

Espécies invasoras em águas doces

Estudos de caso e
propostas de manejo

Organizadores

Odete Rocha
Evaldo Luíz Gaeta Espíndola
Nelsy Fenerich-Verani
José Roberto Verani
Arnola Cecília Rietzler

Espécies invasoras em águas doces

Estudos de caso e
propostas de manejo

Organizadores

Odete Rocha
Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
Nelsy Fenerich-Verani
José Roberto Verani
Arnola Cecília Rietzler

© Odete Rocha

Projeto visual e editoração eletrônica:

Magno Botelho Castelo Branco
waomara@terra.com.br

Impressão: Gráfica Expressa

Ficha catalográfica

Espécies invasoras em águas doces - estudos de caso e propostas de manejo/ Editora Universidade Federal de São Carlos, 2005.
416p.:il.

Incluí índice.

ISBN:85-99673-01-7

1. Biodiversidade - Ecologia

Palavras-chave: águas doces; espécies exóticas, invasão biológica; biodiversidade.

A impressão deste livro contou com os recursos financeiros do Projeto PROBIO (MMA/CNPq/BIRD/GEF), convênio 952/02 como produto do subprojeto "Monitoramento e Desenvolvimento de Tecnologias para o Manejo de Espécies Exóticas em Águas Doces".

Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese

AGOSTINHO¹, A. A., PELICICE, F. M. & JÚLIO JR, H. F.

¹Universidade Estadual de Maringá - Nupelia.
Av. Colombo, 5790. 87020-900 Maringá - PR.
agostinhoaa@nupelia.uem.br

Introdução

A introdução de espécies não-nativas em ecossistemas naturais pela ação do homem tem sido um dos temas mais inquietantes da ecologia nas últimas décadas, em especial para ambientes aquáticos continentais (MOYLE & LIGHT 1996, RODRÍGUEZ 2001). O tema vem adquirindo grande relevância na área de ecologia da conservação, pelo fato de uma série de pesquisas recentes indicarem que a introdução de novos elementos na biota se constitui na segunda maior causa de extinções de espécies, sendo superada apenas pela degradação de habitats (FULLER et al. 1999, SIMBERLOFF 2003). Embora ainda insuficientemente entendido, o interesse pelo tema vem aumentando, alcançando os debates acadêmicos relacionados a ecologia de comunidades e populações, servindo de modelo ou mesmo de exemplo empírico para o estudo e aprimoramento teórico destas disciplinas. Atualmente busca-se, nos processos de introdução e estabelecimento de espécies, o entendimento do papel das invasões, migrações, competição e predação na moldagem de populações e comunidades (MACK et al. 2000, SHEA & CHESSON 2002).

Os processos de introdução de espécies de peixes e sua integração em novas ictiocenoses são caracterizados por grande complexidade, envolvendo, entre outros aspectos, os sociais, ambientais e ecológicos, estando seus problemas longe de uma solução racional ou de um efetivo controle (PARKER et al. 1999, SIMBERLOFF 2003). No Brasil, isto é agravado pela escassez de informações que, se disponíveis, permitiriam, por um lado, o entendimento dos processos e, por outro, o embasamento de instrumentos legais e de conscientização popular.

Os problemas com a introdução de espécies caminham sem solução, mesmo em países com maior grau de desenvolvimento e conscientização sobre o tema, como os EUA, a Austrália e países europeus. Entretanto, as discussões nestes países estão centradas em métodos para a erradicação destas espécies (МАСК et al. 2000), dado que os problemas históricos, sua avaliação por estudos específicos e a difusão da informação levaram a sociedade a consolidar a noção dos riscos.

A cultura do não monitoramento e a decorrente escassez de dados, aliada a divulgação de benefícios econômicos, até agora comprovados apenas para os produtores de alevinos, levou a uma situação distinta na América do Sul, onde, movidos menos pelos dados disponíveis e mais pelo princípio da precaução (RAMOS et al. 2004), a ênfase conservacionista é ainda centrada na luta pela não introdução. A banalização das introduções de espécies tornou-se tão evidente que os atores nela envolvidos são os mais diversos, incluindo políticos, associações de pesca, pescadores esportivos, aqüicultores, órgãos governamentais e aquarofilistas, entre outros. A América do Sul, a despeito de sua megadiversidade, especialmente de peixes, é o continente que recebeu mais espécies (WELCOMME 1988, AGOSTINHO & JÚLIO JR. 1996). Outro paradoxo é que este continente foi também o que mais contribuiu com o número total de espécies introduzidas na América do Norte (32%, FULLER et al. 1999).

