



ARTIGO

Estabilidade e persistência de uma comunidade de peixes em lagoa costeira neotropical

Elise Amador Rocha^{1, 2*} e Sandra Maria Hartz¹

Recebido: 26 de maio de 2012

Recebido após revisão: 02 de março de 2013

Aceito: 11 de março de 2013

Disponível on-line em <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2243>

RESUMO: (Estabilidade e persistência de uma comunidade de peixes em lagoa costeira neotropical). Estudos que avaliam comunidades de peixes em lagoas em intervalos distintos no tempo nos fornecem uma oportunidade para o exame de sua estabilidade e persistência, além de serem úteis como indicadores de qualidade ambiental. Porém são poucos os trabalhos feitos com o enfoque na avaliação temporal desses ecossistemas. Este trabalho objetivou comparar amostragens da ictiofauna da lagoa Caconde, litoral norte do RS, feitas em dois períodos distintos (1992-1994 e 2009-2011), visando avaliar possíveis mudanças na estrutura da comunidade de peixes deste sistema. Fez-se a comparação entre as amostragens do primeiro (1992-1994) e segundo (2009-2011) períodos, através de teste t, entre a abundância proporcional de espécies constantes, tanto em número de indivíduos quanto em biomassa. Além disso, foi feita uma análise de ordenação entre a composição de espécies da lagoa em cada período amostral. Registraram-se cinco novas ocorrências na lagoa Caconde, sendo que três delas foram de espécies alóctones. Oito espécies registradas no primeiro período não foram capturadas no segundo. O teste t realizado revelou diferenças significativas na abundância de quatro espécies, bem como uma partição temporal entre amostragens dos dois períodos. Além da presença de espécies alóctones, a maior diferença encontrada entre os dois períodos amostrais refere-se a alterações na estabilidade, através da mudança de espécies que, antes dominantes na comunidade, diminuíram suas abundâncias relativas. Apesar de não poder indicar claramente as causas das alterações registradas, é possível que estas mudanças sejam em decorrência da presença das espécies alóctones, além das mudanças do uso do solo do entorno da lagoa.

Palavras-chave: Ictiofauna, espécies introduzidas, rio Tramandaí, alteração de abundância.

ABSTRACT: (Stability and persistence of a fish community in a neotropical coastal lagoon). Studies approaching the temporal variation of fish community structure on coastal lagoons give us the opportunity to access its stability and persistence, besides of being important tools to monitor the quality of environment. However, few researches use a temporal approach to evaluate this kind of ecosystems. The present study aimed to compare the fish community structure of Caconde lagoon, north coast of RS, at two time periods (1992-1994 and 2009-2011). A Student's t-test was used to compare the proportion of abundance and of biomass of each species between the two time periods. Additionally, we performed an ordination with the fish species compositions of the two periods. Five new species occurrences were registered for Caconde lagoon at the recent sample, three of which are allochthonous. Eight species found at the original sample were not found at the recent one. Results of t-test revealed significant differences on the abundances of four species as well as a temporal partition between the two temporal samples. Besides the presence of allochthonous species, we found differences in the stability of the community characterized by decreasing relative abundances of original dominant species. Notwithstanding the inability to clearly explain the causes of the observed changes, we infer they can be partly explained by the presence of allochthonous species as well as by land-use changes at lagoon surroundings.

Key words: Ichthyofauna, Introduced species, Tramandaí river, Abundance change.

INTRODUÇÃO

Os estudos sobre comunidades de peixes em sistemas estuarinos-lagunares podem ser úteis como indicadores de qualidade ambiental (Fausch *et al.* 1990, Whitfield & Elliott 2002, Sosa-López *et al.* 2005) além de fornecer dados para o exame de sua estabilidade e persistência, se os mesmos forem feitos a longo prazo (Rodríguez & Lewis Jr 1994, Gido *et al.* 2000, O'Connell *et al.* 2004). Considera-se que persistência ecológica é a existência continuada de espécies ao longo do tempo e estabilidade é a constância no número de indivíduos das espécies ao longo do tempo (Connell & Sousa 1983). Intuitivamente, comunidades complexamente estruturadas, as quais já teriam atingido seu clímax sucessional,

são consideradas estáveis com o passar dos anos. Isto seria possivelmente alcançado através de um equilíbrio estável entre a substituição de indivíduos que morrem por jovens da mesma espécie. Ou seja, acredita-se que o impacto da mudança repentina da população de uma espécie, causado por fatores externos, seria amortecido pelo grande número de espécies em interação e não produziria efeitos drásticos sobre as outras espécies ou a comunidade como um todo (Connell & Slatyer 1977, Kikkawa & Anderson 1986, Kurihara 2004). Entretanto, há grande dificuldade de se identificar uma comunidade-clímax estável em campo e, em geral, não se pode fazer muito mais do que verificar se a taxa de mudança de uma possível sucessão diminui ao ponto de qualquer mudança ser imperceptível (Begon *et al.* 2007). Por-

1. Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, CEP 91540-000, Campus do Vale, Porto Alegre, RS, Brasil.

2. Bolsista de Iniciação Científica da Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul (FAPERGS).

* Autor para contato. E-mail: eliserocha1@gmail.com

tanto, a fim de se tomar conhecimento de qual configuração a comunidade em estudo se encontra, é necessário que se acompanhe ao longo do tempo as possíveis mudanças que possam ou não estar ocorrendo em sua estrutura, já que do ponto de vista prático é necessário que pesquisadores e gestores ambientais saibam o quanto de variação (ou estabilidade, ou persistência) é característico de faunas relativamente não impactadas, a fim de se avaliar corretamente as alterações da fauna que são potenciais indicadoras de alteração ambiental (Matthews *et al.* 1988).

