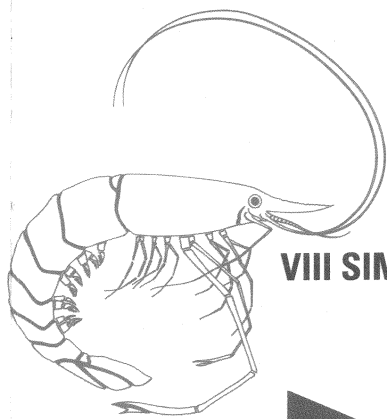
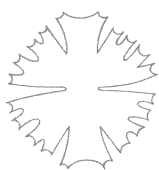
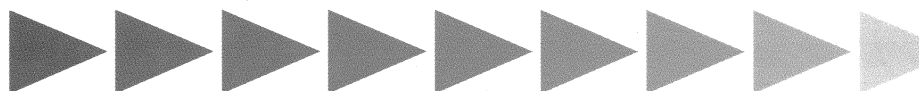


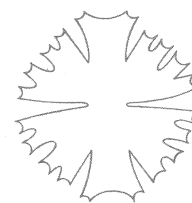
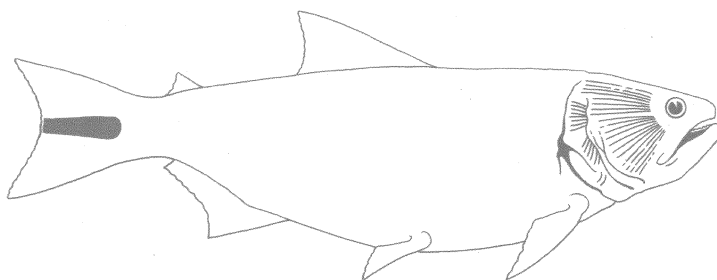
ISBN: 85-7133-009-3



VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA

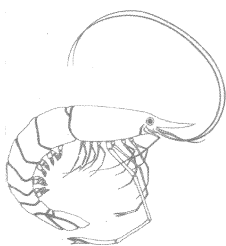


# ANAIS



**EDITORES:**

José Eurico Possebon Cyrino  
José Carlos de Moura  
Alexsandra Carmen Caseiro  
Ana Maria Barretto de Menezes Sampaio

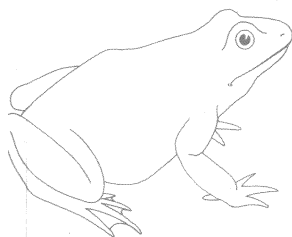


**APOIO:**

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico  
e Tecnológico – CNPq

Fundação de Amparo à Pesquisa  
do Estado de São Paulo – FAPESP

Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP



---

## **ANAIS DO VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA**

---

**Editores:**

José Eurico Possebon Cyrino  
José Carlos de Moura  
Alexsandra Carmen Caseiro  
Ana Maria Barreto de Menezes Sampaio



**Apoio:**

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq  
Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo — FAPESP  
Financiadora de Estudos e Projetos — FINEP

Piracicaba, SP  
Agosto – 2000

© FUNDAÇÃO DE ESTUDOS AGRÁRIOS  
LUIZ DE QUEIROZ — FEALQ  
Av. Carlos Botelho 1025  
13416-145 Piracicaba, SP, Brasil  
Fones: 19-422-9197 / 19-422-2755  
Fax: 19-422-1944

Internet:  
agrohoje@carpa.ciagri.usp.br  
<http://fealq.esalq.usp.br>

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Divisão de Biblioteca e Documentação**  
**Campus "Luiz de Queiroz" / USP**

Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (8 : Piracicaba : 1994)  
Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura / editado por  
José Eurico Possebon Cyrino [et al.] -- Piracicaba : FEALQ, 2000

417 p.: il.

1. Aqüicultura 2. Congresso I. Moura, J. C. de II. Caseiro,  
A. C. III. Sampaio, A. M. B. M. IV. Título

CDD 639.3

ISBN: 85-7133-009-3

*Diagramação: Vitor's Design*

Impresso em Agosto de 2000

Nenhuma parte desta obra poderá ser traduzida, reproduzida, armazenada ou transmitida por meio eletrônico, mecânico, de fotocópia, de gravação e outros, sem autorização da Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz — FEALQ.

# **Impactos Causados pela Introdução e Transferência de Espécies Aquáticas: uma síntese**

**Angelo Antônio Agostinho<sup>1</sup>, Horácio Ferreira Julio Jr.<sup>1</sup> e Carlos Eduardo Torloni<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> NUPELIA – Universidade Estadual de Maringá  
Av. Colombo, 36990 – Bloco H90  
87020-970 Maringá PR

<sup>2</sup> Companhia Energética de São Paulo – CESP

## **1. Introdução**

A definição de espécie introduzida como “qualquer espécie intencional ou acidentalmente transportada e liberada pelo homem em um ambiente fora de sua área de distribuição”, adotada pela EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) é hoje utilizada por vários países (Rosenfield e Mann, 1992). Esta definição, mais abrangente, engloba outros termos como espécie alóctone (proveniente de outra bacia - introduções intra-continentais) e espécie exótica (proveniente de outro país, continente ou zona zoogeográfica). Estes dois últimos termos, apesar de usados, não mostram distinções ecologicamente consistentes, mas apenas envolvem aspectos políticos. Portanto, do ponto de vista ecológico, independentemente da origem geográfica, a introdução é entendida como a inserção de elemento totalmente novo na fauna de uma região. Transferência de espécies, por outro lado, é qualquer transporte e liberação de organismos vivos, intencional ou acidental, dentro da área de distribuição natural da espécie. As transferências são geralmente feitas no intuito de manter populações submetidas a estresse ambiental, elevar a diversidade genética no estoque ou restabelecer estoques que se extinguíram localmente (Welcomme, 1988).

