principalmente de zooplâncton e se orientam visualmente para localizar e capturar suas presas, ao menos nos estágios iniciais de suas vidas.

Palavras-chave: invasões biológicas, biodiversidade, peixes dulcícolas, cascatas tróficas, onivoria, reservatórios, trópico semi-árido.

ABSTRACT

IMPACTS OF THE NILE TILAPIA (*OREOCHROMIS NILOTICUS*) INTRODUCTION ON THE TROPHIC STRUCTURE OF THE AQUATIC ECOSYSTEMS OF THE CAATINGA BIOME. The Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1757), is an omnivorous fish which has been introduced into the aquatic ecosystems of the Caatinga Biome since the 70's to improve fisheries and aquaculture. However, the environmental impacts of this species introduction are still poorly known. The aim of this work was to experimentally investigate possible mechanisms by which this species might negatively affect other fish species. Two field experiments were conducted where the abundance of tilapia was manipulated and the phyto- and zooplankton dynamics were monitored together with the variation in water transparency. We tested the hypothesis that the Nile tilapia would decrease the abundance of zooplankton, increase the abundance of phytoplankton and consequently decrease water transparency. Results from both experiments confirm the hypothesis but suggest that only larger zooplankton is negatively affected while only smaller algae are enhanced by tilapias. Even though the Nile tilapia is an omnivorous species feeding on both zooplankton and phytoplankton, its effects on plankton communities were very similar to the effects of strictly zooplanktivorous fish. Results also show a strong negative effect of tilapias on water transparency due to its bioturbation or resuspension of sediments. Therefore, through its negative effects on zooplankton abundance and water transparency, the Nile tilapia may inhibit the recruitment of other fish species that feed mainly on zooplankton and are visually oriented to locate and capture their prey, at least in earlier stages of their lives.

Keywords: biological invasions, biodiversity, freshwater fishes, trophic cascades, omnivory, reservoirs, semi-arid tropics.

INTRODUÇÃO

No bioma Caatinga, existem 240 espécies de peixes documentadas, dentre as quais nove são introduzidas e 136 são consideradas possivelmente endêmicas para a região (Rosa *et al.* 2003). Esta diversidade de espécies de peixes da Caatinga é resultante de vários processos evolutivos, ecológicos e antrópicos e encontra-se atualmente ameaçada pela introdução de espécies exóticas para o desenvolvimento da pesca e da piscicultura, pela construção de obras de engenharia hidráulica como a construção de represas, pela destruição das matas ciliares e áreas alagadas e pela poluição e eutrofização dos corpos d'água (Rosa *et al.* 2003).

A necessidade de aumentar a produção pesqueira dos açudes do semi-árido brasileiro estimulou a adoção de políticas públicas voltadas para a introdução de peixes exóticos (Gurgel & Oliveira 1987) e para a erradicação de peixes considerados 'daninhos' como as piranhas (Braga 1975). Os programas de 'peixamento' do Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS) tiveram início na década de 30 e foram responsáveis pela introdução de 42 espécies de peixes e crustáceos exóticos, mas somente algumas dessas espécies conseguiram se adaptar às condições ambientais da região e estabeleceram populações viáveis nos ambientes naturais da Caatinga (Gurgel & Oliveira 1987).

Dentre as espécies introduzidas, a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, se destaca pela amplitude de sua distribuição geográfica, por sua abundância e importância sócio-econômica para a região do semi-árido brasileiro. As estatísticas de pesca em 100 açudes públicos do DNOCS onde a pesca vem sendo monitorada desde 1970, mostram que a produção pesqueira nos açudes aumentou até meados da década de 80 após a introdução da tilápia do Nilo (Gurgel & Fernando 1994) mas em seguida apresentou um rápido declínio encontrando-se atualmente em níveis inferiores aos observados anteriormente à introdução da tilápia (Dias 2006). Este declínio da produção pesqueira pode ter ocorrido por causa de uma redução real dos estoques pesqueiros e/ou devido à desestruturação do DNOCS, a qual teve início justamente no final da década de 80. Com a desestruturação deste órgão, os programas de 'peixamento' dos açudes com alevinos e o monitoramento da pesca nesses

açudes foram parcialmente interrompidos ou ficaram comprometidos.

Ainda assim, a tilápia do Nilo continua sendo a principal espécie cultivada nas estações de piscicultura do DNOCS e estocada nos açudes públicos e privados do semi-árido brasileiro. Esta espécie exótica representa o modelo zootécnico da piscicultura nacional e por isso tem sido introduzida em diversos lagos e reservatórios do país. No entanto, os impactos ambientais e sócio-econômicos da introdução da tilápia do Nilo nos ecossistemas aquáticos da Caatinga e demais biomas brasileiros permanecem ainda pouco compreendidos. Espécies exóticas podem diminuir os estoques de espécies nativas ou até mesmo resultar em extinções locais através de alterações no habitat, competição por recursos, predação, transmissão de patógenos e parasitas, e degradação genética de espécies nativas (Welcomme 1988). Além disso, sérios danos ambientais tendem a ocorrer após a introdução de espécies como a tilápia do Nilo, cujos padrões reprodutivos permitem a formação de densas populações (Welcomme 1988). O pronunciado cuidado parental da tilápia do Nilo maximiza as taxas de recrutamento garantindo, portanto, acelerado crescimento populacional e uma alta capacidade competitiva. Convém salientar que 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.

