

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**Comparação temporal da comunidade de peixes da lagoa Caconde,
Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil**

Elise Amador Rocha

Estudo realizado como pré-requisito
para obtenção do título de Bacharel em
Ciências Biológicas – ênfase ambiental

Prof^a. Dr^a. Sandra Maria Hartz
Orientadora

Porto Alegre, junho de 2011.

Aos examinadores,

Este estudo está formatado segundo as normas da Revista Brasileira de Biociências. No entanto, as figuras e tabelas foram mantidas ao longo do texto para melhor visualização das informações.

Comparação temporal da comunidade de peixes da lagoa Caconde, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil

Avaliação temporal da ictiofauna da lagoa Caconde, RS

Elise Amador Rocha ^{1,2} & Sandra Maria Hartz ¹

1. Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500 – Bloco IV – 91540.000 - Campus do Vale – Porto Alegre – RS.
2. Autor para correspondência: eliserocha1@gmail.com

Sumário

Resumo.....	5
1. Introdução.....	7
2. Material e Métodos.....	10
2.1 Área de Estudo.....	10
2.1.1 Planície costeira.....	10
2.1.2 Lagoa Caconde.....	11
2.2 Métodos.....	13
2.2.1 Coleta de dados.....	13
2.2.2 Análise dos dados.....	14
3. Resultados.....	15
4. Discussão.....	24
5. Agradecimentos.....	28
6. Referências Bibliográficas.....	29
Apêndice.....	44
Anexo.....	45

Comparação temporal da comunidade de peixes da lagoa Caconde, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil

Resumo

As lagoas costeiras neotropicais são ecossistemas produtivos e de alta biodiversidade. Além de serem zonas intermediárias entre o continente e o oceano, são fontes de água potável e recursos pesqueiros, o que as torna alvo de exploração antrópica e consequentes impactos à sua biodiversidade. São raros os estudos realizados com o enfoque de avaliação temporal nesses ecossistemas, sendo assim, este estudo visa comparar a composição e diversidade atual da ictiofauna da lagoa Caconde, pertencente ao Litoral Norte do RS, com amostragens anteriores a fim de se avaliar possíveis mudanças que possam estar ocorrendo neste sistema. As amostragens foram feitas através de redes de espera em dois pontos amostrais na lagoa. Foi feita a comparação, entre as amostragens atuais e anteriores (década de 90), através de teste t, entre a abundância de cada espécie tanto em número de indivíduos quanto em biomassa. Além disso, foram aplicados os índices ecológicos de avaliação de diversidade, de similaridade e análise de ordenamento. Foram registradas cinco novas ocorrências de espécies na lagoa Caconde, e oito espécies registradas anteriormente não foram capturadas pelo presente estudo. O teste t realizado revelou diferenças na capturabilidade de cinco espécies constantes a ambos os estudos. Houve uma semelhança entre composições de 71%, bem como uma partição temporal de similaridade entre elas. Estes resultados demonstram uma diferenciação temporal na comunidade de peixes presente na lagoa Caconde, onde os possíveis distúrbios causados pelas espécies introduzidas, pressão antrópica ou até mesmo distúrbios naturais podem explicar os resultados obtidos.

Palavras chave: ictiofauna, lagoas costeiras, espécies introduzidas, rio Tramandaí, alteração de abundância

Temporal comparison of the fish community of Caconde lagoon, north coast of Rio Grande do Sul, Brazil

Abstract

The neotropical coastal lagoons are productive ecosystems with high biodiversity. Besides being the intermediate zones between the continent and ocean, are sources of potable water and fisheries resources, which makes them a target of exploitation and anthropogenic impacts to its biodiversity. Few studies focuses in temporal evaluation of these ecosystems, so this study aims to compare the current composition and diversity of the fish fauna of Caconde lagoon, belonging to the North Coast of RS, with previous samples in order to assess possible changes that may be occurring in this system. The samples were taken by gill nets in two sampling points on the lagoon. A comparison was made between the current and previous samples (90s), using t-test between the abundance of each species both in number of individuals and biomass. Moreover, the ecological indices were applied to evaluate diversity, similarity and spatial analysis. We recorded five new species in the Caconde lagoon, and eight previously recorded species were not captured by this study. The t test conducted revealed differences in the capture of five species constant of both studies. There was a similarity between compositions of 71% as well as a temporal partition of similarity between them. These results demonstrate a temporal differentiation in fish community present in Caconde lagoon, where possible disturbances caused by introduced species, human pressure or even natural disturbances could explain these results.

Keywords: Ichthyofauna, coastals lagoons, introduced species, Tramandaí river, abundance alteration

1. Introdução

As lagoas costeiras neotropicais são ecossistemas produtivos e de alta biodiversidade. Na América do Sul, aproximadamente 12% da faixa costeira corresponde a ambientes lagunares (Esteves *et al.* 1984). Como zonas intermediárias entre o continente e o oceano, além de serem fontes de água potável, elas são alvo de todos os tipos de exploração humana (Fernandes *et al.* 1994). E, por estarem geralmente inseridas em regiões densamente povoadas, sofrem grande pressão antrópica e conseqüentes impactos à sua biodiversidade. Dentre as principais ameaças a estes ecossistemas, 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 ao sistema (Crooks & Turner 1999, Fernandes *et al.*, 1994; Messerli & Ehlers 1998; Calliari *et al.*, 2000).

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. As lagoas da Zona Costeira de nosso Estado constituem elementos representativos e valiosos de nossa paisagem, mas por estarem localizadas na região com maior crescimento urbano do RS, estes ecossistemas têm sido ameaçados pela forte ocupação e demanda de recursos da região. O Litoral Norte do Rio Grande do Sul está passando por um rápido e acelerado processo de urbanização. Segundo o IBGE (IBGE 2010), a taxa de crescimento do litoral norte entre 2000 e 2010 foi de 5%, enquanto a do estado de 0,49%, configurando-se assim, como nova região urbana do estado. Esse acelerado crescimento tem acarretado uma série de problemas ambientais e urbanos, intensificando-se nos meses de dezembro a março com a ocupação de veranistas e turistas. Os recursos naturais da região têm sido alvo de uma

intensa utilização, em geral sem conhecimento prévio das suas potencialidades, o que tem provocado prejuízos ao meio ambiente (Farion 2007).

A nossa planície costeira 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 constituem um componente importante dos ecossistemas aquáticos, tanto ecológica quanto economicamente. A pesca na região é um importante recurso econômico e turístico, sendo o lazer de milhares de veranistas nos meses de verão (Hartz 1997).

Os estudos que tratam de comunidades de peixes em sistemas estuarinos-lagunares podem ser úteis como indicadores de qualidade ambiental (Fausch *et al.* 1990, Karr 1981, 1991; Bruschi Jr 1998, Hughes *et al.* 2002, Whitfield & Elliott 2002, Sosa-López *et al.* 2005, Shin *et al.* 2010). Além disso, programas de conservação e manejo só são possíveis de serem propostos com a existência de um histórico conhecimento dos ambientes aquáticos e dos peixes que os compõe (Hartz 1997). Segundo Pianka (1983), os estudos que tratam da estrutura de uma comunidade têm como objetivo estabelecer as várias formas na qual as espécies constituintes interagem entre si. Portanto, é prioritária uma avaliação espaço-temporal de sua composição taxonômica, diversidade, abundância e ecologias trófica e/ou reprodutiva (Putman 1994).

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 sendo substituídos um-a-um 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 (Whittaker 1953, Connell & Slatyer 1977, Kikkawa & Anderson 1986, Kurihara 2004, Begon *et al.* 2007, e

outros). 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). Portanto, 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 podem ou não estar ocorrendo em sua estrutura.

Na região costeira do Rio Grande do Sul, a ictiofauna das lagoas do Sistema do Rio Tramandaí têm sido alvo de estudos que focam nos aspectos ecológicos de suas comunidades, destacando-se os de Hartz (1997) na lagoa Caconde, de Bruschi Jr. (1998) nas lagoas Marcelino e Peixoto, o de Fialho (1998) na lagoa das Custódias e de Schifino (2002) na lagoa da Fortaleza. Entretanto, até agora nenhum outro estudo foi feito posteriormente nos mesmos 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, ou até mesmo resultante de fatores naturais do meio. Dentro deste contexto, o presente trabalho objetiva comparar temporalmente a composição e diversidade atual da comunidade de peixes da Lagoa Caconde, pertencente ao Litoral Norte do Rio Grande do Sul, a qual foi alvo de estudo por Hartz em 1997, a fim de se avaliar possíveis mudanças que possam estar ocorrendo neste sistema.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

2.1.1 Planície costeira

A área de estudo situa-se no litoral norte do Rio Grande do Sul, o qual possui uma área de 2700 km². A área está inserida no sistema do rio Tramandaí entre os paralelos 29°12' e 33°48' de latitude sul. O sistema do rio Tramandaí é formado por um cordão de 39 lagoas, as quais tem formação geológica recente (5.000 anos) devido a períodos de transgressões e regressões marinhas (Tomazellii & Villwock 2005).

