

OS IMPACTOS DAS INTRODUÇÕES DE ESPÉCIES EXÓTICAS EM SISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Casimiro², A.C.R.; Ashikaga, F.Y.²; Kurchevski, G¹.; Almeida, F.S.¹ & Orsi^{1,2}, M.L.

¹Departamento de Biologia Geral, Centro de Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina (UEL);

²Universidade Estadual Paulista. UNESP – Botucatu.

E-mail: orsi@uel.br

Conceitos básicos de bioinvasão

O estudo das chamadas espécies invasoras e suas conseqüências ao ambiente tem aumentado em importância e aceitação entre os pesquisadores e representa um importante reforço aos estudos de preservação ambiental. Pesquisas confirmam que os riscos oferecidos por estes organismos não nativos são diferentes, podendo até culminar com a exclusão das espécies nativas (Latini & Petrere Jr., 2004; Pimentel, 2005; Bøhn *et. al*, 2008; Brewer, 2008; Pelicice & Agostinho, 2008; Schleier III *et. al*, 2008). Associado a este fator, muitos prejuízos são causados à sociedade (econômico, social e ambiental) devido a conseqüências diretas ou indiretas da introdução destes organismos invasores (Pimentel, 2005).

A chegada de espécies a diferentes regiões antes não ocupadas pelas mesmas é um fenômeno antigo e ocorre de forma natural desde o início da vida na terra. Desta forma, possibilita a reestruturação biológica de novos ambientes podendo contribuir de forma positiva ou negativa para reorganização de um sistema. No entanto, este fenômeno biológico era por característica bastante lento e esporádico, limitado fisicamente por barreiras geográficas bastante expressivas, que atuavam como um escudo de proteção e que deixam de existir em um ritmo nunca antes observado (Zenni & Dechoum, 2008).

Os primeiros processos de colonização e migração humana para os diferentes continentes, há mais de 100 mil anos (McNeely, 2001), foram o princípio da transposição das barreiras geográficas e introdução de espécies em regiões fora de sua distribuição original (Elton, 1958). Durante o desenvolvimento da sociedade humana este ritmo tomou proporções cada vez maiores e o recente processo de globalização acelerou ainda mais a dispersão das espécies. Com as exportações agrícolas, comércio

de animais, controle biológico, manipulação de ecossistemas, recreação e mesmo introduções acidentais, houve grande incremento do movimento de espécies que alcançou no século passado, níveis sem precedentes (Moyle & Ellsworth, 2004). Segundo Van Driesche & Van Driesche (2000) a entrada de novas espécies no arquipélago do Havaí, no Oceano Pacífico ocorria entre ciclos de 5.000 a 70.000 mil anos, dependendo de variações climáticas e geológicas naturais. Porém com a chegada dos primeiros humanos à ilha (aproximadamente 2.000 anos atrás) essa frequência passou para uma nova espécie a cada 8 meses, um aumento de 2.500 a 35.000 vezes na taxa natural de introdução e considerando que essa taxa foi maior nos últimos 200 anos torna ainda mais grave a influência da civilização nas características naturais da Ilha.

Dessa forma, a introdução de espécies constitui um grande problema para a ecologia dos ecossistemas, afetando os principais tipos de interações populacionais como: predação, competição, herbivoria, parasitismo e mutualismo (FULLER *et al.*, 1999), mas problemas relacionados ao registro de entrada de organismos que ocorreram no passado torna improvável a correta caracterização de várias espécies.

Para designar espécies introduzidas são utilizados termos tais como i) espécies não indígenas (ENI), ii) alienígenas, iii) não nativas, iv) estrangeiras, v) exóticas, vi) transplantadas, e vii) alóctones. Entretanto, dependendo da zona geográfica de origem da espécie, dois tipos de termos são reconhecidos: exótico, para designar os organismos provenientes de outro país, e transplantado (Fuller *et al.*, 1999) ou alóctone (Agostinho e Júlio Jr, 1996), que se refere aos organismos deslocados de sua zona geográfica nativa, dentro do mesmo país (Shafland & Lewis, 1984; Fuller *et al.*, 1999; Richardson *et al.*, 2000).