Embora as introduções de peixes venham sendo registradas desde a Idade Média, elas ganharam relevância a partir do final do século passado e foram intensas entre 1950 e 1985, quando, conforme Welcomme (1988), esta atividade envolveu cerca de 45% das 1354 introduções até então registradas entre corpos de



água de diferentes países. Entre as 237 espécies levantadas por este autor, considerando-se apenas as introduções que atravessaram fronteiras, as mais amplamente disseminadas são a truta arco-íris *Salmo gairdneri* (82), a tilápia *Oreochromis mossambicus* (66) e a carpa comum *Cyprinus carpio* (59). Esta última, pioneira nas introduções, alcançou seu auge entre 1910 e 1940, sendo substituída pelas tilápias nas décadas de 50 a 70 (Welcomme, 1988). As introduções massivas, em geral coincidentes com as tentativas de desenvolvimento da aquicultura, mostraram tendências de decréscimo em todo o mundo a partir da década de 70. Entre os fatores que devem ter contribuído para esta tendência pode-se enumerar (i) o insucesso na maioria destes empreendimentos, (ii) as pressões de ambientalistas e, (iii) a saturação de espécies introduzidas.

A zona neotropical, com a maior diversidade de peixes do planeta, foi a que apresentou maior número de introduções internacionais – 25,3% do total (Welcomme, 1988), a maioria delas realizada com o propósito de fornecer alternativas à piscicultura. O Brasil figura entre as principais nações neotropicais em relação a estas iniciativas. Ao contrário das tendências mundiais, os picos de introduções em nosso país ocorreram a partir da década de 70, ressaltando-se, no entanto, que os primeiros lotes de carpa comum chegaram ao Brasil no final do século passado e o de truta arco-íris, no início deste. Além das introduções feitas a partir de outros continentes, registrou-se, a partir da década de 60, uma intensa translocação de espécies a partir da bacia amazônica para aquelas do nordeste, leste e sudeste-sul do Brasil, geralmente com um estágio nas estações de piscicultura nordestinas. Neste trabalho pretende-se, além de apresentar um quadro sucinto dos impactos potenciais das introduções e transferências de peixes, discutir os resultados destas introduções no Brasil e as perspectivas futuras.

## 2. Mecanismos

A **aquicultura** é considerada como o principal mecanismo de dispersão de espécies exóticas para novos ambientes. Welcomme (1988) estima que 41% das 237 espécies que atravessaram fronteiras, alcançaram novos ambientes por esta via. Importadas para fins experimentais (sobrevivência, crescimento) ou como atividade econômica, na piscicultura intensiva as espécies podem alcançar os corpos de água naturais contíguos através de (i) escapes, pela água efluente dos tanques; (ii) acidentes por rompimento ou transbordamento de tanques, (iii) soltura deliberada de indivíduos remanescentes nos tanques durante seu esvaziamento; (iv) descartes resultantes das atividades de manejo dos tanques. Além disto, são significativas as introduções de espécies acompanhantes, tanto de outros peixes como de invertebrados (incluindo parasitas). Na piscicultura semi-intensiva e extensiva, onde, em geral, são utilizados corpos de água formados por represamentos feitos ao longo de cursos de água naturais, a opção por espécies exóticas e o menor controle dos estoques tornam as introduções mais prováveis. Rompimentos de barragens, decorrentes de picos de vazão não previstos, são fatos frequentes neste tipo de atividade. Os chamados “**pesque-pague**” e a piscicultura em “tanques-rede” são modalidades de piscicultura cuja prática vem se ampliando no sudeste-sul do Brasil

e que apresentam grande potencial na dispersão e instalação de espécies alienígenas nos cursos de água naturais destas regiões. A inevitabilidade dos escapes e o fato deles envolverem indivíduos em fases avançadas de desenvolvimento e, portanto, mais aptos a colonizar o novo ambiente, são características inerentes a estas modalidades.

A **estocagem** direta de espécies exóticas ou alóctones em cursos de água ou reservatórios constitui também em importante mecanismo de dispersão de peixes para novas áreas. Realizados com a finalidade de “melhorar os estoques silvestres”, estes procedimentos foram empregados por muito tempo por órgãos de fomento à pesca e pelo setor elétrico brasileiro. Entre as razões alegadas para estas introduções deliberadas destacam-se (i) o oferecimento de nova opção à pesca; (ii) o desenvolvimento da pesca esportiva e turismo, (iii) o preenchimento de “nichos vazios”; (iv) a oferta de formas forrageiras; (v) o controle de nanismo, e (vi) o controle de outros organismos. Entre as espécies introduzidas desta forma e registradas em ambientes naturais da bacia do rio Paraná destacam-se o tucunaré (pesca esportiva e controle de piranhas e tilápias), tilápias (pesca e forragem), o *black-bass* (pesca esportiva), a curvina (pesca), a sardinha (forrageira).

A atividade de **aquariorfilia** é também considerada como uma das responsáveis pela dispersão de muitas espécies fora de suas áreas de distribuição natural. Welcomme (1988) estima em 16% a participação desta atividade no número total de espécies introduzidas no planeta. Além dos escapes acidentais, os peixes ornamentais podem alcançar novos ambientes pela soltura deliberada. Finalmente, o uso de **iscas vivas** na pesca esportiva constitui também em fonte de introduções, não apenas pelo escape dos anzóis, mas principalmente pela soltura deliberada das iscas remanescentes após a jornada de pesca.

### 3. Impactos

Embora haja concordância de que a introdução de uma nova espécie de peixe em uma dada bacia possa resultar em melhoria no rendimento da piscicultura e que a estocagem seja uma valiosa técnica de manejo, os riscos associados com este procedimento são altos (Hickley, 1994). Estes podem incluir desde prejuízos nos propósitos conservacionistas até a inviabilização do próprio manejo, passando por impactos negativos sobre a pesca.

As introduções e transferências podem resultar, dependendo do tipo de espécie escolhida, em depleções dos estoques nativos ou mesmo suas extinções locais como decorrência de (i) alterações no habitat hospedeiro, (ii) pressões de competição, (iii) predação, (iv) nanismo, (v) degradação genética do estoque hospedeiro, (vi) introdução de patógenos e parasitas, (vii) uma combinação das anteriores. Impactos sócio-econômicos relacionados a alterações na estratégia de pesca, processamento do pescado e hábito alimentar da população, também têm sido registrados (Welcomme, 1988). A Tabela 1 apresenta alguns exemplos de impactos de introduções de peixes registrados na literatura.