Este capítulo tem como objetivo revisar alguns tópicos teóricos e conceituais da introdução de espécies e discutir o estado da arte em ambientes continentais do Brasil.

Aspectos operacionais e conceituais da introdução de espécies

Dada a complexidade e a escassez de informações é, ainda, difícil realizar predições acuradas acerca dos efeitos de uma introdução sobre a biota. Recentemente alguns modelos gerais foram propostos e desenvolvidos (ver MOYLE & LIGHT 1996, KOLAR & LODGE 2001), mas que certamente requererão certo tempo até que adquiram efetividade pragmática.

Baseando-se principalmente no histórico da atividade, sabe-se que a maioria das espécies introduzidas falhou no seu estabelecimento (MOYLE & LIGHT 1996). O insucesso de uma espécie em se estabelecer no novo ambiente está ligado a resistências de natureza ecológica, ou seja, à pressão da comunidade residente (ex: predação, competição, doenças, parasitas, disponibilidade de presas), à resistência ambiental (ex: condições físicas e químicas, abrigos, locais de desova) e aquelas inerentes às características da introdução (ex.: baixo esforço, estratégias da espécie) (SHEA & CHESSON 2002, AGOSTINHO et al. 2004).

Após o estabelecimento de uma espécie alienígena, sua integração na comunidade só será efetiva com alterações na abundância, nicho, comportamento e fisiologia, tanto de elementos desta comunidade como no próprio estoque introduzido. Os raros efeitos positivos desta integração se restringem aos aspectos econômicos

(pesca e aquíicultura). De fato, a regra tem sido a ocorrência de múltiplos efeitos negativos, com farta documentação de custos de natureza social, econômica e ambiental (ZARET & PAINE 1973, KAUFMAN 1992, MCKAYE et al. 1995, AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, HOWARD & HARLEY 1998, DARRIGRAN 2002, LATINI & PETRERE JR. 2004).

Mesmo com a assinatura e promulgação da Convenção da Biodiversidade, pela qual o país se compromete a combater a introdução de espécies e controlar ou erradicar aquelas já introduzidas, ou com a existência de leis sobre a criminalidade da ação sem o controle do Estado, as introduções continuam, seja de forma clandestina, seja por equívocos, acidentes ou interpretações propositadamente tendenciosas da legislação. Em relação a este último tópico, contribui a profusão e imprecisão dada aos termos e conceitos associados ao tema (exótica, alóctone, alienígena, não-nativa, importada, transferida, translocada, transportada, detectada, estabelecida, naturalizada, invasora), permitindo interpretações distintas para um mesmo termo, conforme a conveniência. Isto deixa claro que as semelhanças e diferenças nestes termos não é meramente uma questão de semântica, mas uma necessidade face às demandas na regulamentação e gestão dos usos de recursos aquáticos do país.

Um exemplo emblemático dessa situação é a distinção que durante muito tempo se fez entre espécies alóctones e exóticas, interessante do ponto de vista biogeográfico, mas evidentemente sem o significado de maior impacto que se quer atribuir para as últimas. A experiência tida com a introdução do tucunaré a partir da bacia Amazônica em outras bacias da América do Sul mostram, pelo menos preliminarmente, que as alóctones são tão ou mais agressivas que as exóticas (GODINHO & FORMAGGIO 1992, SANTOS et al. 1994, AGOSTINHO et al. 2000, LATINI & PETRERE 2004) e que o grau de impacto depende mais das características da espécie que propriamente de sua origem. Como exemplo, as espécies estabelecidas mais abundantes na bacia do rio Paraná são as alóctones oriundas da Amazônia (curvina e tucunaré).