Segundo Malabarba & Isaia (1992), este sistema hidrográfico pode ser dividido em duas sub-regiões de características ambientais e geológicas distintas. A mais antiga é representada pela região dos rios da encosta da Serra Geral, os rios Maquiné e Três Forquilhas. Já a mais recente contém as lagoas interligadas sequencialmente desde a lagoa Itapeva, ao norte, até a lagoa do Bacopari, ao sul, incluindo o estuário de Tramandaí.

Para o sistema do rio Tramandaí, Reis *et al.* (2003) estimaram a presença de 121 espécies de peixes, dentre estas, cerca de 40 estão relacionadas a ambientes estuarinos (Fialho, 1998). A maior parte das espécies de água doce encontra-se citada em Malabarba e & Isaia (1992). Malabarba *et al.* em 1990 ressaltou que este sistema possui um elevado endemismo de espécies de peixes.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cfa, ou subtropical úmido (Hasenack & Ferraro, 1989). A temperatura média anual situa-se em torno dos 20°C, sendo fevereiro o mês mais quente. A precipitação pluviométrica é uniforme durante o ano, com média anual em torno de 1300mm.

2.1.2 Lagoa Caconde

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 (Fig.1). Sua distância em linha reta ao mar é de aproximadamente 8 km. Segundo Schwarzbald & Schäfer (1984), as lagoas situadas próximas à cidade de Osório formaram-se durante a Glaciação de Wisconsin, datada entre 60.000 a 16.000 anos atrás, no final do Pleistoceno. Segundo classificações propostas por Tomazelli (1990), Fonseca (1989) e 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, com profundidades média de 1,68 m e profundidade máxima de 2,5 m (Schwarzbald 1982).

A paisagem do entorno compõe-se de um mosaico de pastagens, pequenos cultivos, vegetação exótica, áreas alagadas e remanescentes de capão de mato (margem sudoeste). Junto à margem norte, verifica-se a existência de pequenas fazendas de gado, que ocupam uma extensão considerável da área do entorno (Hartz 1997). As margens da lagoa Caconde são principalmente colonizadas por macrófitas aquáticas, sendo *Scirpus californicus* a mais representativa (Hass 1996).

Além da tese efetuada por Hartz (1997), diversos estudos foram realizados na lagoa Caconde sobre a ecologia dos peixes que a compõe: Becker (1995) estudou a dinâmica do crescimento, reprodução e alimentação do peixe-rei (*Odontesthes sp.*); Ghazzi (1993) analisou a osteologia de *Gymnogeophagus lacustris*; Hartz *et al.* (1996 b) a alimentação das espécies de *Astyanax*; Schifino *et al.* (1996), a dieta de *Odontesthes sp.* e Hartz & Barbieri (1995), o crescimento de *Oligosarcus jenynsii*, em 1996(a) Hartz *et al.* avaliaram dinâmica de alimentação e dieta da mesma espécie.

Foram também realizados diversos estudos acerca de sua limnologia (Machado 1994, Leite 1994, Leite & Fonseca 1995), de suas macrófitas aquáticas (Hass 1996, Rocha 1996) e

estrutura do fitoplâncton (Konrath 1995). Além disso, Tedesco (1995) avaliou a variação sazonal e espacial periférica; Güntzel (1995) a comunidade zooplanctônica e Rodrigues (1996), a macrofauna bentônica. Os autores Leite & Fonseca (2002) estudaram a variação espacial e temporal de seus parâmetros ambientais. A lagoa Caconde constitui-se, assim, em uma das lagoas isoladas de água doce mais bem conhecida do litoral norte, servindo de modelo para este tipo de ecossistema da região (Hartz 1997).

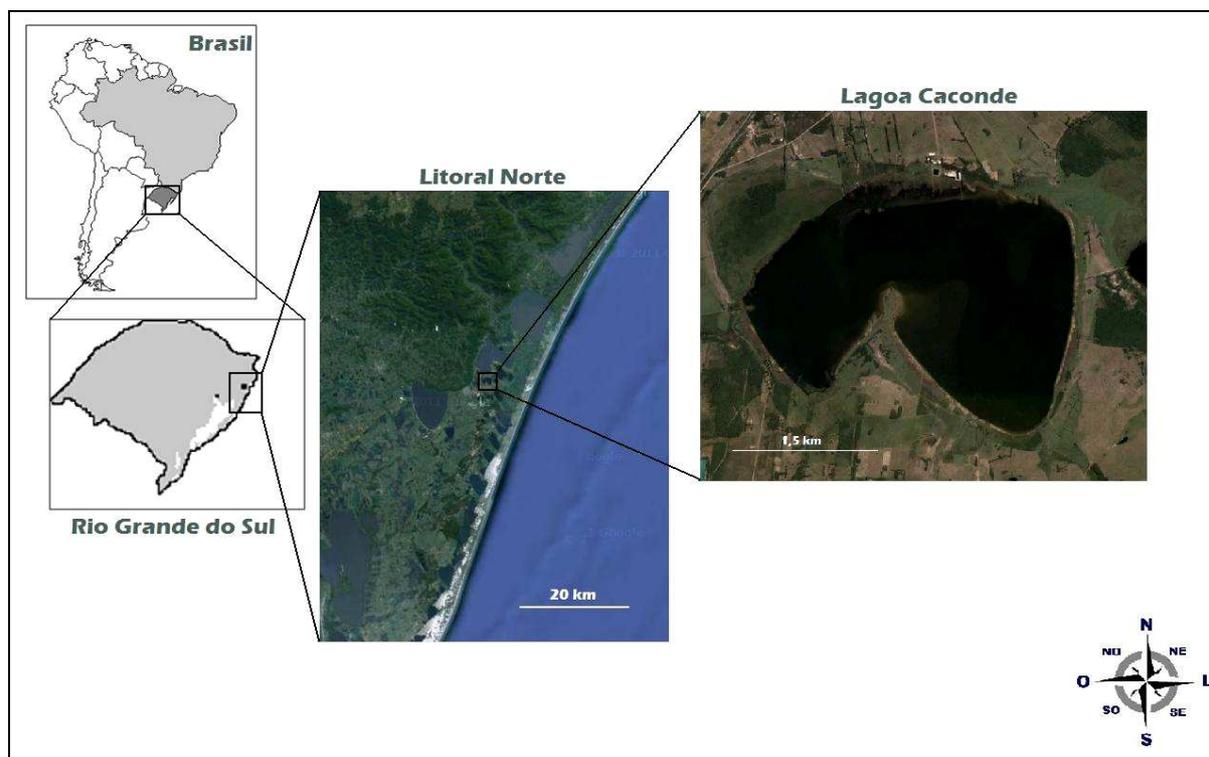


Figura 1. Localização da área de estudo. Mapa do Brasil e do estado do Rio Grande do Sul, com destaque para o sistema do rio Tramandaí e lagoa Caconde.

2.2 Métodos

2.2.1 Coleta de dados

A composição da ictiofauna atual foi obtida através de coletas com redes de espera (malhas entre nós de 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5 e 4,0 cm, com 20m de comprimento e 1,5m de altura cada) com 24 horas de esforço de pesca em dois pontos de amostragem na lagoa Caconde, sendo o ponto 1 localizado na margem nordeste e o ponto 2 na margem noroeste. Foram realizadas 4 coletas: em maio de 2009, em novembro de 2010 e em janeiro e março de 2011. As amostragens foram realizadas no âmbito do projeto "O estudo de padrões tróficos em comunidades ícticas lagunares associados a variáveis de paisagem no sul do Brasil" que visa investigar a estrutura trófica e a diversidade de peixes em relação à estrutura da paisagem, da posição e configuração espacial em lagos da porção norte da planície costeira do RS.

Os animais capturados foram conservados em gelo, no campo, e posteriormente acondicionados em freezer, devidamente etiquetados por ponto, malhagem e hora de coleta. Após o descongelamento, em laboratório, cada espécie foi identificada usando-se chaves dicotômicas pertinentes. Dos indivíduos capturados foi medido o peso total, tomada do peixe inteiro, em g, desprezados os pesos dos exemplares que sofreram ataques por predadores.