O estado do Rio Grande do Sul possui o maior número de corpos lagunares costeiros do Brasil, além de ser o terceiro estado com o maior volume de água doce disponível (Vieira & Rangel 1988). As lagoas da Zona Costeira constituem elementos representativos e valiosos de sua paisagem, mas por estarem localizadas em umas das regiões com maior crescimento urbano do estado, estes ecossistemas têm sido ameaçados pela grande ocupação e demanda de recursos da região. Segundo o IBGE (2010), a taxa de crescimento do litoral norte entre 2000 e 2010 foi de 5%, enquanto a do estado foi de 0,49%, configurando-se assim, como nova região urbana do Rio Grande do Sul. Dentre as principais ameaças aos ecossistemas litorâneos, geradas pelo aumento da pressão antrópica, pode-se citar: a modificação do uso do solo de entorno, a aquicultura extensiva, a pesca de subsistência e artesanal, a ocupação de áreas inadequadas, a construção de canais e retirada de água para as lavouras de arroz, despejos domésticos e industriais e também a introdução de espécies exóticas ou alóctones ao sistema (Fernandes *et al.* 1994, Messerli & Ehlers 1998, Calliari *et al.* 2000).

A planície costeira do Rio Grande do Sul possui cerca de 37.000 km² de área, 640 km de extensão e mais de 100 corpos de água que representam 39% da área total (Delaney 1965). Nestes corpos, os peixes cons-

tituem um componente importante dos ecossistemas aquáticos, tanto ecologicamente quanto economicamente. Entretanto, até agora nenhum estudo foi feito nestes corpos d'água com o objetivo de verificar possíveis modificações na estrutura e composição destas comunidades, como um possível reflexo decorrente do aumento da pressão antrópica nesse sistema ao longo dos anos. Neste contexto, o presente trabalho objetiva avaliar a estabilidade e persistência da comunidade de peixes da Lagoa Caconde, uma lagoa costeira isolada localizada no litoral norte do Rio Grande do Sul, através da comparação entre amostragens feitas em dois períodos distintos.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo situa-se no litoral norte do Rio Grande do Sul e está inserida no sistema do rio Tramandaí entre os paralelos 29°12' e 33°48' de latitude sul (Fig. 1). O sistema do rio Tramandaí é formado por um cordão de 39 lagoas com formação geológica recente (5.000 anos), devido a períodos de transgressões e regressões marinhas (Tomazelli & Villwock 2005). A lagoa Caconde situa-se no município de Osório, pertencendo ao sistema lagunar Tramandaí-Osório, entre os paralelos 29°52'S e 50°12'W. Sua distância em linha reta ao mar é de aproximadamente 8 km. Segundo classificações propostas por Schäfer (1988, 1992), a lagoa Caconde constitui-se numa lagoa isolada com alimentação d'água pelo lençol freático e chuva. É considerada de pequena superfície, possuindo 4,0 km², com profundidade média de 1,68 m e profundidade máxima de 2,5 m (Schwarzbold 1982).

A paisagem do entorno da lagoa compõe-se de um mosaico de pastagens, pequenos cultivos, vegetação exótica (*Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.), áreas alagadas e remanescentes de floresta (margem sudoeste). Junto à margem norte verificou-se, em campo, a existência de

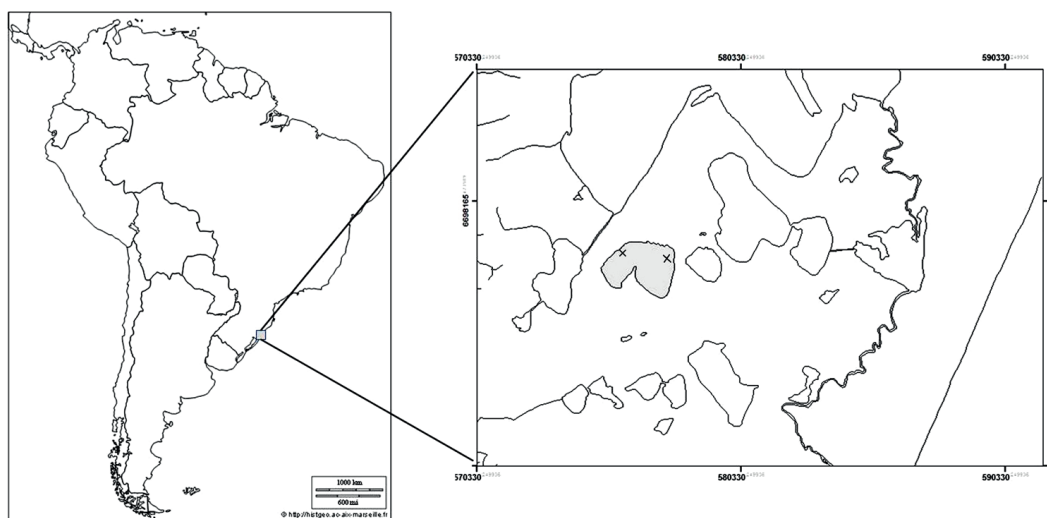


Figura 1. Localização geográfica da lagoa Caconde (área hachurada), litoral norte do Rio Grande do Sul, indicando os pontos onde foram inseridas as redes de espera nos dois períodos amostrais.

pequenas fazendas de gado, que ocupam uma extensão considerável da área do entorno. As margens da lagoa são principalmente colonizadas por macrófitas aquáticas, sendo *Scirpus californicus* (Steud 1841) a mais representativa (Hass 1996).

Para obtenção de dados sobre a composição da assembleia de peixes, foram realizadas amostragens em dois períodos, com intervalo entre eles de aproximadamente 15 anos: de 1992-1994 (primeiro período) e de 2009-2011 (segundo período). A composição do segundo período foi obtida através de coletas com redes de espera em dois pontos amostrais (margens nordeste e noroeste) com malhas entre nós adjacentes de 1,5, 2,0, 2,5, 3,0, 3,5 e 4,0cm, de 20m de comprimento e 1,5m de altura cada, com 24 horas de esforço de pesca. Foram realizadas quatro campanhas de amostragem: maio de 2009 (outono), novembro de 2010 (primavera) e janeiro e março de 2011 (verão).