Com base em uma longa série temporal de dados de desembarque pesqueiro do açude Gargalheiras no Rio Grande do Norte, Menescal (2002) observou mudanças na estrutura da comunidade de peixes após a introdução da tilápia do Nilo, com prejuízos para as espécies nativas *Prochilodus brevis*, *Leporinus* sp. e *Hoplias malabaricus* bem como para outra espécie introduzida *Plagioscion squamosissimus*, principal espécie de peixe capturada no reservatório antes da introdução da tilápia do Nilo. Tais evidências não provam que a tilápia do Nilo causou as mudanças observadas no desembarque pesqueiro do açude, mas sugerem que ela possa ter sido ao menos parcialmente responsável por essas mudanças. Por

outro lado, uma avaliação quantitativa dos benefícios sócio-econômicos da introdução desta espécie no mesmo açude mostrou que a tilápia do Nilo, ao contrário do esperado, não gerou tais benefícios para as comunidades de pescadores do açude (Dias 2006). Portanto, este estudo de caso no açude Gargalheiras sugere que os alegados benefícios sócio-econômicos da introdução da tilápia do Nilo nos açudes do nordeste têm sido superestimados enquanto os prejuízos ambientais advindos de sua introdução têm sido subestimados.

Os mecanismos pelos quais a tilápia do Nilo pode afetar negativamente outras espécies de peixes não estão claros, e portanto precisam ser investigados experimentalmente. Peixes planctívoros onívoros como as tilápias podem produzir efeitos variados sobre a dinâmica das comunidades planctônicas dependendo da sua biomassa e preferência alimentar (Attayde *et al.* 2006). Desde que o controle descendente (*top-down*) de peixes planctívoros sobre a estrutura trófica de habitats pelágicos foi reconhecido pela primeira vez (Hrbacek *et al.* 1961, Brooks and Dodson 1965), inúmeros estudos vêm demonstrando os efeitos diretos e indiretos da predação por peixes planctívoros sobre as comunidades planctônicas e a transparência da água de lagos e reservatórios (Carpenter *et al.* 1985, Carpenter and Kitchell 1993). No entanto, embora a resposta das comunidades zooplanctônicas à predação visual por peixes zooplanctívoros e seus efeitos indiretos sobre as comunidades fitoplanctônicas tenha sido objeto de muitas pesquisas, os efeitos de peixes onívoros filtradores, capazes de consumir tanto zooplâncton quanto fitoplâncton, permanecem ainda pouco investigados (Drenner *et al.* 1986, 1987, 1996, Lazzaro *et al.* 1992, Stein *et al.* 1995).

Estudos prévios sugerem que esses dois tipos de peixes planctívoros, predadores visuais e filtradores devem afetar as comunidades planctônicas de maneiras distintas e produzir efeitos tróficos em cascata também distintos (Drenner *et al.* 1986, Lazzaro 1987, Lazzaro *et al.* 1992, Stein *et al.* 1995). Predadores visuais localizam e atacam presas zooplanctônicas individuais enquanto filtradores não localizam visualmente presas individuais mas capturam presas e partículas suspensas na água por meio de bombeamento e sucção (Lazzaro 1987). Predadores visuais reduzem as populações de grandes cladóceros dire-

tamente através da predação e podem favorecer indiretamente as populações de algas e pequenos animais planctônicos (Gliwicz & Pijanowska 1989). Por outro lado, planctívoros filtradores reduzem diretamente as populações de organismos zooplanctônicos menos evasivos e de grandes algas planctônicas, favorecendo indiretamente animais planctônicos mais evasivos (com maior capacidade natatória) e pequenas algas planctônicas (Drenner *et al.* 1986, 1987).

Em resumo, a tilápia do Nilo deve reduzir a biomassa do zooplâncton tanto diretamente pelo consumo dos organismos zooplanctônicos como indiretamente pelo consumo dos seus principais recursos alimentares: fitoplâncton e detritos em suspensão (Diana *et al.* 1991, Elhigzi *et al.* 1995, Figueredo & Giani 2005). Como os alevinos da maioria das espécies de peixe dependem do zooplâncton como principal recurso alimentar, é possível que o recrutamento dessas espécies seja negativamente afetado pela competição com a tilápia do Nilo. Além da competição por recursos alimentares, a tilápia do Nilo deve afetar outras espécies de peixes através de alterações na qualidade do habitat. Peixes onívoros filtradores como a tilápia do Nilo, tendem a aumentar a biomassa fitoplanctônica total através da predação sobre o zooplâncton e da reciclagem de nutrientes (Drenner *et al.* 1996), embora possam reduzir a biomassa de certas algas e cianobactérias diretamente através da herbivoria (Beveridge & Baird 2000). Portanto, a tilápia do Nilo deve aumentar a biomassa fitoplanctônica e conseqüentemente reduzir a transparência da água.

Para testar a hipótese de que a tilápia do Nilo reduz a abundância zooplanctônica e aumenta a biomassa fitoplanctônica, especialmente de algas nanoplanctônicas, reduzindo a transparência da água, realizamos um experimento piloto em tanques de piscicultura e um experimento em mesocosmos na Estação Ecológica do Seridó. O experimento piloto permitiu avaliar se os efeitos das tilápias eram dependentes da biomassa e da idade/tamanho das tilápias. Os resultados do experimento piloto fundamentaram o delineamento do segundo experimento que foi então realizado em um açude da região do Seridó onde a tilápia do Nilo já se encontra estabelecida. Os resultados completos do segundo experimento serão publicados em outro artigo (Okun *et al.* 2008). Neste trabalho, apenas os resultados principais de ambos os experimentos são apresentados.

MATERIAL E MÉTODOS

EXPERIMENTO PILOTO

O experimento piloto foi realizado entre fevereiro e abril de 2002 em 18 tanques de aproximadamente 40m³ na Estação de Piscicultura Estevão de Oliveira, no município de Caicó, Rio Grande do Norte. Antes do início do experimento, os tanques foram preenchidos com água do açude Itans contendo sua comunidade planctônica natural. A profundidade do disco de Secchi e as concentrações de clorofila *a* na água do açude foram medidas durante todo o período do experimento (média±desvio padrão igual a 0,80±0,35m e 14,68±12,90µg/L respectivamente). Seis tratamentos, com três réplicas cada, foram alocados aleatoriamente nos tanques experimentais: um tratamento controle sem adição de tilápias (C), um tratamento com 20g/m³ (A) e outro com 40g/m³ (AA) de tilápias adultas (>10cm), um tratamento com 20g/m³ (J) e outro com 40g/m³ (JJ) de tilápias jovens (3-6cm), e por fim, um tratamento com 20g/m³ de tilápias adultas e 20g/m³ de tilápias jovens (AJ). O experimento teve uma duração de nove semanas (67 dias) e cinco coletas foram realizadas, aproximadamente, a cada 15 dias desde o início do experimento. Diferentes biomassas de tilápias de diferentes tamanhos foram utilizadas no experimento para testar se os efeitos da tilápia do Nilo sobre as comunidades planctônicas e a qualidade da água dos açudes são dependentes da biomassa e da estrutura de tamanho das populações de tilápias nos açudes.