No entendimento deste artigo os equívocos a respeito dos termos introduzida e invasora são frequentes e a diferença está relacionada diretamente com o processo de estabelecimento, uma espécie introduzida pode ou não se tornar invasora.

Assim, algumas espécies não se estabelecem, isto é, falham na invasão, e sua população pode extinguir-se (I), permanecer latente (II), até que ocorra alguma mudança favorável nas condições ambientais vigentes, ou por repetidas introduções (pressão de propágulo), tornando-se abundantes, e ainda podem existir algumas espécies que são introduzidas e rapidamente tornam-se bem sucedidas no novo ambiente (III). Como resultado deste último, a espécie invasora modifica as características originais da comunidade, geralmente excluindo de espécies nativas, tanto por competição como por

predação. Este processo traz como conseqüência o fenômeno chamado homogeneização biótica, que se refere ao incremento da similaridade entre as biotas (Mack *et al.*, 2000).

De acordo com a IUCN espécies invasoras são “animais, plantas ou qualquer outro organismo introduzido pelo homem em áreas fora de sua distribuição natural, onde elas se tornam estabelecidas e capazes de se dispersar, gerando impactos negativos ao ecossistema e espécies locais” (IUCN, 2009). Não levando em consideração espécies que permaneçam em latência, pois a priori, não representariam um problema.

A homogeneização biótica resulta em diminuição da diversidade das comunidades 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 & Petrere Jr., 2004). Exemplificando para peixes neotropicais, a introdução de piscívoros tais como *Cichla monoculus*, *Astronotus ocellatus*, *Pygocentrus nattereri* e *Plagioscion squamosissimus* em lagos da bacia do rio Doce, Brasil, reduziu a riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (Latini & Petrere Jr., 2004). Zaret e Paine (1973) e Carvalho *et al.* (2005) também mostram que a introdução de espécies do gênero *Cichla* e *Plagioscion* têm conseqüências negativas sobre a estrutura da comunidade, e causam homogeneização biótica.

Um importante fator a ser considerado é que as espécies não indígenas, uma vez estabelecidas em ambiente aquático, se tornam permanentes e sua erradicação pouco provável (Pérez *et al.*, 1997).

No entanto, o processo de introdução e estabelecimento tem demonstrado ser bastante variável e dependente de uma série de fatores ambientais (bióticos e abióticos) e da capacidade adaptativa dos diferentes organismos. O que deve ser considerado é que toda espécie introduzida é potencialmente invasora, mas nem toda espécie invasora é introduzida. Por esse motivo, é importante saber a diferença entre uma espécie introduzida (espécie não indígena - ENI) e uma invasora. A possibilidade de que uma ENI se torne invasora depende de suas características fisiológicas e ecológicas para se aclimatar e se ajustar ao novo ambiente.

Degradação ambiental

O Brasil, com extensão territorial superior a oito milhões de km², é um país privilegiado em recursos hídricos com cerca de 20% da água doce mundial e a maior

das bacias hidrográficas (Amazônica). É mundialmente reconhecido pela sua importante biodiversidade, possuindo mais de 3.000 espécies de peixes. O planejamento não coerente da utilização deste recurso, compromete a integridade destes importantes rios e de toda comunidade a ele relacionada. Muitas dessas espécies, cerca de 20%, migram e não recebem a atenção merecida quanto à preservação e manutenção (Martins & Tamada, 2000).

Sendo assim, a construção de barragens é considerada como uma das principais formas de interferência humana no regime hídrico natural. As alterações resultantes do processo de modificação do ambiente são catastróficas para muitas espécies de peixes, principalmente para as espécies migratórias dependentes de águas caudalosas (Woynarovich, 1991; Agostinho *et al.*, 2007). O ambiente originalmente lótico se transforma em ambiente lêntico, fato que altera completamente características limnológicas do rio (temperatura, oxigenação, turbeis, sedimentação, química da água e do solo) e o fluxo de energia. Tais condições podem ser limitantes para as espécies de peixes típicas de rios, já que a drástica mudança no ambiente impede o ciclo de vida original, modificando a diversidade e composição das espécies no vetor espaço-temporal (Agostinho *et al.* 2007).