A composição da ictiofauna da década de 90 foi obtida através de dados da tese de doutorado de Hartz (1997), que teve como objetivos estudar a comunidade de peixes quanto aos seus aspectos de diversidade, composição, abundância e constância específica. A amostragem da ictiofauna foi obtida através de coletas 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 um dos 3 pontos 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 (20x1,5m cada), com 24 horas de esforço de

pesca em cada estação. Porém, por problemas operacionais, apenas as redes de malhas 1,5; 2,5 e 3,5 cm foram utilizadas durante todo o período de estudo. O ponto 1 localizava-se na margem sul, o 2 na margem nordeste e o ponto 3 na margem noroeste.

2.2.2 Análise dos dados

A abundância de cada espécie foi determinada através da captura por unidade de esforço (CPUE), para cada amostra obtida. Como captura, considerou-se o número de indivíduos, bem como o peso total, capturados nas redes 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5 e 4,0 cm. A fim de se tornar os dados comparáveis com os de Hartz (1997), considerou-se também como captura os indivíduos amostrados apenas com as redes 1,5; 2,5 e 3,5. Foi feita a comparação entre as abundâncias, das espécies constantes do presente estudo e o anterior, através de teste t (nível de significância de 95%, Zar 1984), apenas para os dados obtidos por Hartz (1997) para os pontos 2 e 3 (nordeste e noroeste), os quais são coincidentes com o presente estudo. Com o objetivo de se minimizar o efeito dos diferentes esforços de captura, as comparações foram feitas apenas entre as estações primavera, verão e outono. Além disso, todos os dados das espécies foram transformados em proporção média ao total capturado, seguida pela transformação arco seno da raiz quadrada, a qual costuma ser indicada como possível e eficiente quando os dados da variável não apresentam homocedasticidade (Vieira 2006). Foram consideradas constantes as espécies presentes em mais de 50% do número total de amostras realizadas em cada estudo.

Foram aplicados os seguintes índices ecológicos sobre a composição da ictiofauna:

- Índice de Shannon-Wiener (Pielou, 1975): $H' = \sum(p_i \cdot \log p_i)$, onde p_i = proporção da espécie i ao total capturado. A base logarítmica utilizada foi a de base 10.
- Índice de Simpson (Pielou, 1975): $D = \sum p_i^2$

- Índice de Equidade de Pielou (1975): $E = H'/H_{\text{máx}}$, sendo $H_{\text{máx}} = \log S$ (S= número de espécies).
- Índice de similaridade de Sorensen (1948): $S_s = 2a/2a+b+c$, onde a= n° de espécies na amostra A; b= n° de espécies na amostra B; c= n° de espécies na amostra A mas não na amostra B.

Como análise exploratória, foi feita uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada em uma matriz de similaridade utilizando o índice de Sorensen entre a composição de espécies de ambos os estudos para as estações primavera, verão e outono, capturadas nas malhas 1,5; 2,5 e 3,5 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).

3. Resultados

Foi capturado um total de 746 indivíduos, distribuídos em 23 espécies, 12 famílias e 5 ordens. Hartz (1997) capturou 8.936 indivíduos, distribuídos em 25 espécies, 8 famílias e 4 ordens. Portanto, houve um acréscimo de 4 famílias e 1 nova ordem na lagoa Caconde, as quais: família Engraulidae, família Acestrorhynchidae, família Anostomidae, família Auchenipteridae e a ordem Clupeiformes. As novas espécies encontradas representantes das famílias citadas acima são: *Lycengraulis grossidens*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Leporinus obtusidens* e *Trachelyopterus lucenai*. As espécies *Cyphocharax saladensis*, *Corydoras paleatus*, *Callichthys callichthys*, *Rineloricaria quadrensis*, *Pimelodella australis*, *Cichlasoma portalegrense*, *Crenicichla maculata* e *Gymnogeophagus rhabdotus* foram registradas por Hartz (1997) porém não foram capturadas no presente estudo. A Tabela 1 apresenta as espécies capturadas, bem como a proporção dos indivíduos capturados de cada espécie.

Tabela 1. Lista de espécies capturadas na lagoa Caconde e suas respectivas proporções ao total capturado. 1- Presente estudo; 2- Hartz, 1997; CD- código dado à espécie.

Espécie	CD	1	2
Ordem Clupeiformes			
*Família Engraulidae			
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LG	0,2038	
Ordem Characiformes			
*Família Acestrorhynchidae			
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	AP	0,0080	
*Família Anostomidae			
<i>Leporinus obtusidens</i>	LO	0,0013	
*Família Characidae			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	AE	0,0697	0,0103
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	AF	0,0563	
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	AB	0,0268	0,0142
<i>Astyanax sp.</i>	AS	0,1019	0,0564
<i>Charax stenopterus</i>	CS	0,0013	0,0103
<i>Cyanocharax alburnus</i>	AA	0,0013	
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	HL	0,1381	0,0043
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OJ	0,0777	0,2103
<i>Oligosarcus robustus</i>	OR	0,0201	0,0010
*Família Curimatidae			
<i>Cyphocharax saladensis</i>	CY		0,0009
<i>Cyphocharax voga</i>	CV	0,0979	0,0349
*Família Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i>	HM	0,0536	0,0151
Ordem Siluriformes			
*Família Auchenipteridae			
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	TR	0,0241	
*Família Callichthyidae			
<i>Corydoras paleatus</i>	CP		0,0007
<i>Hoplosternum littorale</i>	HO	0,0067	0,0020
<i>Callichthys callichthys</i>	CA		0,0001
*Família Loricariidae			
<i>Loricariichthys anus</i>	LA	0,0121	0,0009
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	RI		0,0103
*Família Heptapteridae			
<i>Pimelodella australis</i>	PL		0,0003
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	RH	0,0027	0,0007
Ordem Atheriniformes			
*Família Atherinopsidae			
<i>Odontesthes bicudo</i>	OD	0,0201	0,4073
Ordem Perciformes			

***Família Cichlidae**

<i>Australoheros facetus</i>	CF	0,0040	0,0062
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	CI		0,0006
<i>Crenicichla lepidota</i>	CL	0,0121	0,0095
<i>Crenicichla maculata</i>	CR		0,0011
<i>Geophagus brasiliensis</i>	GB	0,0509	0,0317
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	GL	0,0094	0,1708
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GR		0,0002
Total Capturado		746	8936

A variação na abundância total, levando-se em consideração a captura por unidade de esforço por número de indivíduos (CPUE em N) e por biomassa (CPUE em g) revela que o verão (janeiro e março de 2011), assim como verificado por Hartz (1997) foi o período em que as espécies foram mais abundantes, totalizando 68,5 % do total capturado. O mês de março de 2011 foi o mês de captura com biomassa mais elevada, totalizando 11.558,06 g, seguido por janeiro de 2011 com 9370 g (Fig. 2). Analisando-se por espécie, temporalmente, a mais abundante foi *Lycengraulis grossidens* (LG), com grande captura nos meses de janeiro de 2011, totalizando mais de 20% do total capturado, seguida por *Hyphessobrycon luetkenii*, e *Cyphocarax voga*. Já a espécie *Cyphocarax voga* apresentou a biomassa mais expressiva (7883 g), seguida por *Hoplias malabaricus* (7124 g) (Fig. 3).