Em cada tanque, amostras de água foram coletadas para análises de clorofila-*a* em duas frações de tamanho (< 20µm e total) e amostras de zooplâncton foram coletadas para identificação das espécies e quantificação de suas abundâncias. Imediatamente após as coletas, as amostras de zooplâncton foram fixadas com uma solução 4% de formol tamponado com borato de sódio. No início do experimento, 4 fitas de polietileno foram colocadas em cada tanque para colonização por perifiton e retiradas em duplicata no meio e no final do experimento, para estimativa de biomassa de algas perifíticas através da análise de clorofila-*a*. No início e no final do experimento, os peixes de cada tanque foram contados e pesados para estimativa de crescimento durante o experimento. Durante cada coleta, foram medidas em cada tanque a temperatura e a transparência da água.

A temperatura e a transparência da água foram medidas com um termômetro e com um disco de Secchi respectivamente. As análises de clorofila-*a* foram realizadas por fluorimetria após filtração das amostras em filtros Whatman GF/C (porosidade=1,2µm) e extração dos pigmentos com etanol 95% (Jespersen & Christoffersen 1987). Para determinação da concentração de clorofila-*a* na fração <20µm, as amostras foram filtradas em uma rede com abertura de malha de 20µm antes de serem filtradas em filtros GF/C. As contagens do zooplâncton foram realizadas através de subamostragens de 1mL colocadas em câmaras de Sedwick - Rafter sob microscópio binocular, até que no mínimo quatro câmaras e 200 indivíduos da espécie mais abundante fossem contados.

Durante o experimento, algumas tilápias invadiram dois tanques do tratamento controle e esses peixes só puderam ser detectados no final do experimento quando os tanques foram drenados e os peixes retirados para as análises biométricas. Portanto, os dados deste experimento não puderam ser analisados através de ANOVA, como havia sido planejado inicialmente, já que a presença dos invasores no tratamento controle iria confundir a análise. Desta forma, análises de correlação de Pearson foram utilizadas para testar se havia alguma relação entre a variabilidade das variáveis monitoradas e a variabilidade da biomassa de tilápias medida no início e no final do experimento. No entanto, uma ANOVA com medições repetidas no tempo foi realizada, excluindo o tratamento controle, para testar se haviam diferenças na dinâmica temporal das variáveis entre os tratamentos estocados com peixes adultos e jovens desde o início do experimento. Como nenhuma diferença significativa foi encontrada na maioria das variáveis monitoradas entre esses tratamentos concluímos que o próximo experimento de campo deveria ignorar a estrutura de tamanho das populações de tilápias e ampliar o gradiente de densidades/biomassas de estocagem. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA (StatSoft).

EXPERIMENTO NO AÇUDE DA ESEC SERIDÓ

O segundo experimento foi realizado entre Junho e Julho de 2004 em 20 mesocosmos de aproximadamente 10m³ instalados no açude da Estação Ecológica

do Seridó, no município de Serra Negra do Norte, localizado na região do Seridó, no Estado do Rio Grande do Norte. Os mesocosmos foram construídos com uma armação de ferro presa a flutuadores de isopor e revestidos com plástico de polietileno transparente com espessura de 0,45mm, sendo completamente isolados do ambiente aquático adjacente, mas abertos para a atmosfera e para o sedimento em suas extremidades. O desenho experimental consistiu em cinco tratamentos replicados quatro vezes e aleatoriamente alocados nos 20 mesocosmos contendo a água e a comunidade planctônica natural do açude. Os cinco tratamentos representaram um gradiente de densidade de tilápias jovens (5-10cm) com 0; 2; 4; 6 ou 8 tilápias em cada mesocosmo ou, respectivamente, 0; 0,2; 0,4; 0,6 e 0,8 ind/m³. O experimento teve duração de cinco semanas e as amostragens foram realizadas semanalmente desde o início do experimento, excetuando-se as amostragens de fitoplâncton as quais foram realizadas quinzenalmente. Os peixes estocados em cada mesocosmo foram individualmente medidos e pesados no início do experimento. As variáveis monitoradas em cada mesocosmo durante o experimento foram: composição de espécies e densidade de organismos zooplanctônicos, biovolume de organismos fitoplanctônicos, concentração de clorofila-*a* na coluna d'água, transparência da água pela profundidade do disco de Secchi, pH, turbidez, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido na água.