Alterações no habitat hospedeiro são, geralmente, relacionadas com espécies que revolvem o substrato de fundo (*Cyprinus carpio*) ou tenham hábitos herbívoros (*Xiphophorus* spp, *Ctenopharyngodon idella*, tilápias) ou planctófago (tilápias). O revolvimento do fundo e conseqüente elevação da turbidez ganha relevância apenas sob condições de águas rasas e altas densidades de peixe (Fletcher et al., 1985). No ambiente natural estas condições são registradas em planícies de inundação, no período de retração das águas e na seca, podendo os impactos assumirem proporções dramáticas se tais corpos de água forem utilizados para o desenvolvimento inicial dos juvenis de peixes nativos. A literatura especializada é contraditória em relação aos herbívoros, tanto em relação à efetividade de sua ação no controle de macrófitas aquáticas, razão muitas vezes alegadas para a introdução, como na capacidade de provocar alterações profundas no habitat (Arthington et al., 1983; Bluhdorn et al., 1990; Courtenay, 1990). Os impactos potenciais dos herbívoros estão relacionados à redução dos locais de postura de algumas espécies, substratos para o desenvolvimento de organismos-alimento de outras e abrigos de espécies pequenas e formas juvenis daquelas de maior porte. Entretanto, estes peixes apresentam, em geral, um amplo espectro alimentar, raramente consumindo um único tipo de alimento. Além disto, apresentam variações ontogenéticas na dieta.

A competição por recursos alimentares é, talvez, o principal meio pelo qual uma espécie introduzida afeta as nativas. Introduções bem sucedidas geralmente envolvem espécies que exibem hábito alimentar generalista e oportunismo trófico (Taylor et al., 1984; Arthington, 1991). Assim, a curvina *Plagioscion squamosissimus*, o melhor exemplo de espécie bem sucedida na ocupação da bacia do rio Paraná, apresenta uma dieta composta por 54 espécies de peixes, 6 ordens de insetos, além de aracnídeos e crustáceos (Hahn, 1991). Com tão amplo espectro alimentar é inevitável a ocorrência de considerável sobreposição com a dieta de outras espécies. A competição por local de desova e pelo espaço, que depende da estratégia reprodutiva da espécie introduzida e de seu comportamento territorial, pode também assumir caráter dramático.

Os predadores ictiófagos fornecem os exemplos mais conhecidos de extinção de espécies em decorrência de introduções. A perca do Nilo *Lates niloticus* introduzida no Lago Vitória, África (Barel et al., 1985; Lowe-McConnell, 1987; Ochumba et al., 1994) e o tucunaré *Cichla ocellaris* no Lago Gatun, no Panamá (Zaret e Paine, 1973) são exemplos clássicos. Estas introduções, geralmente realizadas com o intuito de fornecer opções à pesca esportiva ou profissional, são inicialmente bem sucedidas. Com a depleção dos estoques forrageiros, seu rendimento na pesca tende a diminuir, como registrado no Lago Kyoga (Ogutu-Ohwayo e Hecky, 1991) e mais recentemente no Lago Vitória (Okemwa e Ogari, 1994). Ressalta-se que a depleção de estoques de espécies autóctones e mesmo sua extinção não são decorrentes apenas da introdução de grandes predadores. Espécies de pequeno porte, como *Gasterosteus*, *Gambusia* e peixes ornamentais podem levar estoques pesqueiros rentáveis à depleção e oferecer obstáculos intransponíveis ao manejo da pesca em grandes corpos de água. Estes peixes são especialmente prejudiciais aos estoques de espécies com baixa fecundidade (Meffe, 1985; Arthington, 1991).

As espécies introduzidas alcançam no novo ambiente um comprimento assintótico geralmente menor que aquele do ambiente de origem. O nanismo é uma situação exacerbada deste fenômeno, sendo freqüente em algumas espécies como tilápias, *Lepomis*, *Alburnus*, *Perca* e alguns crustáceos. Resulta de uma rápida expansão populacional, levando a um grande número de indivíduos que maturam e se reproduzem em tamanhos reduzidos. Além de tornar o uso do estoque estabelecido para a pesca seriamente limitado, tende a sufocar as espécies nativas, aumentando o estresse da competição e, em casos extremos, criando condições inadequadas de oxigenação da água (Welcomme, 1988).

Um risco sempre presente nas introduções é a introdução de parasitas e patógenos em novas áreas, afetando as espécies nativas e contaminando os tanques de cultivo. Todos os peixes contêm, como complemento normal, uma variada gama de organismos (vírus, bactérias, fungos e grandes parasitas), que obviamente estão envolvidos no processo de introdução. Quando o hospedeiro, por razões como deficiências nutricionais, condições adversas do ambiente ou densidade excessiva, torna-se debilitado, algumas destas espécies (patógenos oportunistas) proliferam e podem causar mortalidade massiva (Stewart, 1991). Outros componentes da biota acompanhante, que causam pouco ou nenhum dano ao hospedeiro original, podem ser altamente patogênico para outras espécies com as quais este hospedeiro tem contato. Estudos conduzidos por Moyle (1985) revelam, por exemplo, que a *Lernae cyprinacea* alcança maiores níveis de infestação em peixes nativos do que nos introduzidos. Os tanques de cultivo, em função da densidade de estocagem, são particularmente favoráveis à proliferação de patógenos e, além de mais afetados pela introdução destes, constituem focos potenciais para a disseminação de doenças nos corpos de água naturais. Ressalta-se, no entanto, que o escape de indivíduos infectados dos ambientes de cultivo nem sempre implica em epidemias nos estoques silvestres (Allison, 1961; Krueger e May, 1991). Parasitas e patógenos são responsáveis por vultosas perdas na aquicultura mundial. Assim, a septicemia hemorrágica viral (VHS), introduzida com farinha de peixe contaminado em cultivos de truta arco-íris *Salmo gairdneri* na Europa é responsável por prejuízos equivalentes a 40 milhões de dólares/ano. As tentativas de erradicação de *Aeromonas salmonicida* em fazendas de criação de peixes na Noruega custaram mais de 100 milhões de dólares (Stewart, 1991). A aquicultura é, por outro lado, responsável pelo caráter cosmopolita atualmente atribuído a alguns parasitas como *Lernaea cyprinacea* e *Argulus foliaceus*.