Já a composição da ictiofauna da década de 90 foi obtida através de amostragens mensais realizadas entre os meses de julho de 1992 a junho de 1993. Foram feitas, também, amostragens adicionais nos meses de setembro e novembro de 1993 e nos meses de janeiro, março e maio de 1994. Em cada mês e para cada ponto de amostragem, foi montada uma bateria de redes com malhas entre nós de 1,2, 1,5, 2,0, 2,5, 3,0 e 3,5 cm (20 vs. 1,5 m cada), com 24 horas de esforço de pesca. Os pontos amostrais foram os mesmos indicados acima, e além destes foi considerado um terceiro ponto amostral na margem sul da lagoa.

Os espécimes foram conservados em gelo, no campo, e posteriormente acondicionados em freezer, devidamente etiquetados por ponto, malhagem e hora de coleta. Após o descongelamento dos indivíduos foi aferido o peso total em g e comprimento total em mm, desprezando-se as medidas de exemplares que sofreram ataques por predadores. A identificação taxonômica das espécies foi baseada em Malabarba & Isaia (1992), Malabarba & Dyer (2002), Garavello & Britski (2003), Menezes (2003) e Rican & Kullander (2006).

Devido à diferença entre o número de eventos amostrais e de tipos de malhagem de rede entre cada período, as comparações entre as abundâncias das espécies foram feitas em relação à suas proporções ao total capturado para cada período amostral apenas para redes 1,5, 2,5 e 3,5 (únicas malhas utilizadas em todos os meses de amostragens) dos pontos amostrais das margens nordeste e noroeste, em número de indivíduos e em biomassa, e somente para as espécies constantes a ambos os períodos. Os dados totais obtidos em todos os eventos amostrais e com todos os diferentes tipos de malhagem foram considerados apenas para fins de descrição das assembleias nos dois períodos. As espécies consideradas constantes foram aquelas presentes em mais de 50% do número total de amostras realizadas em ambos os períodos amostrais, a fim de não superestimar a presença ou ausência de espécies naturalmente raras à comunidade. As comparações entre abundâncias foram

feitas através de teste t (nível de significância de 95%, Zar 1984) entre as proporções relativas que cada espécie apresentou no primeiro e segundo períodos. Também com o objetivo de se minimizar o efeito dos diferentes esforços de captura e épocas do ano de amostragem, as comparações entre abundâncias específicas foram feitas somente entre as estações primavera, verão e outono. Além disso, todos os dados das espécies passaram pela transformação arco seno da raiz quadrada, a qual é indicada como possível e eficiente quando os dados da variável não apresentam homocedasticidade (Vieira 2006). Por fim, como análise exploratória, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada em uma matriz de similaridade utilizando o índice de Sorensen (Sorensen 1948) entre a composição de espécies de ambos os períodos para as estações primavera, verão e outono, capturadas nas malhas 1,5, 2,5 e 3,5cm dos pontos amostrais coincidentes. Todas as análises foram feitas com o auxílio dos programas Multiv 2.4 (Pillar 2006) e Past 2.09 (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

Um total de 8.936 indivíduos, distribuídos em 25 espécies, oito famílias e quatro ordens foram amostrados no primeiro período. As amostragens do segundo período somaram um total de 746 indivíduos, distribuídos em 23 espécies, 12 famílias e cinco ordens. Portanto, houve um acréscimo de quatro famílias e uma nova ordem na lagoa Caconde, as quais: Acestorhynchidae, Anostomidae, Auchenipteridae, Engraulidae e Clupeiformes. Os novos registros de espécies encontradas representantes das famílias citadas acima são: *Acestorhynchus pantaneiro* (Menezes 1992), *Leporinus obtusidens* (Valenciennes 1837), *Trachelyopterus lucenai* (Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira 1995) e *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz 1829) respectivamente. As espécies *Cyphocharax saladensis* (Meinken 1933), *Corydoras paleatus* (Jenyns 1842), *Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758), *Rineloricaria quadrensis* (Reis 1983), *Pimelodella australis* (Eigenman 1917), *Cichlasoma portalegrense* (Hensel 1870), *Crenicichla maculata* (Kullander & Lucena 2006) e *Gymnogeophagus rhabdotus* (Hensel 1870) foram registradas no primeiro período porém não foram capturadas no segundo período. A tabela 1 apresenta os totais das espécies capturadas em todos os eventos amostrais, para todos os diferentes tipos de malhagem de rede.

A figura 2 apresenta as comparações entre as amostragens do primeiro e segundo períodos, através da comparação entre as proporções relativas médias para cada espécie capturada nas estações primavera, verão e outono, relativas apenas para os indivíduos amostrados pelas malhas 1,5; 2,5 e 3,5 dos dois pontos amostrais coincidentes. O teste t realizado com as espécies constantes (Tab. 2) revelou diferenças significativas no número de indivíduos capturados das espécies *Charax stenopterus* (Cope 1894), *Loricariichthys anus* (Valen-

Tabela 1. Lista de espécies capturadas na lagoa Caconde e suas respectivas proporções ao total capturado. (CD, código dado à espécie).