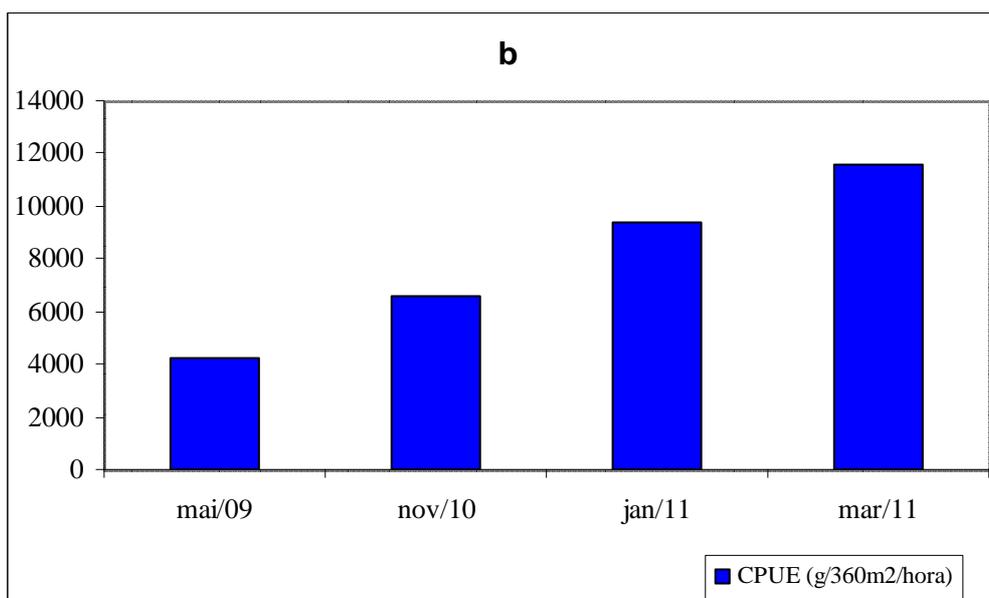
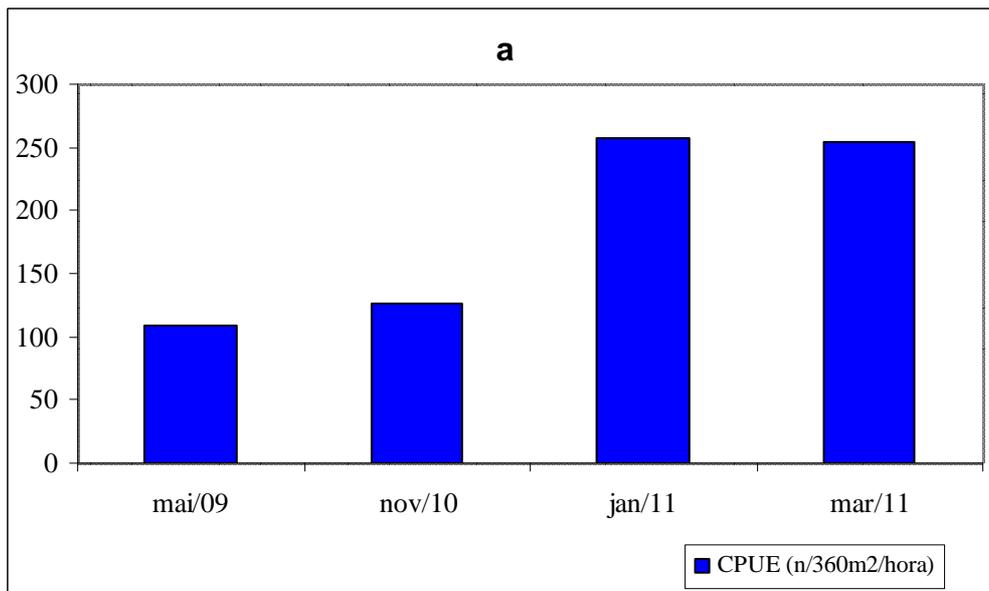


Figura 2. Variação da abundância total do número de indivíduos (a) e da biomassa (b), para a comunidade de peixes capturados em maio de 2009, novembro de 2010, e janeiro e março de 2011 em 2 pontos amostrais na lagoa Caconde.

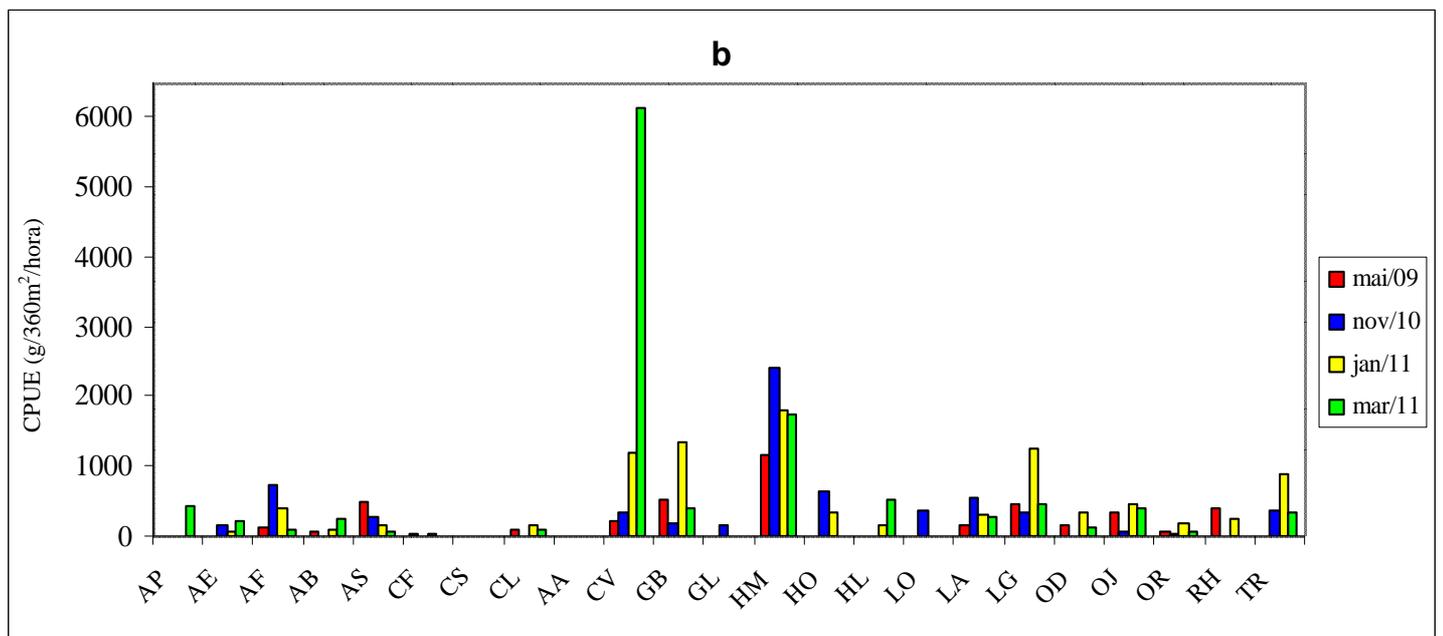
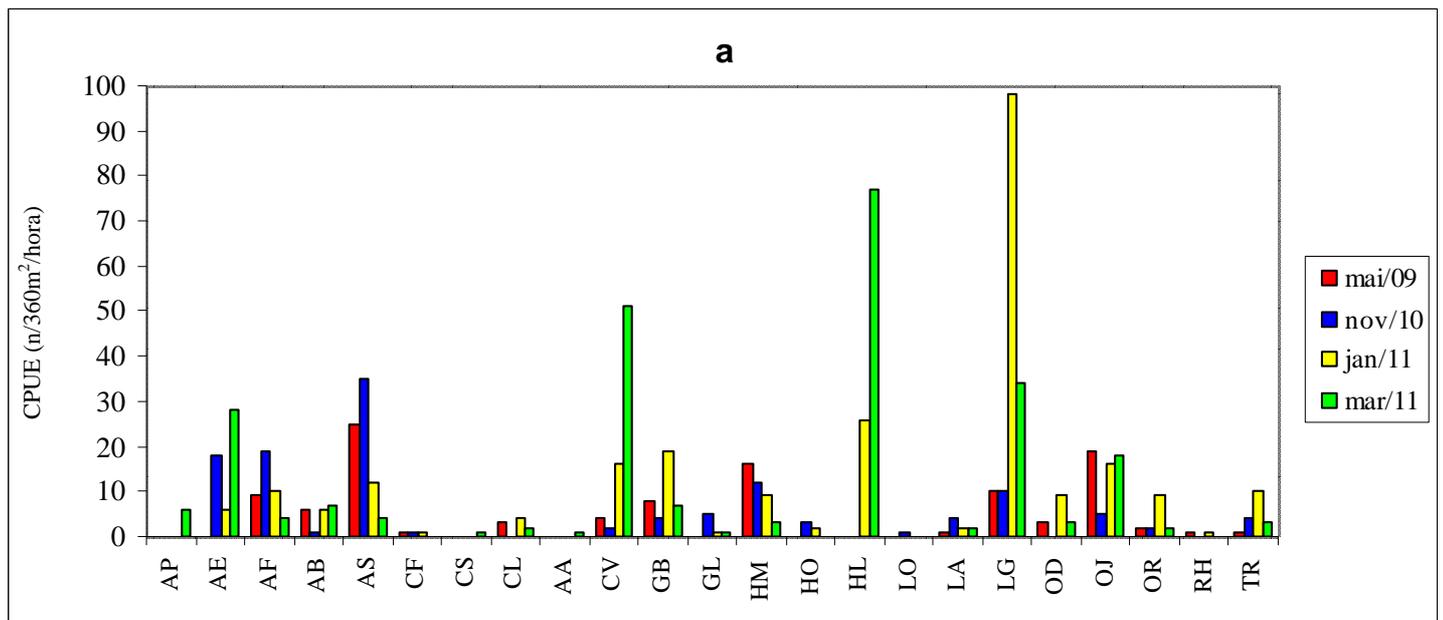


Figura 3. Variação da abundância específica do número de indivíduos (a) e da biomassa (b), para a comunidade de peixes capturados em maio de 2009, novembro de 2010, e janeiro e março de 2011 em 2 pontos amostrais na lagoa Caconde.