Amostras de água foram coletadas com um tubo de PVC (com capacidade para 15 litros) em três diferentes pontos de cada mesocosmo e agrupadas em uma única amostra de aproximadamente 45 litros representativa do respectivo mesocosmo. Dessa amostra integrada foram retirados 100mL de água para análise de clorofila-*a* e 100mL para estimar a biomassa do fitoplâncton através da contagem de células e cálculo de biovolume. O volume restante da amostra foi filtrado por uma rede de 65µm de abertura de malha e utilizado para a análise do zooplâncton. A concentração de clorofila-*a* foi determinada em fluorímetro TURNER após a filtração do material particulado em filtros Whatman GF/C (1,2µm) e extração de clorofila em etanol à temperatura ambiente por 20 horas (Jespersen & Christoffersen 1987). As amostras de fitoplâncton e zooplâncton foram preservadas com solução Lugol para posterior identificação e contagem de organismos em microscópio invertido. O zooplâncton foi agrupado em pequenos e grandes

cladóceros (< ou >500µm), copépodos (Calanoida e Cyclopoida) e rotíferos. As algas foram classificadas em pequenas (<50µm) e grandes (>50µm) com base na dimensão de seu maior eixo linear. O volume celular do fitoplâncton foi estimado usando aproximações de formas geométricas sólidas similares (Hillebrand *et al.* 1999). A transparência da água foi medida com um disco de Secchi e os parâmetros físico-químicos da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez foram medidos com o auxílio de uma sonda multiparâmetro HORIBA. Uma MANOVA foi utilizada usando o tempo como variável independente e a densidade de peixes como variável dependente para testar se havia diferenças significativas entre os tratamentos na dinâmica temporal de cada variável separadamente. As variáveis que exibiram na MANOVA diferenças significativas entre os tratamentos, foram analisadas posteriormente por meio de ANOVA univariada ("one-way") para cada semana de coleta separadamente. Os dados foram previamente logaritimizados para estabilizar as variâncias e as análises foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA (StatSoft, USA).

RESULTADOS

EXPERIMENTO PILOTO

Os resultados mostram que, no início do experimento piloto, não houve qualquer correlação entre a biomassa de tilápias e as variáveis monitoradas, mas que, no final do experimento, a biomassa de tilápias esteve negativamente correlacionada com a abundância de copépodos calanoidas ($r=0,82$; $p<0,001$) e de cladóceros ($r=0,81$; $p<0,001$) e com a transparência da água ($r=0,51$; $p=0,031$). Por outro lado, a biomassa de tilápias esteve positivamente correlacionada com a abundância de copépodos ciclopóidas ($r=0,46$; $p=0,047$) e a biomassa de algas nanoplanctônicas ($r=0,68$; $p=0,02$) (Figura 1). No entanto, a biomassa total de algas perifíticas e planctônica, a abundância de rotíferos e a abundância zooplanctônica total não se alteraram significativamente com o aumento da biomassa de tilápias. Os resultados desse experimento piloto também demonstraram que os efeitos da tilápia sobre o plâncton e a qualidade da água foram dependentes da densidade de estocagem, mas não do tamanho/idade das tilápias.

EXPERIMENTO NO AÇUDE DA ESEC SERIDÓ

Os resultados da ANOVA com os dados do segundo experimento mostram que não houve diferenças significativas no pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido e temperatura da água entre os

tratamentos ao longo do experimento. No entanto, a partir da segunda semana de coleta houve diferenças bastante significativas na transparência da água entre os tratamentos (Tabela I). Além de pronunciadas, essas diferenças foram persistentes ao longo de todo o experimento. O pós-teste de Tukey revelou que