No Brasil existem mais de 720 reservatórios de água no Brasil, variando de 1 ha a 2.250 Km² de área alagada, no entanto 510 (77%) foram classificados como “grandes” reservatórios possuindo altura de barragem superior a 15 metros, destes 247 (37%) são destinados prioritariamente para produção de energia elétrica. A bacia do Rio Paraná concentra 47% das áreas alagadas por todos os reservatórios brasileiros. Além disso, esta bacia sofre alto grau de degradação devido a outras atividades antrópicas (agricultura, tanques redes, pesca profissional, etc.), o que auxilia e explica a redução do estoque pesqueiro nesta região.

Toda esta perturbação no ambiente reduz resistência ecológica aos organismos invasores. O processo de degradação além de prejudicar o recrutamento de novos organismos nativos também cria novas oportunidades para o estabelecimento de espécies invasoras (Richardson *et al.*, 2000). A invasibilidade de uma região consiste em saber quais de suas propriedades intrínsecas podem afetar ou não o estabelecimento e principalmente a sobrevivência das espécies não indígenas_ENIs (Lonsdale, 1999)

Brown & Lomolino (1998) caracterizaram as principais causas da diminuição da diversidade em ambientes aquáticos: destruição de habitats ocorreu em 49% dos casos, introduções de espécies exóticas 35%, pesca predatória 13% e demais fatores 3%.

Também é de salientar que a crescente diminuição de algumas espécies (principalmente migradoras) causam um problema social substancial, pois elas têm alto valor comercial e representam uma importante fonte de renda aos ribeirinhos. Neste contexto, atividades de cultivo, apoiadas no intuito de utilização de um recurso disponível (reservatórios) e na criação de emprego para a comunidade ribeirinha, aumentam, fazendo com que a degradação seja irreversível.

Introduções de espécies não indígenas (ENIs) ou espécies exóticas

A introdução de organismos exóticos ou alóctones é proibida por lei pela Portaria n.º 145-N, de 29 de outubro de 1998, editada pelo IBAMA que dispõe sobre: “estabelecer normas para a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aqüicultura, excluindo-se as espécies animais ornamentais” (art. 1º). Tratando especificadamente da “introdução” de peixes, o art. 3º da referida Portaria que dispõe: “Fica proibida a introdução de espécies de peixes de água doce, bem como de macrófitas de água doce”. Mas a ineficácia e o despreparo dos órgãos de fiscalização para coibir isto são evidentes (Agostinho *et al.*, 2007).

As introduções podem ocorrer basicamente de duas formas: Intencional – quando fica configurada a intenção de soltura, ou Acidental – quando a introdução vem através escapes, transporte não intencional, entre outros.

Segundo Fuller *et al* (1999), cerca de 536 espécies de peixes foram introduzidas em águas continentais nos Estados Unidos, com 280 (52,2%) caracterizadas como estabelecidas e 22 (4%) possivelmente estabelecidas. Quase metade destas foram introduzidas pela pesca esportiva, trazendo danos irreversíveis as biotas atingidas através de interações de predação, competição, hibridização e mudanças no ambiente. Os mesmos autores mencionam uma pequena parte destas introduções sendo realizadas por atividades de controle biológico, porém ressaltam o grande risco a biodiversidade local promovida pela mesma. Outras atividades como liberação de peixes de aquário e de iscas vivas remanescentes de atividade de pesca esportiva também são categorias consideradas de grande relevância. Muitos destes organismos introduzidos podem conter importantes patógenos, fases larvais de crustáceos e moluscos causando também efeitos catastróficos na região atingida.

A aqüicultura é considerada mundialmente uma importante fonte de produção de proteína e de renda, porém é também a principal responsável pela introdução de peixes, principalmente em países em desenvolvimento (Casal, 2006). Em dados publicados no FISHBASE existem 3072 registros de introduções de peixes em águas continentais e marinhas, no entanto, mais de 40% são espécies de água doce e em sua maioria realizadas pela atividade de aqüicultura (Casal, 2006 e Vitule *et al.*, 2009).