A figura 4 apresenta as comparações entre as amostragens atuais e anteriores, através das médias das proporções ao total capturado de cada espécie nas estações primavera, verão e outono, relativas apenas para os indivíduos capturados nas malhas 1,5; 2,5 e 3,5. O teste t realizado com as espécies constantes (Tabela 2) revelou diferenças significativas na proporção média do

número de indivíduos capturados das espécies *Australoheros facetus*, *Charax stenopterus*, *Loricariichthys anus*, *Odontesthes bicudo* e *Oligosarcus robustus*. Já 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 de Hartz (1997), não teve indivíduos capturados nas amostragens atuais. Já as espécies *Astyanax aff. fasciatus*, *Lycengraulis grossidens* e *Tranchelyopterus lucenai* foram constantes em todas as amostragens atuais, porém não foram capturadas por Hartz (1997).

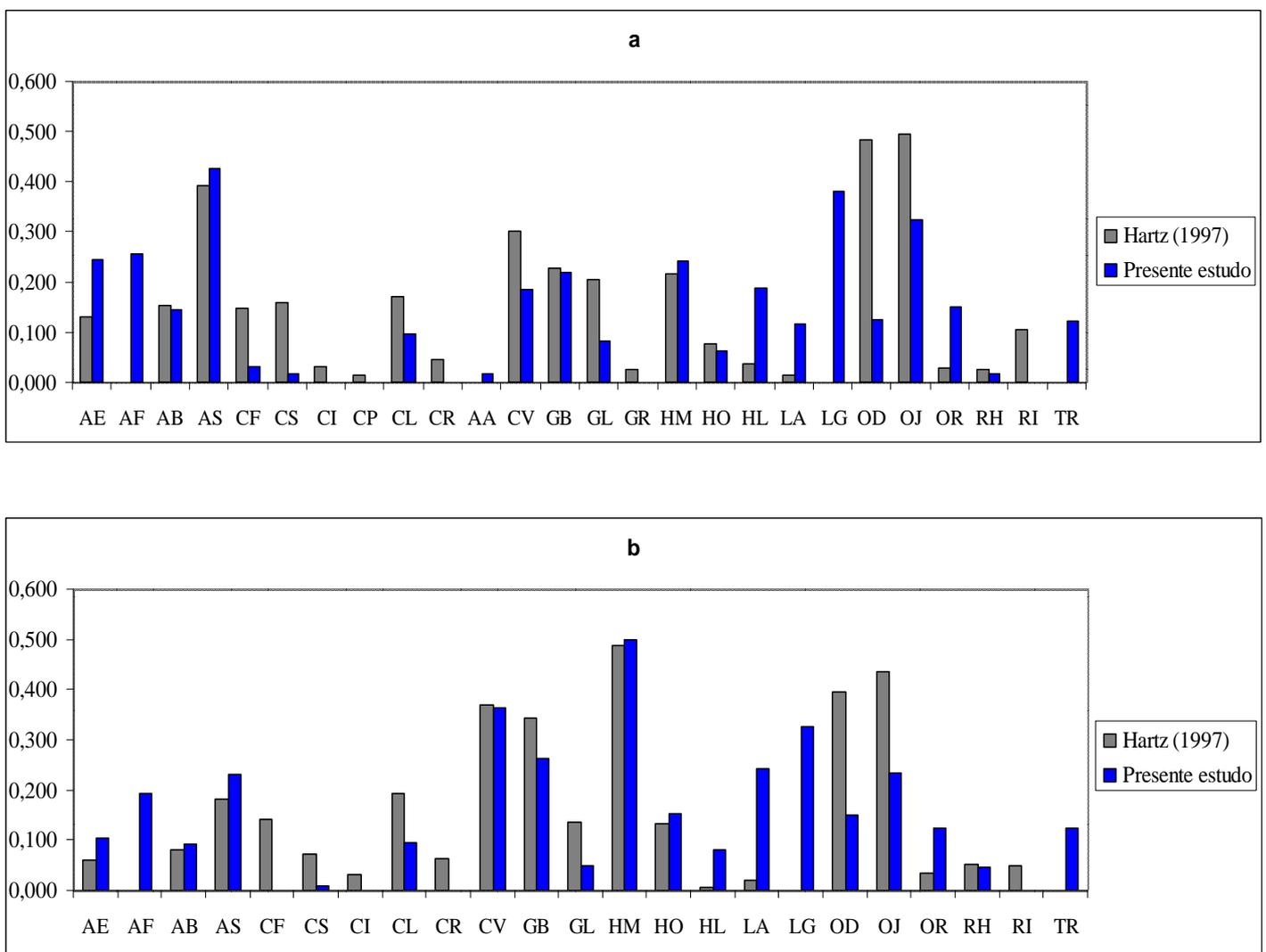


Figura 4. Comparação entre as amostragens atuais e anteriores em relação ao número de indivíduos (a) e biomassa (b) das proporções médias das espécies capturadas pelo presente estudo e por Hartz (1997), apenas para os pontos nordeste e noroeste da lagoa Caconde.

Tabela 2. Comparações, pelo teste t, das proporções médias do número de indivíduos (t calculado n) e da biomassa (t calculado g) das espécies constantes capturadas em ambos os estudos nas estações primavera, verão e outono, para as redes de malhas 1,5; 2,5; e 3,5 em dois pontos amostrais na lagoa Caconde.

Espécie	t calculado		t calculado	
	n	p	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 sp.</i>	-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 litoralle</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

A Tabela 3 mostra os resultados dos diferentes índices ecológicos aplicados sobre a composição da ictiofauna capturada pelo presente estudo para cada amostra obtida, para o seu total e para o total de indivíduos capturados por Hartz (1997), para todas as malhagens de rede utilizadas. Os índices revelam que janeiro e março de 2011 foram os períodos amostrais onde houve a maior concentração de dominância de algumas espécies. Os índices aplicados sobre os totais capturados, pelo presente estudo e por Hartz (1997), demonstram que as amostragens atuais apresentam um grau de uniformidade da abundância entre as espécies presentes maior do que as amostragens anteriores. O teste t realizado entre os diferentes índices ecológicos aplicados sobre as

composições obtidas por ambos os estudos, apenas para as malhas 1,5; 2,5 e 3,5 dos pontos nordeste e noroeste, não revelou diferenças significativas.

Tabela 3. Índices ecológicos aplicados para cada período amostral ao total do número de indivíduos capturados. H' = Índice de Shannon-Wiener; D = Índice de Simpson; E = Índice de Equitatividade de Pielou.

Períodos amostrais	H'	D	E
mai/09	0,9836	0,1317	0,8363
nov/10	0,9834	0,1431	0,8167
jan/11	0,9842	0,1792	0,7696
mar/11	0,9287	0,1705	0,7262
Presente estudo	1,1047	0,1027	0,8112
Hartz (1997)	0,7849	0,2456	0,5615

O índice de similaridade de Sorensen, aplicado sobre a composição da ictiofauna obtida por ambos os estudos, revelou uma semelhança entre composições de 71%. A tabela 4 mostra a matriz de semelhança entre as estações primavera, verão e outono das amostragens atuais e anteriores obtida pelo índice de similaridade de Sorensen, feito apenas com a composição obtida com as malhas 1,5; 2,5 e 3,5 nos pontos nordeste e noroeste na lagoa Caconde.