Espécie	CD	1992-94	2009-11
CLUPEIFORMES			
Engraulidae			
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LG		0,2038
CHARACIFORMES			
Acestrorhynchidae			
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	AP		0,0080
Anostomidae			
<i>Leporinus obtusidens</i>	LO		0,0013
Characidae			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	AE	0,0103	0,0697
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	AF		0,0563
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	AB	0,0142	0,0268
<i>Astyanax sp.*</i>	AS	0,0564	0,1019
<i>Charax stenopterus</i>	CS	0,0103	0,0013
<i>Cyanocharax alburnus</i>	AA		0,0013
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	HL	0,0043	0,1381
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OJ	0,2103	0,0777
<i>Oligosarcus robustus</i>	OR	0,0010	0,0201
Curimatidae			
<i>Cyphocharax saladensis</i>	CY	0,0009	
<i>Cyphocharax voga</i>	CV	0,0349	0,0979
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i>	HM	0,0151	0,0536
SILURIFORMES			
Auchenipteridae			
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	TR		0,0241
Callichthyidae			
<i>Corydoras paleatus</i>	CP	0,0007	
<i>Hoplosternum littorale</i>	HO	0,0020	0,0067
<i>Callichthys callichthys</i>	CA	0,0001	
Loricariidae			
<i>Loricariichthys anus</i>	LA	0,0009	0,0121
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	RI	0,0103	
Heptapteridae			
<i>Pimelodella australis</i>	PL	0,0003	
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	RH	0,0007	0,0027
ATHERINIFORMES			
Atherinopsidae			
<i>Odontesthes bicudo</i>	OD	0,4073	0,0201
LABRIFORMES			
Cichlidae			
<i>Australoheros facetus</i>	CF	0,0062	0,0040
<i>Cichlasoma portalegreense</i>	CI	0,0006	
<i>Crenicichla lepidota</i>	CL	0,0095	0,0121
<i>Crenicichla maculata</i>	CR	0,0011	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	GB	0,0317	0,0509
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	GL	0,1708	0,0094
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GR	0,0002	
Total capturados		8936	746

*Espécie ainda não descrita encontrada ao longo da bacia do rios Tramandaí, Jacuí e Uruguai. (V. A. Bertaco, comunicação pessoal)

cienes 1840), *Odontesthes bicudo* (Malabarba & Dyer 2002) e *Oligosarcus robustus* (Menezes 1969). O teste t realizado com a biomassa das espécies constantes revelou diferenças significativas para as espécies *Charax stenopterus* e *Loricariichthys anus*. Ressalta-se, porém, que a espécie *Rineloricaria quadrensis*, anteriormente constante em todas as amostragens do primeiro período, não foi registrada no segundo período. Já as espécies *Astyanax aff. fasciatus*, *Lycengraulis grossidens* e *Trachelyopterus lucenai* foram constantes em todas as

amostragens do segundo período, porém não foram registradas na comunidade anteriormente.

A Análise de Coordenadas Principais (Fig. 3), feita com base em uma matriz de semelhança pelo índice de similaridade de Sorensen, demonstrou uma partição temporal entre as amostragens dos dois períodos, já que as duas diferentes composições obtidas, representantes das estações primavera, verão e outono, ficaram isoladas. A Tabela 3 mostra as espécies com coeficientes de correlação mais altos em relação aos dois primeiros eixos de ordenação representados na análise.

DISCUSSÃO

As alterações na composição e abundância das espécies demonstram que a comunidade de peixes da lagoa Caconde não se mostrou estável e persistente entre os dois períodos amostrais abordados em nosso estudo. O registro recente das espécies *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Leporinus obtusidens* e *Trachelyopterus lucenai* na lagoa Caconde as caracterizam como espécies alóctones. A espécie *Trachelyopterus lucenai* foi originalmente descrita para o sistema da laguna dos Patos e bacia do rio Uruguai (Bertoletti *et al.* 1995). Sua ocorrência foi então ampliada para a região de banhados, junto a Estação Ecológica do Taim, lagoas costeiras Mirim e Mangueira (Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2009) e sistema da laguna dos Patos (Milani & Fontoura 2007). Atualmente encontra-se distribuída por todo o sistema do rio Tramandaí (Artioli & Maia 2010). *Acestrorhynchus pantaneiro*, por sua vez, encontrava-se anteriormente distribuída, no estado do Rio Grande do Sul, na bacia do rio Uruguai (Menezes 2003), registrada posteriormente no sistema da laguna dos Patos (Saccol-Pereira *et al.* 2006), e atualmente, também presente na bacia do Rio Tramandaí. A espécie *Leporinus obtusidens* é encontrada ao longo do sistema hidrográfico do rio da Prata, na bacia do rio Paraná e do rio São Francisco (Garavello & Bristki 2003), sendo muito utilizada na aquacultura. Um indivíduo adulto foi capturado nas amostragens do segundo período, sendo provavelmente proveniente de dois açudes de aquacultura recém construídos na margem norte da lagoa.

Já as espécies *Lycengraulis grossidens* e *Astyanax aff. fasciatus*, são historicamente pertencentes ao sistema do rio Tramandaí, sendo a primeira típica do estuário (Malabarba & Isaia 1992), porém não haviam sido registradas no primeiro período amostral na lagoa Caconde. Apesar da possibilidade de terem sido espécies presentes, porém muito raras na comunidade no primeiro período e que não foram coletadas, ressalta-se que nas amostragens do segundo período as mesmas encontram-se em uma situação de dominância na comunidade. Pode-se considerar que uma das causas da ocorrência das espécies citadas acima é a modificação do uso do solo de entorno, como a construção de canais para retirada de água para as lavouras de arroz, que poderiam alterar a conectividade da lagoa com o restan-