No Brasil, apesar de não estar tão bem elucidado, estas atividades também representam um risco importante a ictiofauna nativa. Muitos pesquisadores brasileiros têm detectado a introdução de indivíduos do gênero *Cichla* em vários reservatórios nacionais e internacionais (Zanet & Paine, 1973; Orsi & Agostinho 1999; Latini & Petreire Jr., 2004; Kullander & Ferreira, 2006; Pelicice & Agostinho *et al.*, 2008). Essa condição se agrava ainda mais por estes peixes serem alvo preferencial de pescadores esportivos, associado ao desconhecimento da grande maioria da população dos reais fatores envolvidos na introdução de organismos em ecossistemas aquáticos, o que acaba por motivar introduções clandestinas (Agostinho *et al.* 2007).

Atividades de piscicultura e em tanques rede irregulares representam uma importante forma de introdução e pressão de propágulo. Orsi e Agostinho (1999) descrevem que em uma enchente ocorrida no rio Tibagi no ano de 1998 culminou com a destruição de estações de piscicultura irregulares e a soltura acidental de aproximadamente um milhão de alevinos de 11 espécies diferentes. Durante a primavera de 2008 (observação pessoal), após uma tempestade, constatou-se o escape de aproximadamente 150 mil tilápias devido ao tombamento de cerca de 120 tanques, no município de Alvorada do Sul (PR).

Um agravante nessa situação é que espécies de cíclídeos são geralmente consideradas invasoras e atualmente ocupam diversas bacias hidrográficas brasileiras, sendo um fator considerável, principalmente por espécies do gênero *Oreochromis* (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 principal da piscicultura nacional e por isso tem sido introduzida em diversos lagos e reservatórios do país. Além do pouco apoio aos estudos e trabalhos que viabilizam espécies nativas para nossa aqüicultura, os impactos ambientais e sócio-econômicos da introdução da tilápia do Nilo nos ecossistemas aquáticos brasileiros permanece ainda pouco conhecido. Apesar da já haver afirmações dos possíveis

impactos que a mesma trará as nossas águas (Welcomme, 1988; Menescal, 2002; Dias, 2006; Moyle *et al.*, 2003)

Outro grupo de espécies que também é bastante introduzido é o de plantas aquáticas vasculares. Les & Mehrhoff (1999) demonstram diferentes processos de introdução destas em áreas alagadas do sul da Inglaterra: 76% são oriundos de escape de áreas de cultivo, 12% estão relacionados aos processos naturais de dispersão e outros 12 são incertos (provável escape de áreas de cultivo). O mesmo autor ainda cita a água de lastro como uma potencial fonte de introdução não intencional, porém no caso específico várias destas espécies já eram cultivadas no país durante o século 19 com o objetivo de jardinagem ou aquariofilia.

Fica bem claro que a maioria das introduções em águas continentais está diretamente relacionada a interesses humanos, para produção pra consumo ou atividades recreativas (Vitule, 2009).

Atividades de estocagem (repopoamento ou peixamento)

A atividade de peixamento consiste em programas que visam à soltura de peixes reproduzidos em cativeiro ou provenientes de outros sistemas naturais em corpos d'água. Portanto, destinada a “recompor estoques”, devendo ser realizada com metas claras e na solução de problemas específicos. Tal prática quando bem conduzida, pode auxiliar no restabelecimento de populações de interesse, sendo relevantes para a conservação dos recursos aquáticos. Porém, este assunto ainda é considerado bastante controverso devido a várias tentativas fracassadas e os possíveis impactos decorrentes desta atividades (Agostinho *et al.*, 2007).

No Brasil, em geral, os peixamentos são mal elaborados pois utilizam premissas equivocadas, culminando na introdução (na maioria das vezes) de espécies não nativas, soltura de indivíduos de péssima qualidade genética e contaminação dos cursos naturais com patógenos veiculados de forma associada aos alevinos (Agostinho *et al.*, 2007; Vitule, 2009).