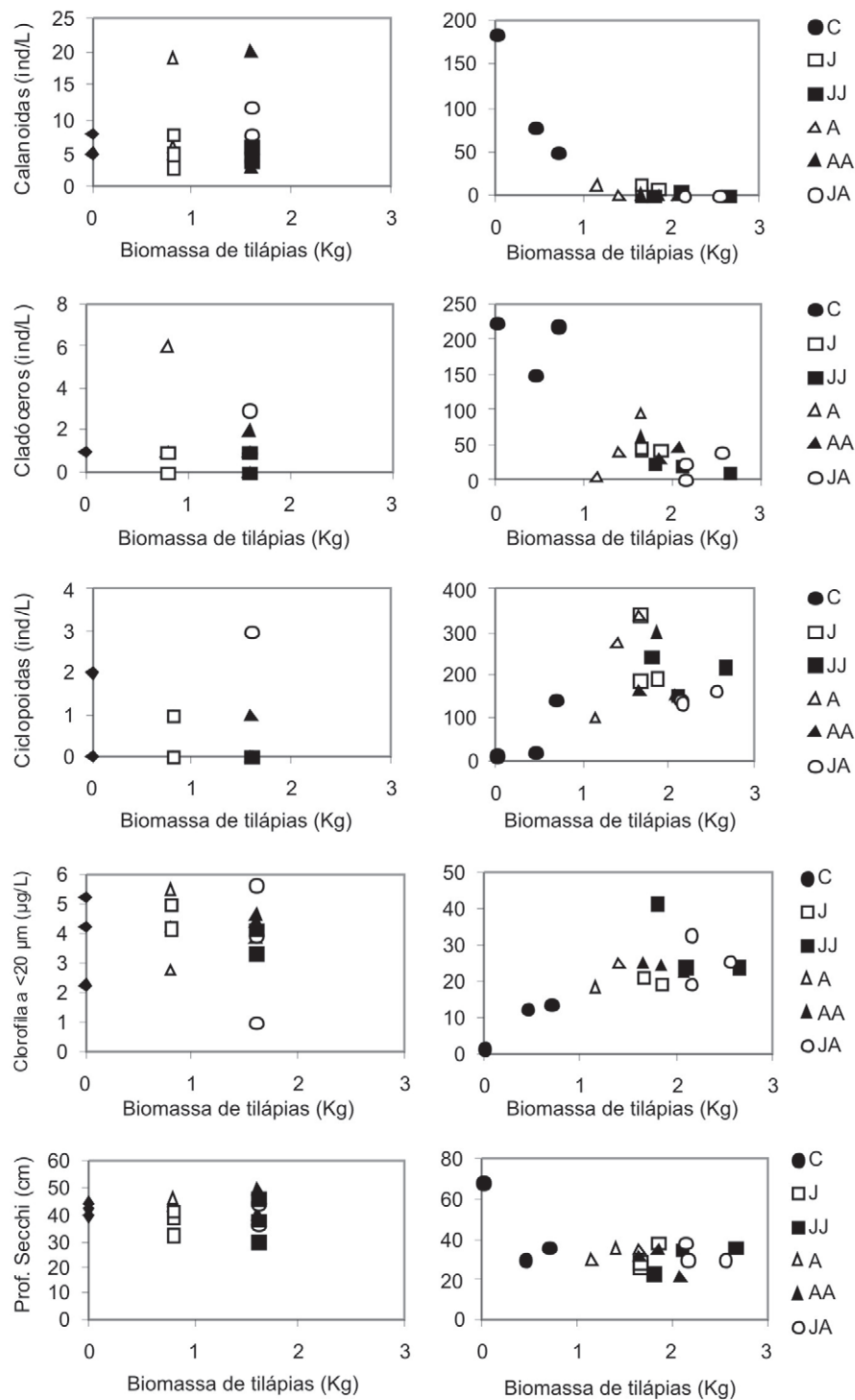


Figura 1. Relação entre biomassa de tilápias (kg, peso úmido) e densidades de microcrustáceos planctônicos, concentração de clorofila a na fração nanoplancônica (<20µm) e transparência do disco de Secchi nos tanques experimentais sem peixes (C) com 20 e 40g/m² de tilápias jovens (J e JJ) ou adultas (A e AA) e com 40g/m² de tilápias jovens e adultas (JÁ) no início (esquerda) e no final (direita) do experimento piloto.

apenas a presença mas não a densidade de tilápias afetou a transparência da água (Figura 2). Embora os testes estatísticos não tenham detectado diferenças significativas entre os tratamentos nas concentrações de clorofila-*a*, os maiores valores desta variável foram encontrados nos tratamentos com tilápias do que no tratamento sem peixes (Figura 2).

Tabela I. Resultados da ANOVA referentes ao efeito dos tratamentos sobre a transparência da água medida pela profundidade do disco de Secchi.

Semana	QM efeito	QM erro	F (g.l. 4,15)	p
S1	714,95	321,53	2,22	0,115
S2	1382,50	426,25	3,24	0,041
S3	3135,32	783,55	4,00	0,021
S4	6458,12	425,41	15,18	<0,001
S5	8373,75	584,58	14,32	<0,001

As densidades de copépodos calanóides, ciclo-póidas, pequenos cladóceros e rotíferos variaram ao longo do experimento mas não diferiram significativamente entre os tratamentos. No entanto, as densida-

des dos grandes cladóceros foram significativamente maiores no tratamento sem tilápia do que nos outros tratamentos com tilápia (Figura 3). O biovolume total do fitoplâncton e o biovolume das algas maiores (GALD > 50µm) não diferiram significativamente entre os tratamentos, sendo estas algas maiores representadas principalmente por *Botryococcus braunii*, que representou em torno de 90% do biovolume total do fitoplâncton (Figura 4a,c). Porém, a adição de tilápias teve efeitos significativos sobre o biovolume de algas menores (GALD < 50µm), representadas principalmente por *Aulacoseira* spp., *Dictyosphaerium* spp., *Kirchneriella* spp. e *Scenedesmus* spp. (Figura 3). Os resultados da MANOVA usando o tempo como variável independente para cada taxa separadamente indicaram que apenas os grandes cladóceros e as algas pequenas diferiram significativamente entre os tratamentos ao longo do experimento. Assim sendo, ANOVAs univariadas foram realizadas com essas duas variáveis e os resultados dessas análises mostram que os tratamentos diferiram entre si quanto à densi-

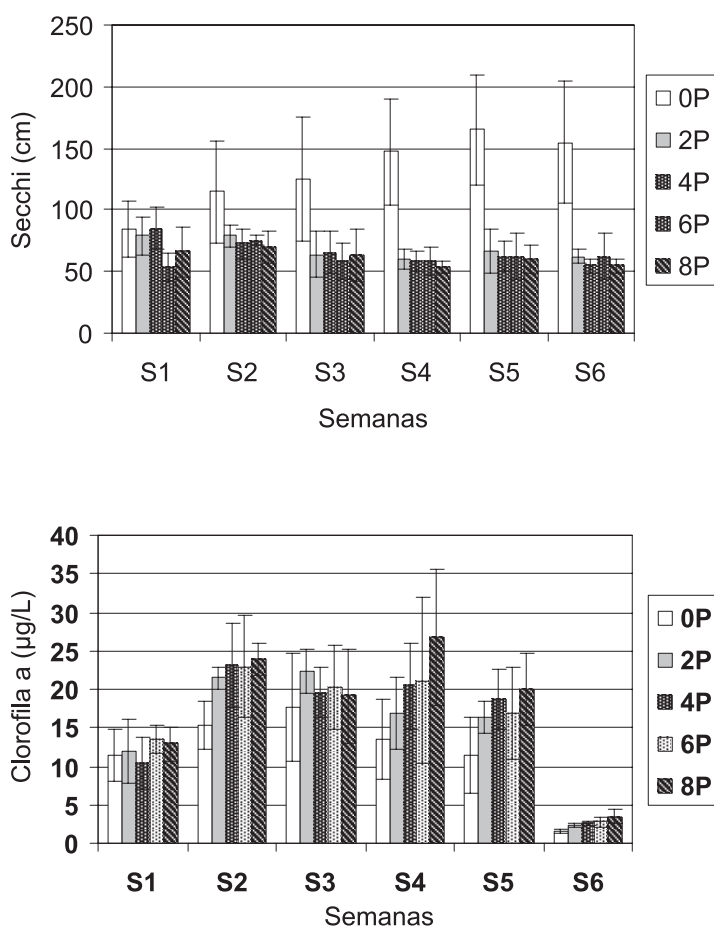


Figura 2. Média e desvio padrão da profundidade do disco de Secchi e da concentração de clorofila *a* nos cinco tratamentos (com 0, 2, 4, 6 e 8 peixes/mesocosmo) durante as cinco semanas do experimento na ESEC Seridó.

dade de cladóceros grandes no fim do experimento e quanto ao biovolume de algas pequenas no meio do experimento (Tabela II). O pós-teste de Tukey revelou que o tratamento sem tilápias apresentou maior densidade de cladóceros grandes e menor biovolume de algas pequenas do que os tratamentos com tilápias e que não houve diferenças entre os tratamentos com tilápias (Figura 3).