Tabela 4. Matriz de semelhança entre composições das estações primavera, verão e outono obtida pelo índice de similaridade de Sorensen entre ambos os estudos. H = Hartz (1997); P = Presente estudo.

	primavera H	verão H	outono H	primavera P	verão P	outono P
primavera H	1					
verão H	0.86486	1				
outono H	0.76471	0.85714	1			
primavera P	0.54545	0.64706	0.70968	1		
verão P	0.63158	0.76923	0.77778	0.8	1	
outono P	0.45161	0.5625	0.62069	0.78571	0.78788	1

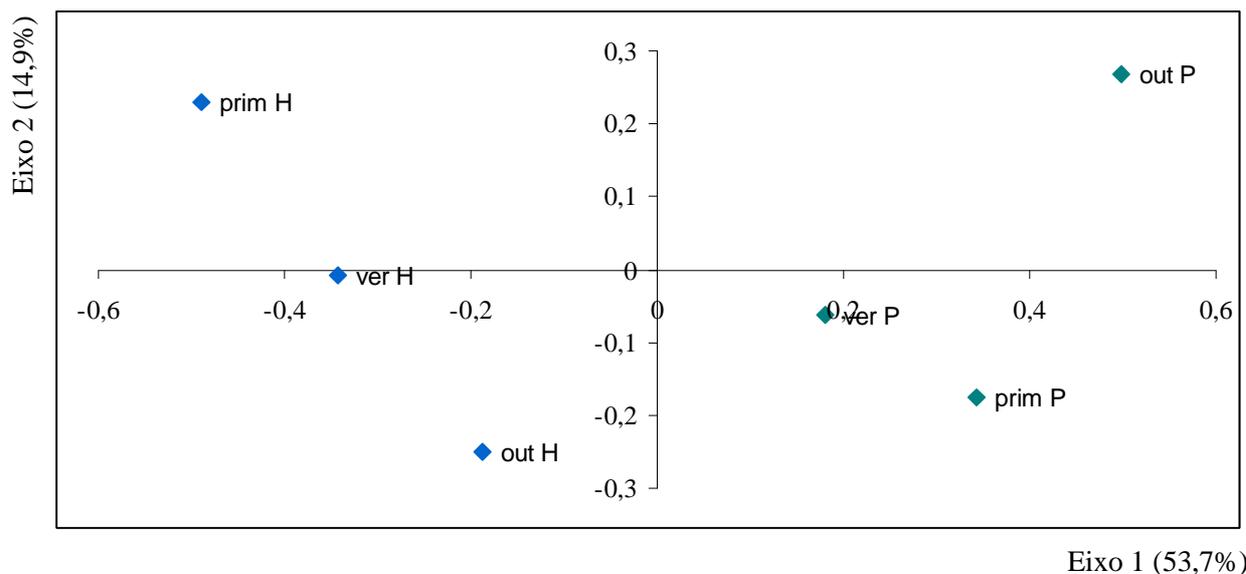


Figura 5. Representação gráfica da ordenação com os dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais, feita com base na matriz de similaridade obtida pelo índice de Sorensen da composição de espécies obtida por ambos os estudos, apenas para as malhas 1,5; 2,5 e 3,5; em dois pontos amostrais na lagoa Caconde, para as estações primavera, verão e outono. H= Hartz (1997); P= Presente estudo.

A Análise de Coordenadas Principais (Fig. 5), feita com base na matriz de semelhança contida na Tabela 4, demonstrou uma partição temporal entre as amostragens atuais e anteriores, já que as duas diferentes composições obtidas, representantes das estações primavera, verão e outono, ficaram isoladas. As principais espécies responsáveis pela separação entre as estações amostrais, dado pelos índices de correlações mais altos entre os descritores originais (espécies) e os eixos da ordenação foram, em ordem decrescente de importância: *Astyanax aff. fasciatus*, *Lycengraulis grossidens*, *Rineloricaria quadrensis*, *Trachelyopterus lucenai*, *Charax stenopterus*, *Crenicichla maculata*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Oligosarcus robustus*, *Australoheros facetus*, *Loricariichthys anus*, *Astyanax eigenmanniorum* e *Gymnogeophagus lacustris*.

4. Discussão

A invasão e presença recente das espécies *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Leporinus obtusidens* e *Trachelyopterus lucenai* na lagoa Caconde as caracterizam como espécies alóctones (IBAMA, Portaria 145/1998), isto é, são espécies nativas de bacia hidrográfica brasileira, mas que estão registradas em bacia onde não ocorreriam naturalmente. A espécie *T. 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). Já a espécie *A. pantaneiro* encontrava-se anteriormente distribuída no estado do RS na bacia do rio Uruguai (Menezes 2003), para depois ser registrada para a bacia da laguna dos Patos (Saccol-Pereira *et al.* 2006), atualmente também presente para a bacia do Rio Tramandaí. A espécie *L. 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. Teve um indivíduo adulto capturado na lagoa Caconde, 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. Porém não haviam sido registradas anteriormente na lagoa Caconde. Pode-se considerar que a principal causa da invasão 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 alteram a conectividade da lagoa com os restante do sistema hidrográfico do rio Tramandaí. Segundo Espíndola *et al.* (2003) essa alteração da conectividade das lagoas pode potencializar a dispersão de espécies exóticas 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 (Sacol-Pereira *et al.* 2006). Em ambientes aquáticos, espécies introduzidas, em particular os peixes, podem causar alterações no hábitat (revolvimento do fundo, alterações de transparência, entre outras) 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 introduzidas *A. pantaneiro* e *L. grossidens*, caracteristicamente piscívoras (Resende *et al.* 1996, Machado 2003, Bortoluzzi *et al.* 2006), e *T. 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 competirem diretamente com espécies como *Hoplias malabaricus* e *Oligosarcus robustus*, e indiretamente com espécies do gênero *Crenicichla*, com as espécies *Charax stenopterus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Odontesthes bicudo* e *Cichlasoma portalegrense* (a qual não foi capturada pelo presente estudo) 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 *A. pantaneiro*, *L. grossidens* e *T. lucenai* também poderiam ocasionar impactos à comunidade, o que explicaria a grande partição temporal existente entre as amostragens atuais e anteriores. Diversos estudos feitos com espécies de peixes predadoras e introduzidas têm demonstrado que este tipo de invasão, especialmente em ambientes lênticos, pode causar danos graves à estrutura da comunidade nativa (Zaret & Paine 1973, Witte *et al.* 1992, Godinho *et al.* 1996, Kolar & Lodge 2002, Miranda *et al.* 2005, Pelicice & Agostinho 2009 e outros). 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).

As espécies *Australoheros facetus*, *C. stenopterus*, *O. bicudo* e *Rineloricaria quadrensis* foram constantemente capturadas na década de 90, porém tiveram sua abundância diminuída ou nem foram capturadas recentemente, como é o caso de *R. quadrensis*. Destas espécies, todas possuem pequeno tamanho corporal. Pelicice & Agostinho (2009) observaram que as espécies de pequeno tamanho corporal foram as que mais diminuíram suas populações após a introdução de um predador voraz, a espécie *Cichla kelberi*, em um reservatório da bacia do rio Paraná.

Apesar da diminuição da abundância e até mesmo ausência de várias espécies, os índices ecológicos demonstraram valores mais altos de diversidade para a composição de espécies atual. Uma explicação possível seria que a adição de novas espécies em conjunto com a diminuição, causada por sua vez, por elas mesmas, da abundância das espécies nativas dominantes, poderia ocasionar esse aumento nos valores dos índices. Muitos estudiosos têm calculado os índices de diversidade, tais como Shannon ou de Simpson (Magurran 1988), para plantas e animais em biótopos particulares, porém a ligação com a biodiversidade está longe de ser evidente ou realística dentro de uma dimensão maior de conhecimentos (Matos *et al.* 1999), já que os índices referidos não avaliam “quem” são espécies e sua importância relativa e/ou trófica que exercem em uma comunidade. Visto que a diversidade é considerada como uma medida de qualidade ambiental, é presumível que, para sua avaliação, se utilize diferentes aproximações, métodos e medidas (Matos *et al.* 1999). Rosso (1996) ressalta que um dos atributos mais importantes, que deve ser considerado na avaliação da estrutura das comunidades é, sem dúvida, a repartição espaço-temporal. Este atributo depende da conjunção de diversos fatores, destacando-se a escala de amostragem e de fenômeno e a proporção entre quantidade de espécies, considerando-se desde as dominantes até as mais raras (Matos *et al.* 1999).

Grandes 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 na teia alimentar (Kikkawa & Anderson 1986). Porém, em comunidades que ainda não atingiram seu clímax sucessional, assim como as importâncias relativas das espécies variam no espaço, os padrões de abundância também podem mudar no tempo (Begon *et al.* 2007). Portanto a possível mudança na composição e abundância das espécies pode ser devida desde a fatores naturais do meio, até as possíveis mudanças tróficas induzidas pelas novas espécies introduzidas. Ou também, a pressão antrópica e seus principais impactos, como a eutrofização (resultante da entrada excessiva de nutrientes a partir de fontes de esgoto e lixiviação agrícola). Ou ainda, simplesmente pelo fato da comunidade da lagoa Caconde ainda não ser uma comunidade-clímax. Sendo assim, devido à complexidade de todos estes fatores, tanto isolados, quanto em conjunção, é necessário que se continue monitorando a ictiofauna da lagoa Caconde, bem como sua paisagem de entorno, a fim de se ter dados mais precisos para avaliar as causas de sua mudança ao longo dos anos.