Um exemplo (ocorrido entre 1975 a 1997) pode ser diretamente relacionado à antiga concessionária (CESP) responsável pelos repovoamentos das usinas no Rio Paranapanema, que realizou a soltura de milhares de juvenis de espécies nativas e exóticas, sendo estas últimas: *Triphorteus angulatus* (sardela, bacia amazônica), *Hoplias lacerdea* (trairão, bacia amazônica), *Astronotus ocelatus* (apaiari, bacia

amazônica), *Cyprinus carpio* (carpa capim, asiática), *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nylo, africana), *Plagioscion squamosissimus* (corvina de água doce, bacia amazônica) (CESP, 1998). Magalhães *et al.* (2005) citam ainda a contaminação de alguns tanques de criação de *P. squamosissimus* da mesma concessionária por crustáceos (*Macrobrachium amazonicum* e *M. jelskii*) explicando a presença também destas espécies na Represa de UHE Escola Mackenzie, atualmente administrada pela empresa Duke Energy International Paranapanema Generation.

As reais conseqüências decorrentes das introduções são desconhecidas, uma vez que pouco se sabia a respeito da comunidade íctica presente nos reservatórios antes das introduções e quais eram as possíveis interações entre elas.

As ações de introdução de novas espécies em ambientes aquáticos podem e devem ser considerados como crime ambiental, e legalmente tratadas como tal, pois a improvável erradicação desses organismos após se tornarem invasores são prova incontestável.

Os efeitos tanto na questão ambiental, mas também na sócio-econômica são devastadores, e os custos são pagos pela população em geral, que é geralmente mal informada dessas conseqüências. Os órgãos oficiais envolvidos nessa questão, os pesquisadores e a mídia deveriam participar de um plano de divulgação amplo e irrestrito para a conscientização desse problema.

Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO A.A.; GOMES L.C.; PELICICE F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- AGOSTINHO A.A.; JULIO H.F JR. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. Ciência. Hoje 21: 36-44.
- ATTAYDE, J. L., OKUN, N., BRASIL J., MENEZES, R. & MESQUITA P. 2007. 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.
- BØHN T.; AMUNDSEN P.; SPARROW A. 2008. Competitive exclusion after invasion? Biological Invasion., 10:359-368.

- BREWER S. 2008. Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savanas invaded by *Imperata cylindrica*. *Biological Invasion*, 10:1257-1264.
- BROWN, J.H. & M.V. LOMOLINO. 1998. The status of biodiversity. In: *Biogeography* 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, Usa, 691p.
- CARVALHO, E. D. ; BRITTO, S. G. ; ORSI, M. L. (2005) . O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, alto Paraná, Brasil. In: O. Rocha; E. L. G.Espíndola; N. Fenerich-Verani; J. R. Verani; A. C.Rietzler. (Org.). *Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e propostas de manejo*. 1 ed. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, v. 1, p. 253-274.
- CASAL C.M.V. (2006). Global documentation of fish introduction: The growing crisis and recommendation for ation. *Biological Invasion*, 8:3-11.
- CESP (1998). *Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca*. Serie Divulgação e Informação, 220. Companhia Elétrica de São Paulo, Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental. São Paulo, Brasil. 166p.
- COURTENAY, W. R. 1997. 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.
- 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.
- ELTON C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London, RU. 81 pp.
- FISHBASE:http://www.fishbase.org/introductions/InvasiveIntroducedSpecies_table.cfm . Acessado em 20/10/2009.
- FULLER P.L.; NICO L.G.; WILLIAMS J.D. 1999. *Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States*. Special Publication 27. American Fisheries Society, Bethesda, MD, EEUU. 613 pp.
- IBAMA, Portaria no 145-N, de 29 de outubro de 1998. http://200.198.202.145/seap/pdf/legislacao/PortariaIBAMA145_1998.pdf, acessado em 17/12/2008.