Tabela II. Resultados da ANOVA referentes ao efeito dos tratamentos sobre as densidades de cladóceros grandes (>500 μm) e o biovolume de algas pequenas (<50 μm)

	QM efeito	QM erro	F (g.l. 4,15)	p
Cladóceros				
Semana 1	86,95	137,85	0,631	0,648
Semana 3	762,69	490,16	1,556	0,236
Semana 5	1876,89	577,80	3,248	0,041
Algas				
Semana 1	0,023	0,024	0,958	0,458
Semana 3	0,167	0,036	4,536	0,013
Semana 5	0,428	0,269	1,587	0,228

DISCUSSÃO

A tilápia do Nilo é uma espécie onívora filtradora e ocupa uma posição trófica intermediária entre os produtores primários e os animais piscívoros em cadeias tróficas aquáticas dulcícolas. Por se alimentar na base das cadeias alimentares e possuir grande plasticidade trófica, ser altamente tolerante às variações do ambiente, ter cuidado parental e flexibilidade nas taxas de crescimento e tamanho de maturação (Starling *et al* 2002), a tilápia do Nilo é uma espécie exótica bem sucedida no semi-árido brasileiro, formando densas populações e atingindo elevada biomassa nos ambientes onde é introduzida (Gurgel & Fernando 1994).

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). Os resultados deste trabalho demonstram que a tilápia do Nilo é re-

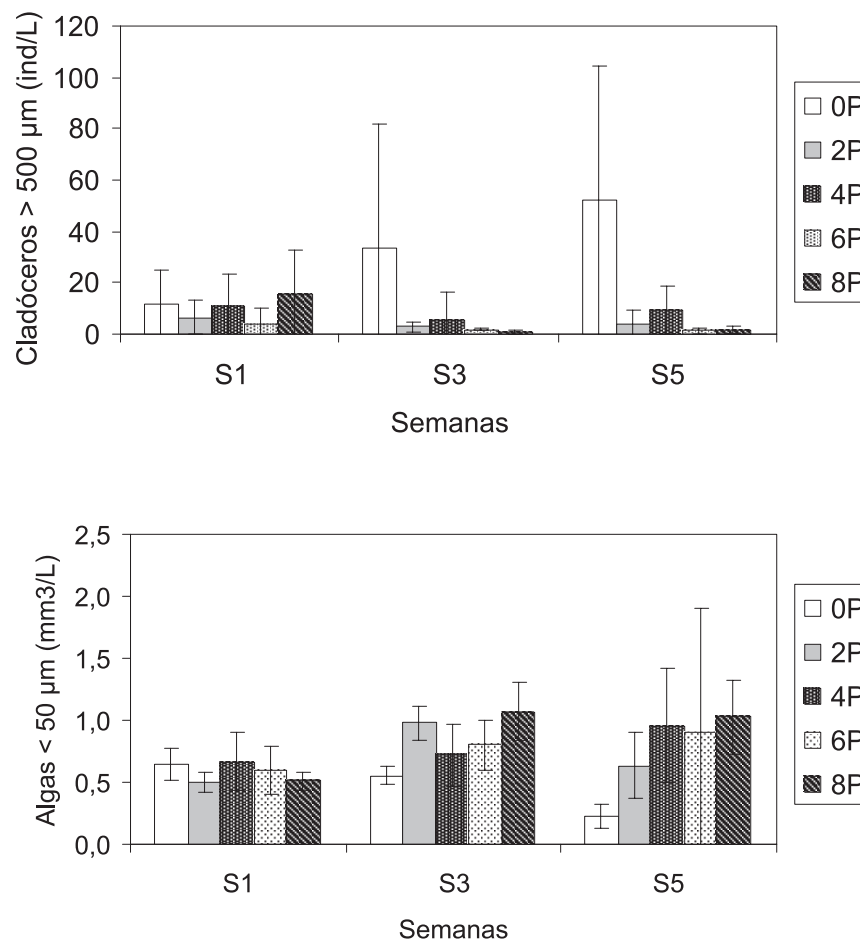


Figura 3. Média e desvio padrão das densidades de cladóceros grandes (>500 μm) e do biovolume de algas pequenas (GALD <50 μm) nos cinco tratamentos (com 0, 2, 4, 6 e 8 peixes/mesocosmo) no início, meio e fim do experimento na ESEC Seridó.

almente capaz de reduzir a abundância de cladóceros de maior tamanho, mas aparentemente não afeta a abundância de organismos zooplancônicos menores. Como a tilápia do Nilo se alimenta tanto por filtração quanto por predação visual seletiva por tamanho (Beveridge & Baird 2000), é provável que este último modo de alimentação tenha predominado nas tilápias utilizadas nos experimentos. Entretanto, a resposta dos copépodos observada no experimento piloto não se repetiu no segundo experimento e é possível que a capacidade natatória desses organismos os torne menos vulneráveis a predação (filtração) pela tilápia.

Como a grande maioria das espécies de peixe depende do zooplâncton, 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. Além disso, algumas espécies de pequenos peixes planctívoros que se alimentam de zooplâncton durante toda a sua vida também devem ser negativamente afetadas pelas tilápias através da competição por zooplâncton. 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-McConnell 2000). A tilápia do Nilo é uma espécie agressiva com forte comportamento territorial (Lowe-McConnell 2000) e ocupa preferencialmente as margens dos açudes, locais preferidos para a desova da maioria das espécies de peixes (Dourado 1981). 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.

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. Os resultados deste trabalho mostram que a tilápia do Nilo efetivamente reduz a transparência da água e que este efeito da tilápia não pode ser atribuído ao aumento da biomassa fitoplanctônica já que não foram observadas diferenças significativas na biomassa fitoplanctônica total entre os tratamentos nos dois experimentos. Portanto, a redução na transparência da água causada pelas tilápias

deve ter sido resultado da suspensão de sedimentos promovida por esta espécie.