5. Agradecimentos

Agradeço à professora Sandra Maria Hartz pela orientação e pela oportunidade de executar este estudo. Aos colegas do laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (UFRGS) pela companhia e apoio; ao Sr. Osvaldo (Ceclimar) e alunos do laboratório de Ecologia de Paisagem e Etnoecologia da UFRGS pela ajuda nas saídas a campo; à Renata, pela ajuda com a identificação das espécies em laboratório; à FAPERGS, pela bolsa de iniciação científica concedida; à minha família e especialmente à minha mãe, pois sem ela nada disso seria possível; e ao Eduardo, pela paciência, apoio, carinho e auxílio na edição das figuras.

6. Referências Bibliográficas

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*, sé. zool., 99(4): 409-418.

ARTIOLI, L. G. S. & R. MAIA. 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. 1995. Dinâmica do crescimento, reprodução e alimentação de três espécies de *Odontesthes* do sistema hidrográfico do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil (Pisces, Atheriniformes). Porto Alegre: UFRGS, 121 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

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. 4 ed. Artmed, Porto Alegre.

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 de 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. V. 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*. Pucrs, Uruguaiana, 4:11-23.

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Mon.* 27: 325-349.

BRUSCHI, Jr. W, 1998. Influência de despejos urbanos sobre a ictiofauna das lagoas costeiras Marcelino e Peixoto, Osório, RS, Brasil. São Carlos, UFSCAR. 114 p. Tese (Doutorado em Ciências), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

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. 10^o ed., pasta com 6 módulos e 4 sub-módulos. (Programa Train-Sea-Coast Brasil).

CONNEL, J. H. & SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. Vol. 111, No. 982, p. 1119-1144.

COURTENAY JR., W.R. & STAUFFER, J. R. 1984. Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes. Baltimore, Johns Hopkins Univ. Press. 430p.

CROOKS, S., TURNER, R. K. 1999. Integrated coastal management: Sustaining estuarine natural resources. *Adv Ecol Res*, 29: 241–289.

DELANEY, P. J. V. 1965. Fisiografia e geologia da superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Publicação Especial, n.6, 105p. Porto Alegre: Escola de Geologia da UFRGS.

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.

ESTEVES, F. A.; ISHII, I. H. & CAMARGO, A. F. M. 1984. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: Restingas: Origem Estrutura e Processo. CEUFF, Niterói, 441-452.

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.

FARION, S. R. L. 2007. Crescimento urbano e as alterações ambientais no município de Tramandaí - litoral norte do estado do Rio Grande do Sul: análise geográfica com ênfase nas diferenciações espaciais. Porto Alegre: UFRGS. 167p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

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*, v.85, p. 259-264

FIALHO, C. B. 1998. Estudo da ictiofauna da lagoa das custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos: UFSCAR. 205p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

FONSECA, O. J. de M. 1989. Física e química das águas de oito lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS, Centro de Ecologia, 40p. Relatório Técnico.

GARAVELLO, J. C. & BRITSKI H. A. 2003. Família Anostomidae. Pp. 71-81. In: Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris, C. J. Jr. (Eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, 742 p.

GARCIA, A. M., J. P. VIEIRA, M. A. BEMVENUTI, D. M. L. MOTTA MARQUES, M. BURNS, MORESCO, A. & CONDINI, V. 2006. Checklist comparison and dominance

patterns of the fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.

GHAZZI, M. 1993. Morfoanatomia do branquiocrânio e tubo digestivo relacionada ao hábito alimentar de *Gymnogeophagus lacustris* Reis & Malabarba, (Perciformes, Cichlidae). Porto Alegre: UFRGS, 45 p. Dissertação (Bacharelado em Ciências Biológicas – Ênfase em Zoologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

GODINHO, A. L., FONSECA, M. T. & ARAÚJO L. M. 1994. The ecology of predator fish introductions: The case of rio Doce Valley lakes. Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. Pinto-Coelho, R.M., A. Giani & E. von Sperling (edit.). SEGRAC-Belo Horizonte (MG). p. 77-83.

GÜNTZEL, A. 1995. Estrutura e variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica na lagoa Caconde, Osório, RS. Porto Alegre: UFRGS, 128p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HARTZ, S. M. 1997. Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos, UFSCAR. 288 p. Tese (Doutorado em

Ecologia e Recursos Naturais), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

HARTZ, S. M., MARTINS, A., BARBIERI, G. 1996 a. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) na Lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). *B. Inst. Pesca*. São Paulo. 23 (único): 21-29.

HARTZ, S. M.; SILVEIRA, C. M.; BARBIERI, G. 1996 b. Alimentação das espécies de *Astyanax* Baird & Girard, 1854 ocorrentes na lagoa Caconde, RS, Brasil (Teleostei, Characidae). *Revista Unimar*, Maringá, v. 18, n. 2, p. 269-281.

HARTZ, S. M. & BARBIERI, G. 1995. Crescimento do peixe-cachorro, *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864), na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). *BoI. Inst. Pesca*, São Paulo, 22 (2): 33-40.

HASENACK, H. & FERRARO, L. 1989. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. *Pesquisas*, v.22, p.53-70.

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.

HUGHES J. E., DEEGAN, L. A., WEAVER, M. J., COSTA, J. E. 2002. Regional Application of an Index of Estuarine Biotic Integrity Based on Fish Communities. *Estuaries*, vol. 25, nº 2, p. 250-263.

IBGE. 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 08.05.2011.

IBAMA (Portaria 145/1998). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/PORTARIA_N_145_DE_29_DE_OUTUBRO_DE_1998.pdf. Acesso em: 08.06.2011.

KARR, J. R. 1981. Biological integrity using fish communities. *Fisheries*, v.6. n.6, p. 21-27.

KIKKAWA, J., ANDERSON, D. J. 1986. Community Ecology: Pattern and Process. First edition. Blackwell Scientific Publications.

KOLAR, C. S. & LODGE, D. M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298: 1233-1236.

KONRATH, J. 1995. Flutuação temporal da taxa de fixação de carbono particulado, estrutura do fitoplâncton e fatores ambientais em uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa Caconde, Osório/RS). Porto Alegre: UFRGS, 128 P. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

KURIHARA, Y. 2004. Stability in ecological microcosm. *Proc. Jpn. Acad.*, Ser. B 80, 7:327-335.

LEITE, F. P. das N. 1994. Parâmetros ambientais e índices de qualidades da água como forma de avaliação ecológica da lagoa Caconde, Osório, RS. Porto Alegre: UFRGS. 102p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

LEITE, F. & FONSECA, O. 1995. Aplicação de índices de qualidade das águas na lagoa Caconde, Osório, RS. In: Marques, D. da M. (org.). *Qualidade das águas continentais no Mercosul*. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, nº 2, p.249-260.

LEITE, F. P. N. & FONSECA, O. J. M. 2002. Variação espacial e temporal de parâmetros ambientais da lagoa Caconde, Osório, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.14(2): 39-5

MACHADO, F. A. 2003. História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. 2003. 99 f. Tese (Doutorado) Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas.

MACHADO, N. A. F. 1994. Sedimentometria da lagoa Caconde, Osório, Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 35p. Relatório Técnico.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Magurran, A. E. (Eds). 177 p.

MALABARBA, L. R. 1990. Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema do rio Tramandaí. In: 3º Congresso Brasileiro de Limnologia. Porto Alegre. **Resumos...** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 208, 358p.

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. *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS, Sér. Zool.* 5: v. 5, n.12, p. 197-223.

MATOS, R. M. B., SILVA, E. M. R. da, BERBARA, R. L. L. 1999. Biodiversidade e Índices. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 20p. (Embrapa CNPAB. Documentos, 107)

MENEZES, N. A. 2003. Família Acestrorhynchidae. Pp. 432-433. In: Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris, C. J. Jr. (Eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, 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 evelopment, p. 9-15.

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.*, vol. 304: 1-13.

MORESCO, A. & BEMVENUTI, M. de A. 2005. Morphologic features and feeding analysis of the black catfish *Trachelyopterus lucenai* Bertoletti, 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 lagoon Fortaleza, southern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 66(1A): 121-132.

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.

PIANKA, E. R. 1983. Evolutionary ecology. New York: Harper & Row, 416 p. 3^a ed.

PIELOU, E. C. 1975. Ecological diversity. New York: John Wiley & Sons, 165p.

PILLAR, V. D. 2006. MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling v. 2.4. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>

PUTMAN, R. J. 1994. Community ecology. London: Chapman & Hall, 178p.

REIS, R. E., LUCENA, Z. M. S., LUCENA, C. A. C., & MALABARBA, L. R. 2003. Peixes. In: Fontana, C. S., Benche, G. A., & Reis, R. E. (org.) *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre (p. 117-146). EDIPUCRS.

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, 36p.