O estabelecimento de diretrizes para o uso de águas públicas no cultivo de peixes, especialmente a aquíicultura em tanques redes, tem deparado com situações em que a espécie não-nativa demandada pelos aquícultores já está presente no corpo d'água. Os documentos legais prevêm a possibilidade de cultivo de espécies não-nativas desde que esta se encontre estabelecida no ambiente. O fato das espécies introduzidas serem, em princípio, uma forma de poluição biológica, cujo impacto relaciona-se também a sua densidade, torna questionável este preceito legal. Entretanto, o mais preocupante é a interpretação dada por usuários e referendada por órgãos públicos de fomento à atividade acerca do significado de espécie estabelecida, confundida propositadamente com espécie presente ou detectada no ambiente.

Uma espécie introduzida, para que seja considerada estabelecida, deve apresentar uma ou mais populações auto-sustentáveis, aptas a completar o seu ciclo de vida no novo ambiente (reprodução e recrutamento). Esta definição, baseada em WILLIAMSON & FITTER (1996) e VERMEIJ (1996), é extremamente oportuna pelas suas implicações operacionais. Como dela se depreende, mesmo com o registro de in-

divíduos em atividade de desova no ambiente natural e a presença de ninhos ou alevinos, não se pode assegurar que a espécie tenha se estabelecido. No primeiro caso, desovas podem estar ocorrendo, porém sem viabilidade de desenvolvimento das larvas e alevinos. No último, os alevinos podem ser oriundos de escapes constantes de ambientes artificiais, como estação de piscicultura, pesque e pague, etc. Então, para uma identificação segura do *status* de estabelecida a uma espécie não-nativa em um dado ambiente é necessária a constatação inequívoca do ingresso de novos indivíduos ao contingente populacional a partir daqueles presentes no corpo de água, ou seja, que os recrutas tenham sua origem em estoques parentais soltos no ambiente. Neste caso, a detecção de uma espécie num corpo d'água não é informativa e não deve ser considerada no processo decisório acerca do uso de espécies não-nativas em cultivos, especialmente em tanques redes, onde a ocorrência de escapes é fato universal (BEVERIDGE 1984, 1987). Além disso, como mencionado anteriormente, mesmo o fato de uma espécie estar local ou amplamente estabelecida não significa que novos aportes, deliberada ou acidentalmente, possam ser ignorados, visto que o grau de impacto de uma dada espécie introduzida sobre a biota local está intimamente relacionado a aspectos de sua demografia.

Para uma melhor contextualização destas definições, é oportuno o entendimento dos processos envolvidos em uma introdução. Vale destacar que, até o estágio de estabelecimento efetivo, os indivíduos de uma espécie são obrigados a superar diversas etapas e barreiras ambientais, que compreendem, basicamente (I) o transporte, (II) a chegada, (III) o estabelecimento, (IV) a integração e (V) proliferação e dispersão (MOYLE & LIGHT 1996, VERMEIJ 1996, COLAUTTI & MACISAAC 2004).

Assim, para superar a primeira fase (fase I), a espécie, selecionada a partir de um "pool" de espécies de uma dada região, é capturada e transportada para uma bacia hidrográfica diferente. Neste caso, o sucesso depende dos procedimentos de captura e transporte utilizados pelo homem, podendo já nesta fase, o empreendimento ser mal sucedido. Nas duas fases subseqüentes (fases II e III), a espécie deve superar as resistências ambientais (abióticas, bióticas e demográficas) já descritas anteriormente. A habilidade dos indivíduos em responder a todas estas restrições determinará seu sucesso na invasão, colonização e estabelecimento no ambiente (SHEA & CHESSON 2002). Com isso, não é surpreendente que a maioria das espécies introduzidas falhe em se estabelecer no novo ambiente. Todavia, se uma dada espécie ultrapassa estes obstáculos, ela deverá vencer ainda o desafio de se integrar à comunidade nativa fase (IV). Nesta etapa, a espécie deve interagir com as comunidades locais através de mudanças comportamentais e alterações de nicho, promovendo alterações nestas comunidades e no ambiente, de maneira a assegurar sua existência em longo prazo. A fase IV é subdividida por COLAUTTI & MACISAAC (2004) em duas subfases, uma compreendendo situações em que a espécie encontra-se espacialmente disseminada (IVa), e outra em que ela é localmente dominante (IVb). Na fase V a espécie pode ser considerada disseminada e abundante em toda a bacia. Na bacia do rio Paraná,

apenas a curvina (*Plagioscion squamosissimus*) e o tucunaré (*Cichla monoculus*) se enquadram perfeitamente nesta categoria.