Por outro lado, embora a biomassa fitoplanctônica total não tenha mudado na presença da tilápia, os resultados dos experimentos sugerem que a tilápia altera a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica, favorecendo algas de pequeno tamanho. Os resultados mostram que a tilápia diminuiu significativamente a abundância do zooplâncton de maior porte, aumentou a biomassa de algas pequenas e diminuiu a transparência da água como predito pela hipótese de cascata trófica (Carpenter & Kitchell 1993), muito embora o efeito cascata não tenha sido amplo o suficiente para afetar a biomassa total do zooplâncton e do fitoplâncton. Como a tilápia do Nilo é capaz de consumir algas e cianobactérias de maior tamanho, é possível que o aumento da biomassa de algas de pequeno tamanho tenha sido compensado por uma diminuição das algas de grande tamanho resultando num efeito líquido nulo sobre a biomassa fitoplanctônica total (Figueredo & Giani 2005). No entanto, não foram observados efeitos negativos significativos da tilápia sobre a biomassa de algas de maior tamanho que pudessem corroborar esta hipótese. Por outro lado, resultados de experimentos de laboratório apresentados neste volume sugerem que a tilápia do Nilo possui a capacidade de se alimentar de cianobactérias filamentosas que costumam formar florações nos açudes nordestinos (Panosso *et al.* 2007). No entanto, o quanto esta espécie pode realmente controlar florações de cianobactérias *in situ* ainda permanece uma questão controversa (Hambright *et al.* 2002).

Outro mecanismo pelo qual a tilápia do Nilo pode afetar outras espécies de peixes é através da competição aparente. Competição aparente é uma interação indireta entre espécies que compartilham um mesmo predador (Holt 1977). O aumento na abundância de uma das presas pode promover um aumento na abundância do predador e assim aumentar a pressão de predação deste predador sobre a outra presa. Dessa forma, uma espécie de presa pode afetar negativamente a abundância de outra espécie de presa por compartilhar predadores e não apenas recursos alimentares. No caso da tilápia do Nilo, a alta taxa de reprodução desta espécie pode aumentar a abundância de peixes piscívoros, aumentando também as taxas de predação sobre outras espécies de peixes forrageiros.

Segundo Gurgel & Fernando (1994), as tilápias

introduzidas nos reservatórios do Nordeste Brasileiro não causaram nenhum dano às espécies de peixe nativas, pois teriam ocupado um 'nicho vago' nesses ambientes, não ocupado anteriormente por nenhuma outra espécie de peixe. No entanto, esses argumentos são inconsistentes com a própria biologia das tilápias, pois espécies oportunistas e generalistas como as tilápias não ocupam 'nichos vagos'. Fernando (1991) ainda argumenta que a introdução de tilápias em ambientes tropicais asiáticos, além de não ter causado aparentemente nenhum dano substancial às populações de peixe nativas, teve inclusive um efeito ambiental positivo, já que aumentou as densidades de peixes ciprinídeos nativos em alguns ambientes. No entanto, esse efeito positivo sobre os peixes ciprinídeos ocorreu às custas da eutrofização e da deterioração da qualidade da água causada pela introdução das tilápias. Esses efeitos negativos sobre a qualidade da água não foram considerados por Fernando (1991), nem tão pouco foram considerados os efeitos da introdução de tilápias sobre outros taxa que não peixes.

Em um dos poucos estudos existente sobre os efeitos de tilápias em reservatórios brasileiros, Starling & Lazzaro (1997) mostraram que altas densidades de *Tilapia rendalli* no Lago Paranoá provocaram um aumento considerável na biomassa fitoplanctônica e na abundância relativa de algas cianofíceas além de uma redução na transparência da água, causando efeitos negativos sobre a qualidade da água deste reservatório. Starling *et al.* (2002) ainda reportam que a qualidade da água do Lago Paranoá melhorou após a remoção de 150 toneladas de tilápias do reservatório devido à redução do aporte interno de fósforo com a redução do estoque de tilápias. Nos açudes de Pernambuco, Lazzaro *et al.* (2003) demonstraram que a abundância relativa de peixes onívoros, como as tilápias, esteve positivamente correlacionada com a biomassa fitoplanctônica e a proporção de cianobactérias. Portanto, é possível que a introdução da tilápia do Nilo nos açudes nordestinos tenha causado prejuízos para a qualidade da água dos açudes, encarecendo o custo de tratamento da água e comprometendo o uso dos açudes para fins de abastecimento público.

CONCLUSÕES

Devido a sua ampla tolerância às variações do ambiente, sua alta taxa de reprodução e crescimento

populacional 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 Nordeste e de outras regiões do Brasil. No entanto, as mesmas características que a tornam uma espécie atrativa para a aqüicultura a tornam uma espécie invasora bem sucedida com grande potencial de se tornar uma praga nos ambientes aquáticos onde é introduzida. Portanto, os riscos ambientais associados às introduções de tilápias devem ser rigorosamente avaliados e pesados contra os possíveis benefícios sócio-econômicos dessas introduções. Os resultados deste trabalho mostram que a tilápia do Nilo provoca uma redução na abundância de certos microcrustáceos planctônicos, um aumento na biomassa de algas nanoplanctônicas e uma redução na transparência da água. Esses efeitos da tilápia do Nilo podem afetar negativamente o recrutamento de outras espécies de peixe que se alimentam essencialmente de zooplâncton na fase jovem e se orientam visualmente para localizar e capturar suas presas. Estudos experimentais de competição serão realizados futuramente no projeto PELD Caatinga, manipulando-se as densidades de tilápias e de espécies nativas para se comprovar ou refutar as relações de causalidade entre a introdução da tilápia do Nilo e o declínio dos estoques das espécies de peixes nativas da Caatinga. No momento, estudos experimentais estão sendo realizados para investigar se os efeitos das tilápias sobre o plâncton e a transparência da água dependem do grau de eutrofização dos açudes e vice-versa.