Os efeitos genéticos das introduções decorrem de alterações induzidas no "pool" gênico de espécies nativas. Assim, os impactos anteriormente mencionados podem levar a reduções populacionais que resultam em menor variabilidade genética e, eventualmente, na inviabilidade populacional. A introdução de um novo "pool" gênico no ambiente, pelo fato da hibridação em peixes ocorrer com maior facilidade que em qualquer outro grupo de vertebrados (Purdom, 1993), pode resultar em elevada incidência de híbridos férteis e possível eliminação do estoque parental (Holcik, 1991), ou na substituição de um "pool" gênico adaptado às condições ambientais locais por outro (Welcomme, 1988). Os cruzamentos podem ainda resultar em nenhum híbrido, ou estes serem estéreis ou debilitados.

Um exemplo ilustrativo acerca dos impactos de introduções é dado pela perca do Nilo *Lates niloticus* no Lago Vitória, leste africano. Esta espécie foi introduzida em 1954 com o objetivo de incrementar a pesca até então baseada em haplocromíneos, um grupo de cerca de 300 espécies reunidas em um único gênero (*Haplochromis*) e atualmente desmembrado em vários outros. Este grupo representa o mais fantástico exemplo de especiação conhecido em todo o mundo e constituía cerca de 88% do pescado desembarcado até o início da década de 70, sendo usado na alimentação das populações da região em sua forma fresca ou seca ao sol. A rápida expansão da perca foi concomitante com o decréscimo de haplocromíneos, que em 1985 ainda respondiam por 6,9% das capturas, desaparecendo nos anos subseqüentes, enquanto *L. niloticus* já em 1986 era responsável por 91,6% da biomassa (Okemwa e Ogari, 1994). Os desembarques pesqueiros neste lago foram, no entanto, quadruplicados. A transformação de uma pesca artesanal de pequena escala e voltada para a região para uma comercial e destinada à exportação (inclusive para a Europa) gerou problemas sociais e nutricionais para as populações ribeirinhas. A necessidade de os pescadores locais se reequiparem para explorar o novo recurso excedeu a capacidade de investimento de muitos deles, excluindo-os do sistema de pesca. A necessidade de técnicas diferentes para o processamento do pescado, em função do maior teor de gordura da perca em relação aos haplocromíneos, se constituiu em uma dificuldade adicional e tem levado a uma fantástica devastação das florestas da região, utilizada como fonte de madeira para a defumação do novo pescado (Welcomme, 1988). Além disto, o virtual desaparecimento de cerca de 250 espécies endêmicas de haplocromíneos teve efeitos também sobre o estado trófico do lago. Segundo Ochumba et al. (1994), grande parte destes peixes alimentava-se de algas e detritos. Sua ausência deve ser responsável pelo aumento de “bloom” de algas, acúmulo de detritos e anoxia em vastas extensões deste lago. Os níveis de clorofila (dez vezes maior), a produção primária (3 vezes maior) e as alterações na composição do fito e zooplâncton podem ser explicados da mesma forma. Como dito anteriormente, já se verifica tendências de queda nas capturas da perca, provavelmente em função das quedas nos estoques de suas presas (Okemwa e Ogari, 1994).

#### **4. Introduções no Brasil**

No Brasil, esta prática teve início no final do século passado, quando foram introduzidas as primeiras carpas asiáticas, provenientes da América do Norte. (Welcomme, 1988). Desde então foram introduzidas pelo menos 20 espécies em território brasileiro, excetuando-se neste número as introduções clandestinas como a dos bagres (*Clarias spp*) que, como se sabe, são práticas comuns. Destas espécies, pelo menos 80% o foram para fins de piscicultura e mais da metade delas são capazes de se reproduzirem em cursos de água naturais (Tabela 2). Pesca esportiva, controle de macrófitas, forrageamento e aquariofilia foram outras razões alegadas para as introduções. Exceto nas introduções realizadas com o objetivo de incrementar a pesca esportiva (15%), estas espécies não foram soltas nos cursos de água naturais. Algumas delas o foram, deliberada ou acidentalmente, mais tarde.

Decorrido um século desde as primeiras importações de peixes exóticos, período em que foram consumidos vultuosas somas de recursos e esforços, envolvendo mais de 30 espécies de peixes amazônicos ou de outros continentes, a piscicultura continua à procura de alternativas e a pesca em reservatórios, exceto a dos açudes nordestinos, tem baixíssimo rendimento. Já a dispersão de espécies alóctones nas bacias hidrográficas brasileiras foi elevada. Na bacia do rio Paraná, por exemplo, são registradas pelo menos 13 espécies de peixes introduzidas durante estas tentativas (Tabela 3).

A piscicultura brasileira tem passado por diversos ciclos de euforia-decepção ao longo de sua história, sendo estes sempre ligados a uma nova espécie introduzida. À expectativa de alta rentabilidade, geralmente fruto de propaganda duvidosa implementada por alguns produtores de alevinos, apoiados por órgãos governamentais de fomento, segue-se a decepção, fato que leva o produtor à descrença na atividade. A precariedade do acompanhamento da produção pelos órgãos oficiais não permite, entretanto, uma avaliação fidedigna dos resultados destas introduções. Isto, aliado ao caráter empírico com que elas são feitas (tentativa e erro), têm retardado o desenvolvimento da piscicultura brasileira.

Em relação aos esforços para o desenvolvimento da pesca em grandes corpos de água, especialmente em grandes reservatórios, os resultados foram também desalentadores. O insucesso destes empreendimentos podem ser atestados pelos fatos (i) dos desembarques da pesca artesanal serem atualmente compostos basicamente por espécies nativas, cabendo exceção apenas à curvina; (ii) da pesca esportiva ser incipiente e (iii) da pesca de lazer, realizada nos reservatórios pela população urbana em finais de semana ser também baseada em formas autóctones (Agostinho, 1994). A Tabela 4, que mostra o rendimento da pesca em sete grandes reservatórios da bacia do rio Paraná, onde os programas de repovoamento com espécies introduzidas e nativas estão sendo desenvolvidos por mais de 20 anos, atesta este insucesso. Assim, à exceção da curvina *P. squamosissimus*, as espécies introduzidas têm reduzida expressão na pesca comercial. Além disto, ressalta-se que espécies nativas com contribuição relevante como mandis *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*; mapará *Hypophthalmus edentatus*; armado *Pterodoras granulosus*; acará *Geophagus* sp; traíra *Hoplias malabaricus*, não foram objetos de repovoamento. Verifica-se, por outro lado, que os reservatórios de Itaipu e Barra Bonita apresentaram os maiores rendimentos pesqueiros, sugerindo que a presença de vastos trechos livres a montante são mais relevantes, sob a perspectiva do manejo, do que os repovoamentos massivos realizados nas últimas décadas. Mesmo a curvina, exemplo de introdução bem sucedida na bacia do rio Paraná, tem seu benefício na pesca profissional do reservatório de Itaipu contestado pelos dados de Agostinho et al. (1995), que demonstram estar o rendimento desta espécie num dado ano correlacionado negativamente ao rendimento do mapará *Hypophthalmus edentatus* no ano subsequente (relação 1:2,8).