De acordo com este modelo conceitual, termos como espécies alienígenas, alóctone, exótica, importada, introduzida, detectada, não-indígena, não-nativa, transferida, translocada, transplantada e transportada podem ser utilizadas num sentido amplo a qualquer fase do processo (I-V), não servindo, entretanto, para nortear decisões acerca de novas introduções. Já os termos estabelecida ou naturalizada devem estar restritos à fase III-V, enquanto que o termo espécie invasora, não restrito a espécie alienígena, pressupõem que o processo de instalação da espécie encontre-se nas fases IVb e V. Já a distinção entre espécies introduzidas espacialmente disseminadas (IVa) e localmente abundantes (IVb) tem importância fundamental na definição do status da espécie com vistas ao manejo e gestão ambiental, visto que a espécie pode ser bem sucedida na colonização de alguns trechos da bacia hidrográfica, onde pode dominar as comunidades, porém não se estabelecer no restante. Por outro lado, pode apresentar uma alta capacidade de dispersão na bacia, porém jamais se tornar dominante.

Com isso tudo, fica claro que as tomadas de decisões no âmbito político, legislativo e executivo, quanto à utilização e manejo de recursos aquáticos envolvendo espécies introduzidas, poderiam causar conseqüências menos impactantes se a informação contida nestes conceitos fosse utilizada de forma apropriada.

Fontes de introdução

Embora a dispersão de espécies para novas bacias ocorra também de forma natural através de fenômenos geo-hidrológicos, neste tópico serão tratados apenas aquelas veiculadas por ações antropogênicas, decorrentes de solturas deliberadas ou escapes de ambientes confinados.

Nas introduções deliberadas as solturas decorrem de (I) programas de estocagem visando melhorias na pesca, (II) controle biológico de pragas, (III) motivações culturais ou sentimentais.

A estocagem de espécies não-nativas foi a principal estratégia de manejo utilizada pelo setor hidrelétrico até o final da década de 1980, paradoxalmente, sobre recomendação dos órgãos responsáveis pelo ordenamento pesqueiro e conservação dos recursos. Tilápias, carpas, black bass, truta arco-íris e muitas outras espécies foram amplamente estocadas. Apesar do esforço neste processo ter sido considerável, pois muitas estações de piscicultura foram construídas e as estocagens eram realizadas periodicamente, em raras ocasiões observou-se incremento na pesca, mesmo com o estabelecimento das populações (VIEIRA & POMPEU 2001).

As introduções realizadas para controle biológico envolveram *Gambusia*, *Betta* e outros peixes pequenos (controlar larvas de mosquitos), carpa capim (controlar

macrófitas aquáticas), tucunarés (controle de piranhas ou combate ao nanismo em tilápias), entre outras. Não há evidências de que este esforço tenha alcançado seus objetivos.

A motivação sentimental é frequentemente alegada para a soltura de peixes no ambiente, especialmente pelos adeptos da aquariofilia. A facilidade de se conseguir espécies de todo o mundo é o aspecto mais inquietante, já que para se conseguir espécimes exóticos e alóctones, basta ir a uma loja especializada em aquarismo. Quando, por motivos diversos, o aquariofilista precisa se desfazer do animal e não quer sacrificá-lo, libera-o no corpo de água mais próximo. Motivação similar leva também o pescador amador ou esportivo a massivas solturas de remanescentes de iscas vivas ao final das pescarias. Várias espécies atualmente presentes no rio Iguaçu, uma bacia caracterizada por altas taxas de endemismo, e outras do sul-sudeste, parecem ter chegado na área por este meio.