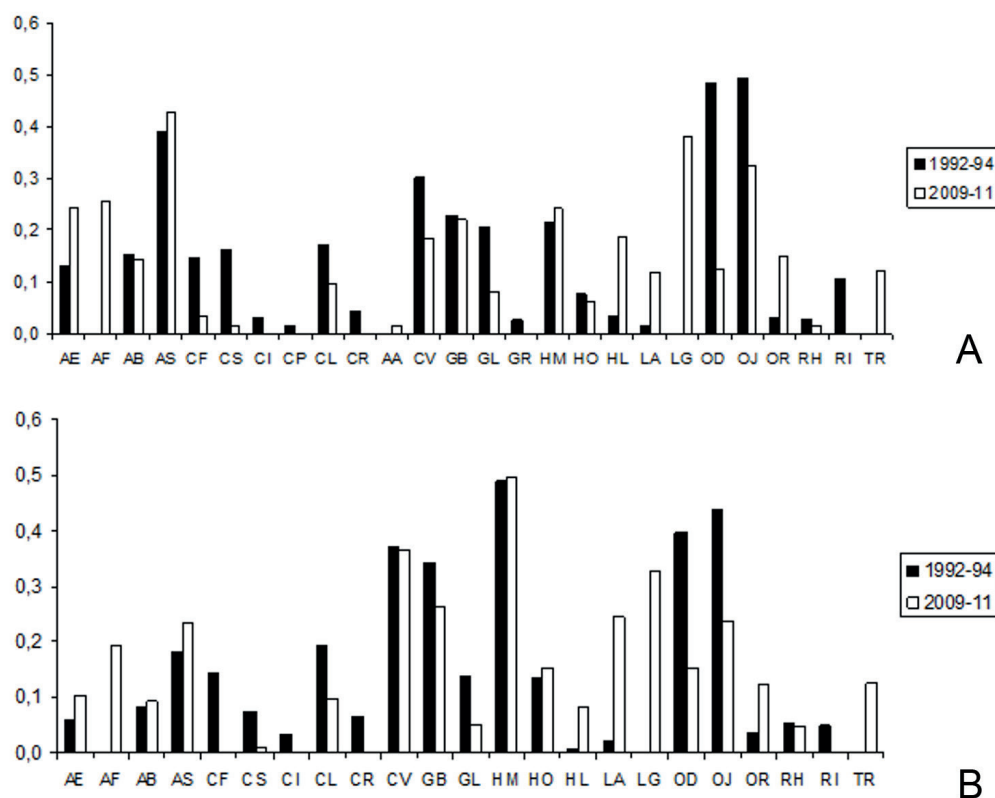


Figura 2. Comparação entre as amostragens atuais e anteriores em relação ao número de indivíduos (A) e biomassa (B) das proporções médias de cada espécie ao total capturado.

te do sistema hidrográfico do rio Tramandaí. Segundo Espíndola *et al.* (2003) essa alteração da conectividade das lagoas pode potencializar a dispersão de espécies exóticas ou alóctones ao sistema, podendo ocasionar a perda de espécies nos ambientes invadidos, a redução do rendimento pesqueiro e alterações no ambiente. O fato de estas espécies alóctones encontrarem condições propícias para o seu estabelecimento poderia implicar

futuramente em algum tipo de impacto sobre as populações autóctones (Saccol-Pereira *et al.* 2006). Em ambientes aquáticos, espécies introduzidas, em particular os peixes, podem causar alterações no habitat (revolvimento do fundo, alterações de transparência da água) e na estrutura da comunidade, hibridização, perda do patrimônio genético original, alterações tróficas e introdução de doenças e parasitas (Taylor *et al.* 1984).

As espécies *Cyphocharax saladensis*, *Corydoras paleatus*, *Callichthys callichthys*, *Pimelodella australis*, *Cichlasoma portalegrense*, *Crenicichla maculata* e *Gymnogeophagus rhabdotus* não foram capturadas no segundo período, e este fato provavelmente seria um reflexo do menor esforço amostral empregado. Estas espécies se apresentavam como raras na comunidade no primeiro período amostral, o que indicaria que as mesmas poderiam ter sido amostradas no segundo se um maior esforço amostral tivesse sido empregado.

Além da presença de espécies alóctones, a maior diferença encontrada entre os dois períodos amostrais refere-se a alterações na estabilidade, através da mudança de espécies que, antes dominantes na comunidade, diminuíram suas abundâncias relativas. Como é o caso das espécies *Charax stenopterus*, *Odontesthes bicudo* e *Rineloricaria quadrensis*, as quais foram constantes em todos os eventos amostrais do primeiro período, porém tiveram suas abundâncias diminuídas ou nem foram capturadas no segundo período. As mudanças registradas na abundância das espécies também poderiam causar alterações na estrutura trófica da comunidade. No primeiro

Tabela 2. Comparações, pelo teste t, das proporções ao total capturado do número de indivíduos (t calculado n) e da biomassa (t calculado g) das espécies constantes capturadas em cada período amostral nas estações primavera, verão e outono, em dois pontos amostrais na lagoa Caconde.

Espécie	t calculado n	p	t calculado g	p
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	-0,902	0,418	-0,844	0,446
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	0,169	0,874	-0,417	0,698
<i>Astyanax</i> sp.	-0,219	0,837	-0,717	0,513
<i>Australoheros facetus</i>	2,634	0,058	*	*
<i>Charax stenopterus</i>	3,465	0,026	3,218	0,032
<i>Crenicichla lepidota</i>	1,194	0,298	1,599	0,185
<i>Cyphocharax voga</i>	1,411	0,231	0,039	0,971
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,22	0,837	1,056	0,35
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	2,082	0,106	1,679	0,168
<i>Hoplias malabaricus</i>	-0,373	0,728	-0,089	0,933
<i>Hoplosternum litorale</i>	0,319	0,765	-0,188	0,86
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	-0,802	0,467	-0,94	0,401
<i>Loricariichthys anus</i>	-3,243	0,031	-4,409	0,012
<i>Odontesthes bicudo</i>	4,333	0,012	2,574	0,062
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	1,47	0,215	1,726	0,159
<i>Oligosarcus robustus</i>	-3,928	0,017	-2,306	0,082