- IUCN. 2009. The World Conservation Union – IUCN. In: http://www.iucn.org/about/union/secretariat/offices/iucnmed/iucn_med_programme/species/invasive_species/. Acessado em: 20/10/2009.
- KULLANDER S.O. & FERREIRA E.J.G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with description of nine new species (Teleostey, Cichlidae). *Ichthyology. Explorer. Freshwaters*, Vol. 17, No. 4, pp. 289-398.
- LATINI O.A.; PETRERE M.JR. 2004. Redution of a native fish fauna by alien species: an example from Braslian fresh-water tropical lakes. *Fish Management Ecology* 11(2):71-79.
- LES D.H & MEHRHOFF L.J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern New England: a historical perspective. *Biological Invasion* 1: 281-300.
- LONSDALE W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- MACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE M.W., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control. *Ecology Applaid* 10: 689-710.
- MAGALHÃES C.; BUENO S.L.S.; BOND-BUCK UP G.; VALENTI W.C.; DA SILVA H.L.M.; KIYOHARA F.; MOSSOLIN E.C.; ROCHA S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation*. 14: 1929-1945.
- MCNEELY J. 2001. Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity. *Land Use Water Resourc. Res.* 1: 1-10.
- 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; ELLSSWORTH S. 2004. Alien invaders. Em Moyle P, Kelt D (Eds.) *Essays on wildlife conservation*. <http://marinebio.org/Oceans/Conservation/Moyle>.
- ORSI M.L.; AGOSTINHO A.A. 1999. Introdução de peixes por escape acidental de tanques de cultura em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista. Brasileira de Zoologia*, 16(2):557-560.

- PELICICE M.F.; AGOSTINHO A.A. 2008. Fish fauna destruction after the introduction of non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasion*, vol 11-8. 1789-1801 pp.
- PÉREZ J.E.; GRAZIANI C.A.; NIRCHIO M. 1997. Hasta cuando los exóticos! *Act. Cientif. Venezolana*. 48:127-129.
- PIMENTEL D.; ZUNIGA R.; MORRISON D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52:273-288.
- RAHEL F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288: 854-856.
- RICHARDSON D.M.; PYSEK P.; REJMÁNEK M.G.; BARBOUR F.; PANETTA D.; WEST C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Divers. Distrib* 6: 93-107.
- SCHLEIER III J.J.; SING S.E.; PETERSON R.K.D. 2008. Regional ecological risk assessment for the introduction of *Gambusia affinis* (western mosquitofish) into Montana watersheds. *Biological Invasion*, 10:1277-1287.
- SHAFLAND P.L.; LEWIS W.M. 1984. Terminology associated with introduced organisms. *Fisheries* 9: 17-18.
- SIMBERLOFF D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasion*,5: 179-192.
- TRIGO T.C.; FREITAS T.R.O.; KUNZLER G.; CARDOSO, L.; SILVA J.C.R.; JOHNSON, W.E.; O'BRIEN S. J.; BONATTO S. L.; EIZIRIK E. 2008. Interspecies hybridization among Neotropical cats of the genus *Leopardus*, and evidence for an introgressive hybrid zone between *L. geoffroyi* and *L. tigrinus* in southern Brazil. *Molecular Ecology*, v. 17, p. 4317-4333.
- VAN DRIECHE, J., VAN DRIECHE, R. 2000. *Nature out of place: biological invasions in the global age*. Island Press, Washington, D.C.
- VITULE J.R.S. 2009. Introduções de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários, e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation* 4(2):111-122.
- VITULE J.R.S.; FREIRE C.A.; SIMBERLOFF D. 2009. International introductions of inland aquatic species. *Fish and Fisheries*, 10:98-108.
- WELCOMME, R.L. 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fisheries Technical Paper 294, FAO, Rome, Italy. 318 p.

- WOYNAROVICH E. (1991). The hydroelectric power plants and the fish fauna. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 24, p. 2531-2536.
- ZARET T.M.; PAINE R.T. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182:449-455.
- ZENNI, R.D., DECHOUM, M.S. 2008. Contextualização Sobre Espécies Exóticas Invasoras: Dossiê São Paulo. Relatório elaborado por Proflor para The Nature Conservancy e Conservação Internacional. The Nature Conservancy, Curitiba, Conservação Internacional, Belo Horizonte, 37p.