Os escapes de ambientes confinados, embora considerados como introdução acidental, são, na maioria das vezes, frutos da displicência do produtor. Esta é a principal forma de introdução de espécies em todo o mundo, com destaque para aqueles de estações de aquíicultura (WELCOMME 1988). Intensamente fomentada pelo governo, não houve a preocupação explícita com a segurança no confinamento, nos aspectos sanitários da maioria das instalações e, principalmente, com um investimento maior no desenvolvimento de tecnologias de cultivo de espécies nativas (AGOSTINHO et al. 2000). Assim, foram construídos no país milhares de tanques para a criação de peixes, em condições irregulares, instalados frequentemente em áreas de preservação permanente, captando ou desviando a água de rios, ou mesmo barrando-os. A proximidade dos tanques com o corpo d'água principal é uma constante porta de entrada para espécies não-nativas, já que é comum o transbordamento destes rios durante as cheias, o afogamento dos lagos e a subsequente liberação de peixes. Por exemplo, na bacia do rio Paranapanema, ORSI & AGOSTINHO (1999) estimaram um escape de mais de um milhão de peixes (11 espécies, sendo 10 não-nativas) a partir de tanques de aquíicultura, depois da cheia de 1997.

Os “pesque e pagues”, que proliferaram na metade final da década de 1990, pelas suas localizações e o manejo praticado, representam ameaça ainda maior. Eles têm sido responsabilizados pela profusão de espécies não-nativas em pequenos cursos d'água do sudeste-sul (FERNANDES et al. 2003). É prática comum o esvaziamento de lagoas artificiais e o lançamento de grande quantidade de juvenis de espécies que se reproduzem em confinamento ou formas adultas de outras, nos corpos de água contíguos.

Recentemente, com a criação da Secretaria Especial da Pesca, o fomento ao cultivo de espécies exóticas ou alóctones em tanques redes em áreas de domínio público tende a elevar os riscos de contaminação biológica. Os escapes de peixes dos tanques-redes são inevitáveis, visto que suas malhas são altamente susceptíveis a danos provocados por vendavais, predadores e objetos flutuantes.

Outra fonte de escapes de espécies não-nativas para os corpos de água deve ser o intenso tráfego de peixes vivos (alevinos ou peixes adultos), tanto para abastecer produtores como estabelecimento de pesque-pagues. É estratégia comum a troca de água entre os tanques de transporte e os corpos de água naturais durante tais deslocamentos.

Ressalta-se que, qualquer das formas de soltura de peixes podem trazer junto outros organismos, incluindo parasitas e patógenos.

A contaminação de águas interiores no Brasil

Talvez o maior problema para países da América Latina seja a banalização da prática, com o Brasil ocupando destaque no número e quantidade de espécies introduzidas (AGOSTINHO & JULIO JR. 1996). Tal banalização tem seu ápice no apoio e fomento concedido por órgãos oficiais nacionais e internacionais, que postularam a introdução de espécies não-nativas como uma das principais ferramentas de manejo de recursos aquáticos, basicamente na tentativa de maximizar a produção de pescado e derivados (ver, por exemplo, as recomendações de SUGUNAN (1997), ver discussão de PÉREZ et al. (2003)).

Como resultado, os levantamentos atuais da ictiofauna em rios brasileiros, a exemplo daqueles em outras partes do mundo, revelam a raridade de comunidades exclusivamente nativas nas águas interiores.

Um importante agravante tem sido a ocorrência conjunta de introdução de espécies e outras fontes de impactos antrópicas, em especial a destruição de habitats e a poluição (MOYLE & LIGHT 1996, DUKES & MOONEY 1999, GUREVITCH & PADILLA 2004). A ocorrência destes fenômenos pode amplificar os efeitos de uma introdução, por desestabilizar substancialmente as comunidades receptoras, deixando-as mais vulneráveis às invasões. Exemplo ilustrativo tem sido a construção de reservatórios por todo país, que alteram drasticamente diversos componentes bióticos e abióticos dos sistemas fluviais (AGOSTINHO et al. 1994, AGOSTINHO et al. 1999). Muitas espécies de moluscos, macrófitas aquáticas e principalmente peixes, foram introduzidas nestes sistemas acidentalmente ou deliberadamente invadindo-os e estabelecendo populações viáveis.