## 5. Considerações finais e recomendações

As razões alegadas para as introduções (produção de alimento, recreação e benefícios econômicos) são obviamente legítimas. Deve-se considerar, no entanto, que a história das introduções revela que raramente os objetivos propostos foram atingidos e que toda a introdução tem um custo e que não temos o conhecimento necessário para dimensioná-lo. Não existe risco zero em qualquer ação de manejo (Gregory, 1992).

O problema fundamental das introduções é que elas são feitas sem um mecanismo apropriado para avaliar se os objetivos propostos foram alcançados. A piscicultura não tem ainda claro as razões pelas quais espécies bem sucedidas em outros continentes não tiveram o mesmo sucesso aqui, e as concessionárias hidrelétricas, como é de domínio público, desenvolveram durante anos programas de introdução de espécies que jamais foram capturadas. Além disto, a avaliação empírica que era feita não se detinha nos possíveis efeitos que as espécies introduzidas tinham sobre as nativas. Para completar este quadro, os responsáveis pelas introduções divulgavam dados exagerados e não documentados acerca de sucessos no empreendimento (Allendorf, 1991; Holcik, 1991; Philipp, 1991). Embora o nível de conscientização da sociedade e agências governamentais tenha melhorado nos últimos anos, estas práticas ainda estão vigentes.

Pesquisas acerca dos efeitos das introduções são necessárias para auxiliar nas predições destes efeitos. Programas de monitoramento devem ser implementados visando avaliar se os objetivos propostos com a introdução foram alcançados, identificar riscos não previstos e possibilitar correções no momento adequado, e subsidiar o processo decisório de futuras introduções. Nestes programas deve-se considerar que os benefícios de introduções, quando houver, são em geral imediatos, enquanto os efeitos nocivos podem demorar vários anos para que ocorra (Philipp, 1991). Outro aspecto a ser levado em consideração é que a maioria dos efeitos nocivos de uma introdução são irreversíveis (Dochoda, 1991).

Normalmente os objetivos do manejo da pesca e as responsabilidades sobre o controle das atividades relacionadas ao setor são definidos com base nas fronteiras políticas de estados e países. Ecossistemas e espécies introduzidas não estão sujeitos a estas fronteiras. São necessárias atividades coordenadas entre os órgãos do setor.

Na América Latina as legislações que regulam as introduções são casuísticas e, em muitos casos, inexistentes, como as relacionadas à quarentena, aos estudos prévios da espécie e do ambiente onde esta será liberada (Allendorf, 1991). No Brasil, várias espécies foram introduzidas clandestinamente. Embora exista uma grande dificuldade em prever qual será o comportamento de uma espécie em um novo ambiente, a aplicação de leis e normas que regulamentem o processo de introdução pode minimizar seus efeitos negativos e mesmo evitar surpresas desagradáveis.

Como o uso do bom senso raramente caracteriza as ações de introdução, recomenda-se um maior rigor no controle do transporte de peixes vivos e exigência de documentação especificando (i) a validade da introdução; (ii) as medidas que assegurarão o confinamento da espécie na área desejada; (iii) as salvaguardas a

serem tomadas em relação a introdução de parasitas e patógenos; (iv) uma avaliação do potencial de aclimação e reprodução no ambiente natural; (v) uma avaliação de benefícios e riscos para o ambiente e para o homem; (vi) uma revisão detalhada da literatura acerca da espécie em seu ambiente natural e nos locais onde já foi introduzida; (vii) uma proposta de pesquisas necessárias à complementação da sinopse da espécie. O processo decisório deveria ser feito com base em pareceres técnicos circunstanciados de pelo menos três cientistas independentes, pertencentes ao meio acadêmico, e relacionados às áreas ambiental, da piscicultura e da pesca e recursos naturais. Uma atuação mais efetiva do Estado disciplinando estes empreendimentos reduziria os riscos de equívoco nas introduções, poupando esforços, recursos e problemas ambientais.

## 6. Bibliografia

- Agostinho, A. A. 1994. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: COMASE/ELETROBRÁS. Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro- Caderno IV: Estudos e Levantamentos. Rio de Janeiro: COMASE/ELETROBRÁS, 86 P.
- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. M., Thomaz, S. M. 1995. The High Paraná River Basin: Limnological and Ichthyological Aspects. In: *Lymnology in Brasil*. ( no prelo).
- Allendorf, F. W. 1991. Ecological and genetic effects of fish introductions: synthesis and recommendations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (suppl. 1):178-181
- Allison, L. N. 1961. The fate of kidney disease among hatchery brook trout stocked in natural waters. *Prog. Fish-Cult.* 23: 76-78.
- Arthington, A., H., Milton, A. D. e McKay, R. J., 1983. Effect of urban development and habitat alterations on the distribution and abundance of native and exotic freshwater fish in the Brisbane region, Queensland. *Austr. J. Ecol.* 8: 87-101.
- Arthington, A. H. ,1991. Ecological and genetic impacts of introduced and translocated freshwater fishes in Australia. *Canadian J. Fish. Aquat. Sci.* 48( suppl. 1): 33-43.
- Barel, C. N. D., Dorit, R., Greenwood, P. H. e Fryer, G. 1985. Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature* 315: 19-20.
- Bluhdorn, D. A., Arthington, A. H. e Mather, P. B. 1990. The introduced cichlid, *Oreochromis niloticus* in Australia: a review of distribution, population genetics, ecology and research priorities. Proceed. of Austral. Soc. Fish Biol.. *Workshop on introduced and translocated fishes and their ecological effects*:83-92.
- Courtenay, W. R., 1990. Fish introductions and translocations and their impacts in Australia. Proceed. of Austral.. Soc. Fish Biol.. *Workshop on introduced and translocated fishes and their ecological effects*.: 171-179.