AGRADECIMENTOS: Agradecemos ao pessoal da Estação de Piscicultura Estevão de Oliveira, especialmente ao Dudé e à Fátima, e ao pessoal da Estação Ecológica do Seridó, especialmente ao Adson e Irmão, pelo apoio durante a realização dos experimentos. Agradecemos também ao Roberto Menescal pela ajuda durante as coletas do primeiro experimento e ao Edson Santana pelo auxílio indispensável na realização do segundo experimento. Somos também gratos a dois revisores anônimos que deram valiosas contribuições para melhorar a qualidade deste manuscrito e ao CNPq pelo apoio financeiro recebido através do Projeto PELD Caatinga.

BIBLIOGRAFIA

- ATTAYDE, J.L.; ISKIN, M. & CARNEIRO, L. 1996. O papel da onivoria na dinâmica das cadeias alimentares. *Oecologia Brasiliensis*, 10 (1): 69-77.
- BRAGA, R.A. 1975. *Ecologia e etologia de piranhas no nordeste do Brasil*. Departamento Nacional de Obras Contra às Secas, Fortaleza, Ceará.

- BROOKS, J.L. & DODSON, S.I. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35
- BEVERIDGE, M.C.M. & BAIRD, D.J. 2000. Diet, feeding and digestive physiology. Pp 59-87. *In*: M.C.M. Beveridge & B.J. McAndrew, (eds.), *Tilapias: Biology and Exploitation*, Kluwer Academic Press.
- CARPENTER, S.R., KITCHELL, J.F. & HODGSON, J. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35: 634-639.
- CARPENTER, S.R. & KITCHELL, J.F. 1993. *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge University Press.
- DIANA, J.S.; DETTWEILER, D.J. & KWEIN LIN, C. 1991. 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.
- DIAS, J.B. 2006. *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.
- DOURADO, O.F. 1981. Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS. SUDENE/DNOCS Fortaleza, Brazil.
- DRENNER, R.W.; THRELKELD, S.T. & McCRAKEN, M.D. 1986. Experimental analysis of the direct and indirect effects of an omnivorous filter-feeding clupeid on plankton community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1935-1945.
- DRENNER, R.W.; HAMBRIGHT, K.D.; VINYARD, G.L.; GOPHEN, M. & POLLINGHER, U. 1987. Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and the cichlid's effects on plankton community structure. *Limnology and Oceanography*, 32: 1138-1144.
- DRENNER, R.W.; SMITH, J.D. & THRELKELD, S.T. 1996. Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia*, 319: 213-223.
- ELHIGZI, F.A.R.; HAIDER, S.A. & LARSSON, P. 1995. Interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and cladocerans in ponds (Khartoum, Sudan). *Hydrobiologia*, 307: 263-272.
- FERNANDO, C.H. 1991. Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (Suppl.1): 24-32.
- FIGUEREDO, C.C. & GIANI, A. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*, 50: 1391-1403.
- GLIWICZ, Z.M. & PIJANOWSKA, J. 1989. The role of predation in zooplankton succession. Pp. 235-296. *In*: U. Sommer (ed.) *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Springer.
- GURGEL, J.J.S. & OLIVEIRA, A.G. 1987. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro. *Coleção Mossoroense*, 453: 7-32.
- GURGEL, J.J.S. & FERNANDO, C.H. 1994. Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with special reference on the role of tilapias. *Internationale Revue der Gesamten. Hydrobiologie* 79 : 77-94.
- HAMBRIGHT, K.D.; BLUMENSHINE, S.C. & SHAPIRO, J. 2002. Can filter-feeding fishes improve water quality in lakes? *Freshwater Biology*, 47: 1173-1182
- HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35:403-424.
- HOLT, R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology*, 12: 197-229.
- HRBACEK, J.; BVORAKOVA, K.; KORINEK, V. & PROCHAZKOVA, L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of the zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung fur Limnologie* 14: 192-195.
- JESPERSEN, A.M. & CHRISTOFFERSEN, K. 1988. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv fur Hydrobiologie*, 109: 445-454.
- LAZZARO, X. 1987. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding, behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146: 97-167.
- LAZZARO, X.; DRENNER, R.W.; STEIN, R.A. & SMITH, J.D. 1992. Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1466-1473.
- LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R.A.; OLIVEIRA, V.S.; SALES, L.T.; VASCONCELOS, A.R.M. & MATA, M. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, 48: 649-668.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 2000. 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.
- 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.
- OKUN, N.; BRASIL, J.; ATTAYDE, J.L. & COSTA, I.A.S. 2008. Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. *Freshwater Biology*, 53: 129-138.
- PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; CUNHA, S.R.S.; ATTAYDE, J.L. & GOMES, F.C.F. 2007. Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido potiguar, e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis* (no prelo).
- ROSA, R.S.; MENEZES, N.A.; BRITSKI, H.A.; COSTA, W.J.E.M. & GROTH, F. 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. Pp 135-180. In: I.R. Leal; M. Tabarelli & J. M. C. Silva. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife, Pernambuco. 822p.
- STARLING, F. & LAZZARO, X. 1997. Experimental investigation of the feasibility of improving water quality by controlling exotic planktivore overpopulation in eutrophic Paranoá Reservoir (Brasília-DF, Brazil). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung fur Limnologie* 26: 789-794.
- STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C. & MOREIRA, R. 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, 47: 2443-2452.
- STEIN, R.A.; DeVRIES, D.R. & DETTMERS, J.M. 1995. Food-web regulation by a planktivore: Exploring the generality of the trophic cascade hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 2518-2526.
- WELCOMME, R.L. 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fisheries Technical Paper 294, FAO, Rome, Italy. 318 p.

Submetido em 29/06/2007

Aceito em 04/12/2007