Com relação aos peixes, um inventário realizado em 70 reservatórios das bacias do rio São Francisco, rio Paraná e bacias do Leste e Sul, demonstra que quase 90% deles apresentaram pelo menos uma espécie introduzida, sendo as mais frequentes as carpas, tilápias, bagre-africano, tambaqui, tucunaré, corvina, dentre muitas outras (AGOSTINHO et al., no prelo). Considerando a bacia do rio Paraná, a mais modificada por represamentos hidrelétricos, a participação das espécies não-nativas na pesca experimental foi superior a 40% nos reservatórios do rio Tiete; 30% nos do rio Grande, 10% no Paranapanema e 10% naqueles da calha do rio Paraná¹. Vale

¹A. A. AGOSTINHO, dados não publicados

destacar ainda que, em muitos destes sistemas, os impactos dos reservatórios e a presença destas espécies foram tão significativos que mudaram a vida das comunidades ribeirinhas e alteraram sistemas sociais de produção (AGOSTINHO et al. 1994, PETRERE JR. et al. 2002).

Considerações gerais

No Brasil, em vista do estágio em que se encontra toda a problemática das introduções de espécies, alguns estudos poderiam auxiliar no entendimento do processo de chegada, interações e estabelecimento. Como sugestão, os estudos ecológicos atuais envolvendo espécies não-nativas deveriam priorizar aspectos básicos como (I) determinar os fatores ligados às espécies residentes, à invasora e ao ambiente, que tornam uma espécie não-nativa apta ao estabelecimento, o que subsidiaria predições futuras acerca da dispersão ou de novas introduções; (II) explorar a natureza da biota doadora, a rota utilizada na introdução e a possibilidade de novas introduções a partir dela, que possibilitem a previsão de novas introduções e o seu controle; (III) determinar os impactos das espécies não-nativas sobre a biota residente, nos diferentes níveis organizacionais (indivíduo, população, comunidade e ecossistema); (IV) determinar os efeitos positivos e negativos decorrentes das introduções nas diferentes esferas sociais, em diferentes escalas temporais; (V) desenvolver tecnologias de cultivo com espécies nativas, como forma de desencorajar o uso de espécies não-nativas.

Por fim, diante da perspectiva desastrosa, as introduções, por uma questão de precaução, devem ser sempre evitadas. O tratamento a ser dado às espécies não-nativas nos processos decisórios acerca de introduções deve seguir o que preconiza SIMBERLOFF (2003), ou seja, a abordagem que as considera inocentes até que se provem culpadas deve-se substituída urgentemente pela de culpadas até que se provem inocentes. Como o uso de espécies não-nativas no Brasil tem sido motivado por ambições econômicas e político-eleitorais, desconsiderando os custos sócio-culturais-ambientais que podem apresentar, o caminho para esta postura deverá ainda ser longo.

Referências

- AGOSTINHO, A. A., & JULIO JR., H. F. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*. 21:36-44.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., & LATINI, J. D. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciencia*. 29:334-338.