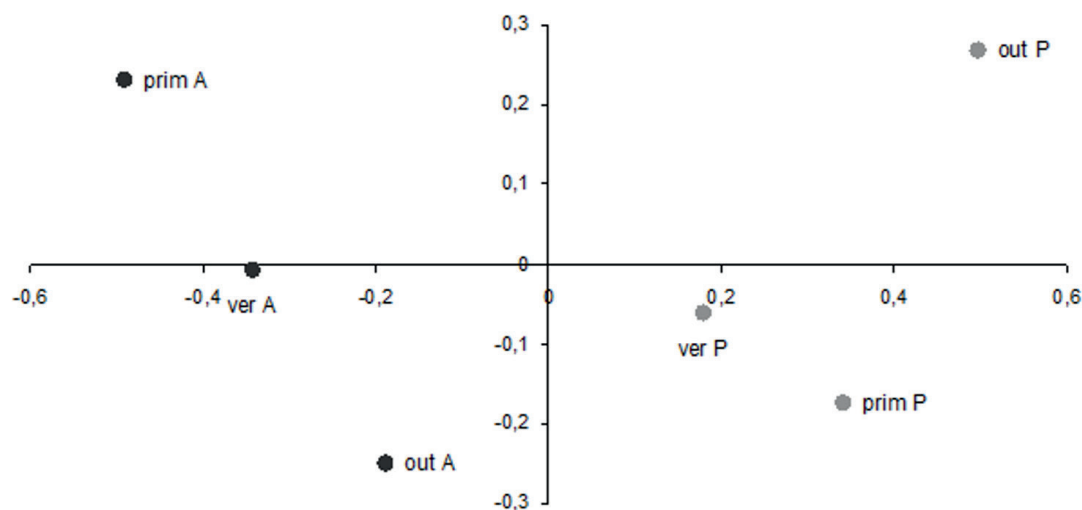


Figura 3. Representação gráfica da ordenação com os dois primeiros eixos da PCoA, feita com base na matriz de similaridade entre composições obtida pelo índice de Sorensen para as estações primavera, verão e outono, em amostragens realizadas na década de 90 (A) e amostragens atuais (P). Eixo 1: 53,7% ; Eixo 2: 14,9%.

período, as espécies dominantes foram representadas por *Odontesthes bicudo*, espécie carnívora invertívora, *Oligosarcus jenynsii* (Gunther 1864), carnívora piscívora e *Gymnogeophagus lacustris* (Reis & Malabarba 1988), espécie onívora bentófaga. No segundo período, as espécies dominantes foram representadas por *Lycengraulis grossidens*, carnívora piscívora e não registrada anteriormente na comunidade, e *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger 1887) e *Astyanax* sp. ambas onívoras invertívoras (Hartz 1997, Rodrigues & Hartz 2001, Nunes & Hartz 2006, Bortoluzzi *et al.* 2006).

As espécies alóctones *Acestrorhynchus pantaneiro* e *Lycengraulis grossidens*, caracteristicamente piscívoras (Resende *et al.* 1996, Machado 2003, Bortoluzzi *et al.* 2006), e *Trachelyopterus lucenai*, considerada tipicamente oportunista, alimentando-se majoritariamente de invertebrados e peixes (Becker 1998, Moresco & Bemvenuti 2005), representariam os maiores riscos à integridade da estrutura trófica da lagoa. As duas primeiras por uma possível competição direta com espécies como *Hoplias malabaricus* (Block 1794) e *Oligosarcus robustus*, e indiretamente com espécies do gênero *Crenicichla*, com as espécies *Charax stenopterus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Odontesthes bicudo* e *Cichlasoma portalegrense* (não registrada no segundo período amostral) também carnívoras generalistas (Hartz 1997, Rodrigues & Hartz 2001, Nunes & Hartz 2006, Abilhoa *et al.* 2009), as quais,

por sua vez, competiriam diretamente com *Trachelyopterus lucenai*. Além disso, a nova pressão de predação exercida por *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Lycengraulis grossidens* e *Trachelyopterus lucenai* também poderiam ocasionar impactos à comunidade, o que explicaria a grande partição temporal existente entre os dois períodos. Diversos estudos têm demonstrado que este tipo de introdução, especialmente em ambientes lênticos, pode causar danos graves à estrutura da comunidade nativa (e.g. Zaret & Paine 1973, Witte *et al.* 1992, Godinho *et al.* 1994, Kolar & Lodge 2002, Miranda *et al.* 2005, Pelicice & Agostinho 2009). As atividades de alimentação do novo predador podem, por exemplo, alterar a abundância e tipo de recurso disponível para as espécies nativas, principalmente aquelas com hábitos alimentares similares (Courtenay & Stauffer 1984).

Perturbações podem ser induzidas pela adição ou eliminação de espécies que têm fortes e/ou muitas ligações tróficas. O resultado pode ser desintegração da comunidade, retorno à estrutura original da teia alimentar após o ajuste interno ou estabilização com mudanças de composição de espécies e novas conexões alimentares (Kikkawa & Anderson 1986). Espécies invasoras e introduzidas uma vez dispersadas e estabelecidas podem persistir no tempo ecológico e evolutivo, sendo raras as circunstâncias em que são erradicadas ou controladas (Elton 1958, Simberloff 1981, Coblentz 1990). É necessá-

Tabela 3. Espécies descritoras com coeficientes de correlação mais altos dos dois primeiros eixos de ordenação da Análise de Coordenadas principais. Cc= Coeficiente de correlação