- Dochoda, M. R. 1991. Meeting the challenge of exotics in the Great Lakes: the role of an International Commission. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (suppl. 1): 171-176.
- Fernando, C. H., e Holcik, J. 1990. The impact of fish introductions into tropical freshwaters. In: P. S. Ramakrishnan (ed.) *Ecology of Biological Invasions in the tropics*. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* ( spec. vol.): 103-130.
- Fletcher, A. R., Morison, A. K. e Hume, D. J. 1985. Effects of carp, *Ciprinus carpio*, on communities of aquatic vegetation and turbidity of waterbodies in the Lower Goulburn River Basin. *Austral. J. Mar. Freshwater Res.* 36: 311-327.
- Ganzhorn, J., Rohovec, J.S., Fryer, J.L. 1992. Dissemination of Microbial Pathogens through Introductions and Transfers of Finfish. In: Rosenfield, A., e Mann, R. (ed.). *Dispersal of Living Organisms Into Aquatic Ecosystems*. p.175-192.
- Gregory, R. 1992. A Decision Framework for Managing the risks of Deliberate Releases of genetic materials. In: *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. Rosenfield, A. Mann, R. (eds.). Maryland Sea Grant Publication.: 421-434.
- Hahn, N, S., 1991. Alimentação e dinâmica da nutrição da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Pisces-Perciformes) e aspectos da estrutura trófica da ictiofauna acompanhante no rio Paraná. Tese de doutorado. Rio Claro. Sao Paulo, Universidade Estadual Paulista, 287 p.
- Hanek, G. (comp.), 1982. Peru. La pesqueria en el Lago Titicaca (Peru): presente y futuro. Un informe preparado por el Proyecto de Investigación de los Recursos Hidrobiol de Aguas Continental. Rome, FAO, FI:DP/PER/76/022. Documento de campo 1:58p.
- Hickley, P. 1994. Stocking and introduction of fish - a synthesis. In: Cowx, I.G., *Rehabilitation of freshwater fishes*. Bodman: Fishing News Book, 247-254.
- Holcik, J., 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its Central and Eastern part. *Canadian J. Aquatic Sc.* 48 (suppl. 1): 13-23.
- Holcik, J., Nagy, S. e Bastl. 1989. The white fish *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), in the Strbské pleso tarn. Proceedings from Conference. CVTS pri VORH and SRS, Vodnany: 79-83.
- Jackson, P.B.N. 1960. On the desirability or otherwise of introducing fishes to waters that are foreign to them. *Publ. Cons. Sci. Afr. S. Sahara.* (63):157-164.
- Jhingran, V. G. e Sehgal, K. L. 1978. The cold water fisheries of India. Barrackpore, West Bengal. *Inland Fisheries Society of India*. 239 p.
- Krueger, C. C. e May, B. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (suppl. 1) : 66-77.
- Lowe-McConell, R. H., 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press, 382 pp.

- Maciolek, J. A. , 1984. Exotic fishes in Hawaii and other islands of Oceania. In *Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes*. Courtenay, W. R. and Stauffer Jr., J. (eds.). John Hopkins University Press: 131-161.
- McDowall, R. M. 1984. Exotic fishes: the New Zealand experience . In: *Distribution, Biological and management of exotic fishes*. . Courtenay, W. R. and Stauffer Jr., J., (eds.). John Hopkins University Press.: 177-199.
- Meffe, G. K., 1985. Predation and species replacement in American Southwestern fishes: A case study. *Southwest Nat.* 30: 1-7.
- Michel, C., Faivre, B. e Kinkelin, P. 1986. A clinical case of enteric redmouth in minnows ( *Pimephales promelas*) imported in Europe as bait-fish. *Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol.* 6: 97-99.
- Moyle, P. B. 1985. Fish introductions into North America: Patterns and ecological impact. In H.Mooney (ed.) *Biological invasions in North America* . Spring Verlag..
- Nijssen, H. e Groot, S.J. 1974. Catalogue of fish species of the Netherlands. *Beaufortia*, 21:173-207.
- Noble, L. E. 1980. The history, status and identification of cichlid fishes in the Southern Unites States. College Station. Texas AeM University. Dissertation. 104p.
- Ochumba, P.B.O., Gophen, M. e Pollinger, U., 1994. Ecological changes in Lake Victoria after the introduction of Nile perch (*Lates niloticus*): the catchment, water quality and fisheries management. In *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Cowx, I. G. (ed.).Fishing News Books486p.
- Ogutu-Ohwayo, R. e Hecky, R.E.,1991. Fish Introductions in Africa and some of their implications. *Canadian J. Fish.Aquat. Sci.* 48(suppl 1): 8-12.
- Okemwa, E. e.Ogari, J. 1994. Introductions and extinction of fish in Lake Victoria. In *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Cowx, I. G. (ed.). Fishing News Books. 486 p.
- Philipp, D. P. 1991. Genetic implication of stocking Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus*. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (su0pl. 1) : 58-65.
- Purdom, C. E. 1993. Genetics and fish Breeding. Chapman e Hall. 277p.
- Ribbinck, A.J .1987. African lakes and their fishes: conservationscenarios and suggestions. *Environ. Biol. Fish.* 19(1):3-26.
- Rosenfield, A. e Mann, R. 1992. *Dispersal of Living Organisms into Aquatic Ecosystems*. Maryland Sea Grant Publications. 471p.
- Rowe, D.K., 1993. Disappearance of Koaro, *Galaxias brevipinnis*,from Lake Rotopounamu,New Zealand, following the introduction of smelt, *Retropinna retropinna*. *Environmental Biology of Fishes* 36:329-336.