- AGOSTINHO, A. A., JULIO JR., H. F., & PETRERE JR., M. 1994. Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries, pp. 171–184. In: I. G. Cowx (Ed.) *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- AGOSTINHO, A. A., MIRANDA, L. E., BINI, L. M., GOMES, L. C., THOMAZ, S. M., & SUZUKI, H. I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: J. G. TUNDISI & M. STRASKABA (eds) *Theoretical reservoir ecology and its application*. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. pp. 227–265.
- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO JR, H. F. & TORLONI, C. E. 2000. *Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese*. Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura, Piracicaba-SP, p.59–75.
- BEVERIDGE, M. C. M. 1984. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fish. Tech. Pap.* (255):131p.
- BEVERIDGE, M. C. M. 1987. *Cage aquaculture*. Oxford, Fishing News Books. 352p.
- COLAUTTI, R. I. & MACISAAC, H. J. 2004. A neutral terminology to define invasive species. *Diversity and Distributions*. **10**(2):135–141.
- DARRIGRAN, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions*. 4:145–156.
- DUKES, J. S. & MOONEY, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*. **14**(4):135–139.
- FERNANDES, R., GOMES, L. C., AGOSTINHO, A. A. 2003. Pesque pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? *Acta Scientiarum*. **25**(1):115–120.
- FULLER, P. L., NICO, L. G., & WILLIAMS, J. D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. *American Fisheries Society*. Special Publication. Bethesda - Maryland.
- GODINHO, A. L. & FORMAGGIO, P. S. 1992. *Efeitos da introdução de Cichla ocellaris e Pigeoncentrus sp. sobre a comunidade de peixes da lagoa Don Helvécio, MG*. Encontro Anual de Aqüicultura de Minas Gerais 10:83–102.
- GUREVITCH, J. & PADILLA, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*. 19:470–474.
- HOWARD, G. W. & HARLEY, K. L. S. 1998. How do floating aquatic weeds affect wetland conservation and development? How can these effects be minimized? *Wetlands Ecology and Management*. 5:215–225.
- KAUFFMAN, L. 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lesson of lake Victoria. *Bioscience*. 42:846–858.
- KOLAR, C. S. & LODGE, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*. **16**(4):199–204.

- LATINI, A. O. & PETRERE JR., M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management & Ecology*. 11:71–79.
- MACK, R., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, M., EVANS, H., CLOUT, M., & BAZZAZ, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*. 10:689–710.
- McKAYE, K. R., RYAN, J. D., STAUFFER JR., J. R., PEREZ, L. J. L., VEGA, G. I., & BERGHE, E. P. V. D. 1995. African tilapia in lake Nicaragua. *Bioscience*. 45:406–411.
- MOYLE, P. B. & LIGHT, T. 1996. Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*. 78:149–161.
- ORSI, M. L. & AGOSTINHO, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 6(2):557–560.
- PARKER, I. M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, M., GOODELL, K., WONHAM, M., KAREIVA, P. M., WILLIAMSON, M. H., VON HOLLE, B., MOYLE, P. B., BYERS, J. E., & GOLDWASSER, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*. 1:3–19.
- PÉREZ, J. E., ALFONSI, C., NIRCHIO, M., MUÑOZ, C., & GÓMEZ, J. A. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem. *Interciencia*. 28:234–238.
- PETRERE JR., M., AGOSTINHO, A. A., OKADA, E. K. & JULIO JR., H. F. 2002. Review of the Fisheries in the Brazilian Portion of the Paraná/Pantanal basin. In: I. COWX (Ed.) *Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries*. Fishing News Books, London. p.123–143
- RAMOS, L. A., ROSÁRIO, D. A. P., & MARCHESAN, A. M. M. 2004. *A proteção à fauna e à biodiversidade: o princípio da prevenção e os possíveis efeitos nocivos decorrentes da introdução e criação de tilápias e bagre-do-canal ("catfish")*. 8º Congresso Nacional de Direito Ambiental, pp. 467–486.
- RODRÍGUEZ, J. P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation*. 10:1983–1996.
- SANTOS, G. B. & MAIA-BARBOSA, P. M., VIEIRA, F. & LÓPES, C. M. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: PINTO-COELHO, R. M., GIANI, A. & VON SPERLING, E. (eds.) *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais*. Belo Horizonte: SEGRAC, pp 115–132.
- SHEA, K., & CHESSON, P. 2002. Community ecology as framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 17:170–176.

- SIMBERLOFF, D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*. 5:179–192.
- SUGUNAN, V. V. 1997. *Fisheries management of small water bodies in seven countries in Africa, Asia and Latin America*. 149p. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- VERMEIJ, G. J. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation*. 78:3–9.
- VIEIRA, F. & POMPEU, P.S. 2001. Peixamentos: uma alternativa eficiente? *Ciência Hoje*. 30(175):28–33.
- WELCOMME, R. L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO, *Fish. Tec. Papers*. 294:315pp
- WILLIAMSON, M. H., & FITTER, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*. 78:163–170.
- ZARET, T. M., & PAINE, R. T. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science*. 182:449–455.