Eixo 1	Cc	Eixo 2	Cc
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0,94	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	-0,63
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,94	<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	-0,63
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	-0,94	<i>Hoplosternum litoralle</i>	-0,63
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0,94	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	-0,56
<i>Charax stenopterus</i>	-0,82	<i>Astyanax</i> sp.	-0,53
<i>Crenicichla maculata</i>	-0,81	<i>Cichlasoma portalegrense</i>	0,53
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	-0,81	<i>Corydoras paleatus</i>	0,53

rio, portanto, que se continue monitorando a ictiofauna da lagoa Caconde, a fim de se verificar os efeitos a longo prazo dos possíveis impactos causados pela introdução das novas espécies na comunidade.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos alunos do laboratório de Ecologia de Paisagem e Etnoecologia da UFRGS, pela ajuda nas saídas a campo; aos professores Dr. Fernando G. Becker e Dra. Clarice B. Fialho, pelas sugestões; à Fundação de Amparo à pesquisa do Rio Grande do Sul (FAPERGS), pela bolsa de iniciação científica concedida; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 306816/2010-5, pela bolsa de produtividade em pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V., de LIMA, L. C., TORRES, M. A. P. & VALÉRIO, P. R. B. 2009. Estrutura populacional, hábitos alimentares e aspectos reprodutivos de *Charax stenopterus* (COPE, 1894) (Teleostei, Characidae): uma espécie introduzida no reservatório do Passaúna, Sul do Brasil. *Estud. Biol.*, 31(73/74/75): 15-21.
- ARTIOLI, L. G. S., J. P. VIEIRA, A. M. GARCIA & M. A. BEMVENUTTI. 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembléia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia Ser. Zool.*, 99(4): 409-418.
- ARTIOLI, L. G. S. & MAIA, R. 2010. Pisces, Siluriformes, Auchenipteridae, *Trachelyopterus lucenai* Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995: historical occurrence and distributions extension. *Check List*, 6(4): 515-516.
- BECKER, F. G. 1998. Feeding habits of *Trachelyopterus lucenai* (Pisces, Auchenipteridae) in lake Guaíba, RS, Brazil. *Biociências*, 6: 89-98.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ª ed. Porto Alegre: Artmed. 740 p.
- BERTOLETTI, J. J., J. F. PEZZI DA SILVA & PEREIRA, E. H. L. 1995. A new species of the catfish genus *Trachelyopterus* (Siluriformes, Auchenipteridae) from southern Brazil. *Revue Française d'Aquariologie*, 22(3-4): 71-74.
- BORTOLUZZI, T., ASCHENBRENNER, A. C., SILVEIRA, C. R., ROOS, D. C., LEPKOSKI, E. D., MARTINS, J. A., GOULART, M. G., QUEROL, E. & QUEROL, M. 2006. Hábito Alimentar da sardinha prata *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), (Pisces, Engraulidae), Rio Uruguai Médio, sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 4: 11-23.
- CALLIARI, L. J., ASMUS, M. L.; REIS, E. G. & TAGLIANI, C. R. A. 2000. *Gerenciamento Costeiro Integrado: trocas e inter-relações entre os sistemas continental e oceânico adjacente*. 14 a 24 de agosto de 2000; Rio de Janeiro – RJ. FURG, CIRM, DOALOS/ONU. 10ª ed., pasta com 6 módulos e 4 sub-módulos. (Programa Train-Sea-Coast Brasil).
- COBLENTZ, B. E. 1990. Exotic organisms: a dilemma for Conservation Biology. *Conservation Biology*, 4(3): 261-265.
- CONNEL, W. J. & SOUSA, W. P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.*, 121: 789-824.
- CONNEL, J. H. & SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.*, 111(982): 1119-1144.
- COURTENAY JR., W. R. & STAUFFER, J. R. 1984. *Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes*. Baltimore: Johns Hopkins Univ. Press. 430 p.
- DELANEY, P. J. V. 1965. *Fisiografia e geologia da superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. Publicação Especial, n. 6, Porto Alegre: Escola de Geologia da UFRGS. 105 p.
- ELTON, C. S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chicago: The University of Chicago Press. 181 p.
- ESPÍNDOLA, E. L. G., BRANCO, M. B. C., FRACÁCIO, R., GUNTZEL, A. M., MORETTO, E. M., PEREIRA, R. H. G., REITZLER, A. C., ROCHA, O. RODGHER, S., SMITH, W. S. & TAVARES, K. S. 2003. *Organismos Aquáticos. Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas*. MMA/SBF. p. 100-137.
- FAUSCH, K. D., LYONS, J., KARR, J. R. & ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 8: 122-144.
- FERNANDES, H., BIDONE, E., VEIGA, L. & PATCHINEELAM, S. 1994. Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, 85: 259-264.
- GARCIA, A. M., J. P. VIEIRA, M. A. BEMVENUTI, D. M. L. MOTTA MARQUES, M. BURNS, MORESCO, A. & CONDINI, V. 2006. Check-list comparison and dominance patterns of the fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 4(2): 261-268.
- GARAVELLO, J. C. & BRITSKI H. A. 2003. Family Anostomidae. In: REIS, R. E., KULLANDER, S. O. & FERRARIS, C. J. Jr. (Eds.) *Check-list of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 742 p.
- GIDO, K. B., MATTHEWS, W. J. & WOLFINBARGER, W. C. 2000. Long-term changes in a reservoir fish assemblage: stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications*, 10: 1517-1529.
- GODINHO, A. L., FONSECA, M. T. & ARAÚJO, L. M. 1994. The ecology of predator fish introductions: The case of rio Doce Valley lakes. In: PINTO-COELHO, R. M., GIANI, A. & von SPERLING, E. (Eds.) *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte: SEGRAC. 193 p.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 13 jun. 2011.
- HARTZ, S. M. 1997. *Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil*. 288 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.
- HASS, S. 1996. *Variação sazonal da biomassa, composição química e aspectos da dinâmica populacional de Scirpus californicus (C. A. Meyer) Steud. na margem nordeste da lagoa Caconde, Osório, RS*. Porto Alegre: UFRGS, 127 p.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 8 maio. 2011.
- KIKKAWA, J. & ANDERSON, D. J. 1986. *Community Ecology: Pattern and Process*. Boston: Blackwell Scientific Publications. 444 p.
- KOLAR, C. S. & LODGE, D. M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298: 1233-1236.
- KURIHARA, Y. 2004. Stability in ecological microcosm. *Proc. Jpn. Acad.*, 80(7): 327-335.
- MACHADO, F. A. 2003. *História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores*. 99 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas, 2003.
- MALABARBA, L. R. & DYER, B. S. 2002. Description of three new species of the genus *Odontesthes* from de rio Tramandaí drainage, Brazil (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Ichthyol. Explor. Freshwaters. Germany*. 13(3): 257-272.
- MALABARBA, L. R. & ISAIA, E. A. 1992. The freshwater fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, with a discussion of its local origin. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS*, 5(12): 197-223.
- MATTHEWS, W. J., CASHNER, R. C. & GELWICK, F. P. 1988. Stabil-