- Snieszko, S. F. 1973. Furunculosis of salmonidae. EIFAC Tech. Pap. (17) Supp. 2: 157-162.
- Stewart, J. E. 1991. Introductions as factors in diseases of fish and aquatic invertebrates. *Canadian J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (suppl. 1): 110-117.
- Taylor, J. N., Courtenay, W. R. e McCann, J. A., 1984. Known impacts of exotic fishes in the continental Unites States. p. 132-173. In Courtenay, W.R. e Stauffer, J.R. (ed), *Distribution, biology and Management of exotic fishes*. Johns Hopkins Univ. Press. Baltimore.
- Welcomme, R. L. 1967. Observations on the biology of introduced species of *Tilapia* in Lake Victoria. *Rev. Zool. Bot. Afr.* 76: 249-279.
- Welcomme, R. L., 1988. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. Tec. Pap.* 294, 318 p.
- Zaret, T. M. e Paine, R. T. 1973 Species introduction in a tropical lake. *Science* 182: 449-455.

**Tabela 1.**

Alguns exemplos de impactos de introduções de espécies registrados na literatura.

<b>Espécie Introduzida (local)</b>	<b>Conseqüências</b>	<b>Fonte</b>
<i>Cyprinus carpio</i> -carpa comum (Índia)	Alterações no ambiente: extinção local de espécies do gênero <i>Schizothorax</i> de áreas colonizadas pela carpa.	Jhingran e Sehgal (1978)
<i>Lates niloticus</i> - Perca do Nilo (L.Vitória e L.Kyoga)	Alterações no ambiente: predação de haplochromíneos relacionou-se a eutrofização	Ogutu-Ohwayo e Hecky (1991), Ochumba <i>et al.</i> (1994)
Tilápias (E.U.)	Competição trófica: reduções nas populações nativas	Noble (1980)
<i>Cichlasoma managuensis</i> (El Salvador)	Competição trófica: deslocou populações dos predadores locais	Welcomme (1988)
<i>Lepomis auritus</i> (Itália)	Competição trófica: substituiu populações locais de <i>Alburnus alborellus</i> , competição trófica	Welcomme (1988)
<i>Tilapia zilli</i> (Lago Vitória)	Competição por local de desova: redução de <i>Oreochromis variabilis</i> .	Welcomme (1967)
<i>Salmo trutta</i> (E.U)	Competição por espaço: deslocamento de salmonídeos nativos	Taylor <i>et al.</i> (1984)
<i>Lates niloticus</i> - Perca do Nilo (L.Vitória)	Predação: virtual extinção de cerca de 250 spp de ciclídeos	Ochumba <i>et al.</i> (1994), Barel <i>et al.</i> (1985), Rybbink (1987)
<i>Cichla ocellaris</i> -Tucunaré (L.Gatun, Panamá)	Predação: extinção local de diversas espécies	Zaret e Paine (1973)
<i>Micropterus salmoides</i> - Black bass (América do Sul e África)	Predação: depleção dos estoques locais de <i>Chirostoma ester</i> (Guatemala), Goodeidae e outras espécies nativas (México), diversos ciclídeos (Kênia), <i>Amphilius platyichir</i> (Zimbabwe)	Welcomme (1988)
<i>Odontesthes bonariensis</i> - Peixe-rei e <i>Salmo gairdneri</i> - Truta Arco-íris (L.Titicaca)	Predação e/ou competição: depleção dos estoques nativos ou extinção de alguns <i>Orestias</i> e <i>Trichomycterus</i>	Hanek (1982)
<i>S.gairdneri</i> - Truta Arco Íris (Europa, Ásia e África)	Predação e/ou competição: desaparecimento de salmonídeos nativos (Iugoslávia), <i>Schizothorax</i> (Himalaia), <i>Trachystoma euronotus</i> e <i>Sandelia capensis</i> (África do Sul), galaxiídeos (Nova Zelândia, Austrália)	Nijssen e Groot (1974 -Iugoslávia), Jackson (1960 -Himalaia, África do Sul), McDowall (1984- Nova Zelândia, Austrália)
<i>S.gairdneri</i> - Truta Arco-íris (Colômbia e Chile)	Predação e/ou competição: extinção de <i>Orestias</i> e <i>Trichomycterus</i>	Welcomme (1988)
<i>M. salmoides</i> - black bass (Itália)	Predação e/ou competição: extinção local de <i>Alburnus alborellus</i> , <i>Esox lucius</i> e <i>Perca fluviatilis</i>	Welcomme (1988)

Continua...

<i>A. alburnus</i> , <i>Lepomis</i> spp, <i>Oreochromis</i> spp, <i>Tilápia rendalli</i> . (geral)	Nanismo: redução de estoques locais pela competição por espaço e, eventualmente, deficiência de oxigênio	Welcomme (1988)
<i>M. salmoides</i> e <i>Lepomis macrochirus</i> (Hawaii)	Degradação Genética: hibridação com perda das características úteis à pesca e piscicultura	Maciolek (1984)
Salmonídeos (após várias gerações em estações de piscicultura) (Europa)	Degradação Genética: perda das características adaptativas às condições naturais	Welcomme (1988)
<i>Coregonus peled</i> (Polônia)	Degradação Genética: hibridação com o nativo <i>C. lavaretus</i> levou à extinção do último.	Holcik <i>et al.</i> (1989)
<i>S. gairdneri</i> - Truta Arco-íris (Europa e América do Sul)	Introdução de patógenos e parasitas: disseminação de furunculose em populações naturais	Snieszko (1973)
<i>Ctenopharingodon idella</i> - carpa capim (América do Norte, Sul do Brasil)	Introdução de patógenos e parasitas: infestação de populações naturais e peixes em cultivo pelo <i>Bothriocephalus opsarichthys</i>	Ganzhorn (1992..), Pavanelli (com. pessoal)
<i>Pimephelas promelas</i> (Europa)	Introdução de patógenos e parasitas infecção intestinal em populações nativas	Michel <i>et al.</i> (1986)
<i>C. carpio</i> - carpa comum (reservatórios da Índia)	Impacto sócio-econômico: relação negativa entre o rendimento da carpa e os desembarques pesqueiros totais	Fernando e Holcik (1990)
<i>Plagioscion squamosissimus</i> - curvina (Reservatório de Itaipu - Rio Paraná)	Impacto sócio-econômico: relação negativa entre o rendimento da curvina em um dado ano com o do mapará no ano subsequente	Agostinho <i>et al.</i> (1995)
<i>Oreochromis mossambicus</i> - Tilápia (Índia)	Impacto sócio-econômico: substituição de uma espécie com maior aceitação no mercado por outra menos aceita.	Welcomme (1988)

**Tabela 2.**

Relação das espécies cuja introdução é reconhecida em Welcomme (1988).