- ity and persistence of fish faunas and assemblages in three Midwestern streams. *Copeia*, 4: 945-955.
- MENEZES, N. A. 2003. Family Acestrorhynchidae. In: REIS, R. E., KULLANDER, S. O. & FERRARIS, Jr., C. J. (Ed.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 742 p.
- MESSERLI, B. & EHLERS, E. 1998. The coastal zones. In: VALLEGA, A., AUGUSTINUS, P. G. E. F. & SMITH, H. D. (Eds.) *Geography, oceans and coasts towards sustainable development*. Milão: FrancoAngeli Publisher. 150 p.
- MILANI, P. C. C. & FONTOURA, N. F. 2007. Diagnóstico da pesca artesanal na lagoa do casamento, sistema nordeste da laguna dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociências*, 15(1): 82-125.
- MIRANDA, J. R., MOUILLOT, D., HERNANDEZ, D. F., LOPEZ, A. S., CHI, T. D., & PEREZ, L. A. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 304: 1-13.
- MORESCO, A. & BEMVENUTI, M. de A. 2005. Morphologic features and feeding analysis of the black catfish *Trachelyopterus lucenai* Bertolotti, Pezzi da Silva & Pereira (Siluriformes, Auchenipteridae). *Acta Limnol. Bras.*, 17(1): 37-44.
- NUNES, D. M. & HARTZ, S. M. 2006. Feeding dynamics and ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the lagoa Fortaleza, southern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 66(1A): 121-132.
- O'CONNEL, M. T., CASHNER, R. C. & SCHIEBLE, C. S. 2004. Fish assemblage stability over fifty years in the Lake Pontchartrain Estuary; Comparisons among habits using Canonical Correspondence Analysis. *Estuaries*, 27(5): 807-817.
- PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol. Invasions*, 11: 1789-1801.
- PILLAR, V. D. 2006. MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling v. 2.4. Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufgrs.br/ecoqua/software.html>>. Acesso em: 2 maio. 2011.
- RESENDE, E. K., PEREIRA, R. A. C., ALMEIDA, V. L. L. & SILVA, A. G. 1996. *Alimentação de peixes carnívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. Corumbá: MS: EMBRAPA-CPAP. 36 p.
- RICAN, O. & KULLANDER, S. O. 2006. Character - and tree - based delimitation of species in the "*Cichlasoma*" *facetum* group (Teleostei, Cichlidae) with the description of a new genus. *J. Zoolog. Syst. Evol. Res.*, 44(2): 136-152.
- RODRIGUES, G. G. & HARTZ, S. M. 2001. Food dynamics of fish and the interaction with macroinvertebrates from a shallow lake in southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 3309-3314.
- RODRÍGUEZ, M. A. & LEWIS Jr, W. M. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99: 166-180.
- SACCOL-PEREIRA, A., MILANI, P. C. C. & FIALHO, C. B. 2006. Primeiro registro de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) no sistema da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 6(3): 1-4.
- SCHÄFER, A. 1988. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Brasiliensia*, 2: 29-55.
- SCHÄFER, A. 1992. Ecological characteristics of the coastal lakes in southern Brazil: a synthesis. *Acta Limnol. Brasiliensia*, 4: 111-122.
- SCHWARZBOLD, A. 1982. *Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul*. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.
- SIMBERLOFF, D. 1981. Community effects of introduced species. In: NITECKI, M. H. (Ed.) *Biotic Crises in Ecological and Evolutionary Time*. New York: Academic Press. 301 p.
- SORENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Kong. Dan. Vidensk. Selsk. Biol. Skr.* 5(4): 1-34.
- SOSA-LÓPEZ, A., MOUILLOT, D., DO CHI, T., & RAMOS-MIRANDA, J. 2005. Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: an application to the Terminos coastal lagoon. - *ICES Journal of Marine Science*, 62: 453-458.
- TAYLOR, J. N., COURTNEY, W. R. Jr., McCANN, J. A. 1984. Know impacts of exotic fishes in continental United States: Distribution, biology and management of exotic fishes. In: COURTNEY, W. R. Jr. & STAUFFER, J. R. (Eds.) *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. Baltimore: John Hopkins University Press. p. 322-373.
- TOMAZZELLI, L. J. & VILLWOCK, J. A. 2005. Mapeamento Geológico de Planícies Costeiras: o Exemplo da Costa do Rio Grande do Sul. *Gravel*, 3: 109-115.
- VIEIRA, E. F. & S.S. RANGEL. 1988. *Planície Costeira do RS: geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica*. Porto Alegre: Sagra. 256 p.
- VIEIRA, S. 2006. *Análise de variância (ANOVA)*. São Paulo: Editora Atlas. 204 p.
- WHITFIELD, A. K. & ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.*, 61: 229-250.
- WITTE, F., GOLDSCHMIDT, T. & WANINK, J. 1992. The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of the haplochromine cichlids of Lake Victoria. *Env. Cons.*, 1(4): 308-309.
- ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice-Hall, 2ª ed. 718 p.
- ZARET, T. M. & PAINE, R. T. 1973. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, 182(4111): 449-455.