Espécie	Origem	Ano	Obj	Rpd	Distribuição Natural
<i>Anguilla anguilla</i> <sup>b</sup>	França	77/80	P	N	Atlânt. Norte, Báltico, Mediterrâneo
<i>Anguilla japonica</i> <sup>b</sup>	Japão	77	P	N	Japão, Korea, China
<i>Aristichthys nobilis</i> <sup>b</sup>	China	79/84	P	N	China e Leste da Sibéria
<i>Betta splendens</i>	desc.	desc.	O	S	Malásia e Tailândia
<i>Carassius auratus</i> <sup>c</sup>	Japão	20/30	O	S	L Europeu, Ásia Central e China
<i>Ctenopharyngodon idella</i> <sup>c</sup>	Japão	68/79	P C	N	China e Leste da Sibéria
<i>Cyprinus carpio</i> <sup>c</sup>	U.S.	1898/77	P	S	Japão, China, Ásia Central
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> <sup>b</sup>	Japão/China	68/79/82	P	N	China e Leste da Sibéria
<i>Ictalurus punctatus</i> <sup>b</sup>	U.S.	71	P	S	Leste e Centro dos U.S.
<i>Lepomis cyanellus</i> <sup>p</sup>	U.S.	30	F	S	Leste e Centro dos U.S.
<i>Lepomis macrochirus</i> <sup>p</sup>	U.S.	desc.	P	desc.	Bacia do Mississipi, U.S.
<i>Micropterus salmoides</i> <sup>c</sup>	U.S.	1911.	P	N	Leste/Sudeste U.S., Norte México
<i>Odontesthes bonariensis</i> <sup>c</sup>	Argentina	45	P	desc.	Sudeste da Argentina e La Plata.
<i>Oreochromis aureus</i> <sup>b</sup>	U.S.	65	P	S	Niger e Nilo, Sudeste de Israel.
<i>Oreochromis mossambicus</i> <sup>p</sup>	desc.	60-70	P	S	Baixo rio Zambezi
<i>Oreochromis niloticus</i> <sup>b</sup>	C. Marfim	71-72	P	S	Nilo, Chari e Sudeste de Israel
<i>Oreochromis hornorum</i>	C. Marfim	71-72	P	S	rios da Tanzânia e Zanzibar
<i>Salmo gairdneri</i> <sup>c</sup>	U.K.	13-42-60	PE	S	Oeste U.S., Canadá e Norte México
<i>Salmo salar</i>	USA	57	E	N	NW Europeu, NE dos E.U., Canadá
<i>Tilapia rendalli</i> <sup>c</sup>	Zaire	53	P E	S	África Central e Oeste

Ob j= Objetivo da Introdução: P = piscicultura; E = esporte; O = ornamental; C = controle de macrófitas;  
 Rpd = reprodução em condições naturais: S = sim; N = não; desc. = desconhecida  
 Avaliação de Welcomme (1988): b = boa; c = controversia; p = peste

**Tabela 3.**

Espécies introduzidas registradas em rios e reservatórios da bacia do rio Paraná (Rpd = reprodução em ambiente natural).

Espécie	Distr. Natural	Abundância	Hábito Alimentar	Rpd
<i>Plagioscion squamosissimus curvina</i>	Amazônia	+++++	Carnívoro/piscívora	sim
<i>Cichla monoculus tucunaré</i>	Amazônia	+++	Carnívoro/piscívora	sim
<i>Astronotus ocellatus apaíari</i>	Amazonas, Negro, Paraguai	+	Onívoro/insetívora	sim
<i>Colossoma macropomus tambaqui</i>	Amazônia	+	Onívoro/herbívoros	?
<i>Triportheus angulatus sardinha</i>	Nordeste, Paraguai	++	Insetívora	sim
<i>Hoplias lacerdae trairão</i>	? Leste ?	++	Carnívoro/piscívora	sim
<i>Oreochromis niloticus tilápia do Nilo</i>	Nilo, Chari, Israel	+++	Algívora	sim
<i>Tilapia rendalli tilápia</i>	Oeste e Centro da África	+++	Algívora	sim
<i>Cyprinus carpio carpa</i>	Japão, China, Ásia Central	+	Detritívora	sim
<i>Micropterus salmoides "black bass"</i>	L e SE dos E.U. e N do México	+	Carnívoro/piscívora	?
<i>Odontesthes bonariensis peixe-rei</i>	SE da Argentina	+	Carnívoro	sim
<i>Ictalurus punctatus bagre do canal</i>	Leste e Centro dos E.U.	-	Carnívoro	?
<i>Clarias gariepinus bagre africano</i>	Nilo e Niger	-	Onívoro	?

Abundância: +++++ = muito abundante (+10%); +++ = moderada (max. 10%); ++ = rara (max. 3%); + = muito rara (-0,01%); - = apenas registro.

**Tabela 4.**

Rendimento da pesca comercial em alguns reservatórios brasileiros da bacia do rio Paraná e composição das capturas (modificado de Agostinho, 1994)

Reservatórios	Jupia	Itaipu	Água Vermelha	Barra Bonita	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhadava
<b>Características Gerais</b>							
Rio	Paraná	Paraná	Grande	Tietê	Tietê	Tietê	Tietê
Fechamento	1968	1982	1978	1962	1969	1974	1982
Área (Km <sup>2</sup> )	352	1350	644	334	114	530	217
Tempo de residência (dia)	6,9	40,0	62,1	90,3	21,6	134,1	45,0
<b>Pesca Comercial</b>							
Rendimento Bruto (t/ano)	166	1600	184	229	42	173	43
Rendimento (t/ha/ano)	4,7	<b>12,0</b>	2,9	<b>6,0</b>	3,2	3,7	2,5
Nº. de espécies	34	52	34	39	41	43	42
<b>Participação Relativa na Pesca Comercial</b>							
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	11,9	20,1	30,8	<b>28,3</b>	<b>25,4</b>	23,8	<b>34,7</b>
<i>Cichla monoculus</i>	4,3		2,9		0,5	0,02	0,2
<i>Oreochromis + Tilapia</i>			9,7				
Espécies Nativas	83,8	79,9	56,6	71,7	74,1	76,2	65,1