ROCHA, P. C. B. 1996. Zonação de margem e distribuição de macrófitas aquáticas na lagoa Caconde, Osório, RS. Porto Alegre: UFRGS, 35p. Dissertação (Bacharelado em Ciências Biológicas – Ênfase em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

RODRIGUES, G. 1996. Caracterização dinâmico-estrutural da macrofauna bêntica da lagoa Caconde, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil. Porto Alegre: UFRGS, 205p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

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.

ROSSO, S. 1999. Amostragem, repartição espacial e diversidade/dominância de comunidades de costões rochosos: uma abordagem metodológica. Laboratório de Ecologia Marinha/USP. 30 p.

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).

SCHÄFER, A. 1988. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Brasiliensia*, v. II, p. 29-55.

SCHÄFER, A. 1992. Ecological characteristics of the coastal lakes in southern Brazil: a synthesis. *Acta Limnol. Brasiliensia*, v.IV, p. 111-122.

SCHIFINO, L. C. 2002. Estudo da comunidade íctica da lagoa da Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos, UFSCAR. 131 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

SCHIFINO, L. C., FIALHO, C. B., BRUSCHI JR., W. & PERET, A. C. 1996. Hábitos alimentares de quatro espécies de peixes-rei (Atherinidae) das lagoas costeiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. In: Seminário Regional de Ecologia, VIII, São Carlos. **Resumos...** São Carlos: Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, p.241.

SCHWARZBOLD, A. 1982. Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Porto

Alegre: UFRGS, 95p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

SCHWARZBOLD, A. & SCHÄFER, A. 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – *Brasil. Amazoniana*, v.IX, n.1, p.87-104.

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., AND 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

SHIN, Y-J., BUNDY, A., SHANNON, L. J., SIMIER, M., COLL, M., FULTON, E. A., LINK, J. S., JOUFFRE, D., OJAVEER, H., MACKINSON, S., HEYMANS, J. J., AND RAID, T. 2010. Can simple be useful and reliable? Using ecological indicators to represent and compare the states of marine ecosystems. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 717–731

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. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. p. 322-373.

TEDESCO, C. D. 1995. Variação espacial e sazonal de microalgas perifíticas em substrato artificial na margem nordeste da lagoa Caconde – Osório, Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS, 88p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TOMAZZELI, L. J. 1990. Contribuição ao estudo dos sistemas deposicionais Holocênicos do nordeste da Província Costeira do Rio Grande do Sul – com ênfase no sistema eólico. Porto Alegre: UFRGS, 270p. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TOMAZZELI, L. J & VILLWOCK, J. A. 2005. Mapeamento Geológico de Planícies Costeiras: o Exemplo da Costa do Rio Grande do Sul. Gravel. Porto Alegre. 3: 109-115.

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. *Journal of Fish Biology*, vol.61, p. 229-250.

WHITTAKER, R. H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and parten. *Ecological Monographs*, 23: 41-78.

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, 718 p. 2a ed.

ZARET, T. M. & PAINE, R. T. 1973. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, New Series, Vl. 182. 4111, p. 449-455.

Apêndice – Valores capturados pelo presente estudo em número de indivíduos (n) e biomassa (g) CPUE (360m²/hora) da ictiofauna da lagoa Caconde.

CD	mai/09		nov/10		jan/11		mar/11	
	n	g	n	g	n	g	n	g
AP	0	0	0	0	0	0	6	0
AE	0	0	18	139	6	63	28	206,61
AF	9	114	19	723,5	10	385,25	4	77,5
AB	6	73	1	9,75	6	82,75	7	251
AS	25	492	35	284,5	12	167	4	47,5
CF	1	21	1	0	1	24,75	0	0
CS	0	0	0	0	0	0	1	8
CL	3	77	0	0	4	165,5	2	83,5
AA	0	0	0	0	0	0	1	5,75
CV	4	221	2	325	16	1193	51	6144
GB	8	525	4	177	19	1350	7	393
GL	0	0	5	141,5	1	0	1	0
HM	16	1163	12	2411	9	1810	3	1740
HO	0	0	3	640	2	335	0	0
HL	0	0	0	0	26	147	77	516,2
LO	0	0	1	360	0	0	0	0
LA	1	150	4	564	2	300	2	280
LG	10	445	10	350,5	98	1248,75	34	450
OD	3	149	0	0	9	347,75	3	134
OJ	19	342	5	73,5	16	453,5	18	384
OR	2	56	2	39,25	9	186,75	2	64
RH	1	400	0	0	1	230	0	0
TR	1	0	4	360	10	880	3	335
Totais	109	4228	126	6598,5	257	9370	254	11120,06

Anexo – Normas para publicação da Revista Brasileira de Biociências.

Os textos deverão ser formatados em uma coluna, usando a fonte Times New Roman, tamanho 12, com espaçamento duplo e margens de uma polegada (2,54 cm), em formato de papel A4. Todas as páginas devem ser numeradas sequencialmente. Não é necessário numerar as linhas.

Documento Principal:

Primeira parte. Deverá conter as seguintes informações:

- a) Título do trabalho, conciso e informativo, com a primeira letra em maiúsculo, sem abreviações.
- b) Nome completo e por extenso do(s) autor(es), com iniciais em maiúsculo, afiliações e endereço completo de todos os autores, em nota de rodapé, e instituição financiadora (auxílio ou bolsas), se houver.
- c) Título abreviado do trabalho, com até 75 caracteres (incluindo espaços).
- d) Autor para contato e respectivo e-mail.

Segunda parte. Deverá conter as seguintes informações:

- a) Resumo: incluir o título do trabalho em português, quando o trabalho for escrito em inglês.
- b) Abstract: incluir o título do trabalho em inglês, quando o texto for em português.

Resumo e Abstract deverão conter, no máximo, 250 (duzentos e cinquenta) palavras, estruturados em apresentação, contendo o contexto e proposta do estudo, resultados e conclusões (por favor, omita os títulos).

- c) Palavras-chave e key words para indexação: no máximo cinco, não devendo incluir palavras do título.

Páginas subsequentes. ‘Artigos completos’ e ‘Notas científicas’ deverão estar estruturados em **Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão (Resultados e Discussão podendo ser reunidos), Agradecimentos e Referências**, seguidos de uma lista completa das legendas das figuras (se houverem), lista das figuras e tabelas (se houverem) e descrição de documentos adicionais (se houverem).

NORMAS GERAIS

Os nomes científicos, incluindo os gêneros e categorias infragenéricas, deverão estar em itálico. As siglas e abreviaturas, quando utilizadas pela primeira vez, deverão ser precedidas do seu significado por extenso. Ex.: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Citar o(s) autor(es) das espécies só a primeira vez em que as mesmas forem referidas no texto. Escrever os números até dez por extenso, a menos que sejam seguidos de unidade de medida, ou indiquem numeração de figuras e tabelas. Não utilizar espaço para separar as unidades de medidas dos valores. A posição preferencial de cada figura ou tabela poderá ser indicada no texto. **Sempre verifique que as figuras e tabelas estejam citadas no texto.** No texto, use abreviaturas (Fig. 1 e Tab. 1, por exemplo). Evitar notas de rodapé. Se necessárias, utilizar numeração arábica em seqüência.

As citações de autores no texto deverá seguir os seguintes exemplos: Baptista (1977), Souza & Barcelos (1990), Porto *et al.* (1979) e (Smith 1990, Santos *et al* 1995). Citar o(s) autor(es) das espécies só a primeira vez em que as mesmas forem referidas no texto. Não serão aceitas citações de resumos de simpósios, encontros ou congressos. Comunicações pessoais não deverão ser incluídas na lista de Referências, mas poderão ser citadas no texto. A obtenção da permissão para citar comunicações pessoais e dados não publicados é de exclusiva responsabilidade dos autores. Abreviatura de periódicos científicos deverá seguir o Index Medicus/MEDLINE. Citações nas Referências deverão conter todos os nomes dos autores.

As referências deverão seguir os seguintes exemplos:

BATHER, F. A. 1900. The echinoderma. In: LANKASTER, E. R. (Ed.) *A treatise on Zoology*. London: Adam & Charles Black. v. 3, 325 p.

- BONGERS, F., POPMA, J., MEAVE, J. & CARABIAS, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio*, 74: 55-80.
- BRIDSON, G. D. R. & SMITH, E. R. 1991. *Botanico-Periodicum-Huntianum/Supplementum*. Pittsburg: Hunt Institute.
- BRUMMIT, R. K. & POWELL, C. E. 1992. *Authors of plant names*. Kew: Royal Botanic Gardens. 732 p.
- CARNEIRO, F. G. 1997. Numerais em esfero-cristais. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 49., 1997, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: Ed. da UFMG. 1 CD-ROM.
- CLEMENT, S. & SHELFORD, V. E. 1960. *Bio-ecology: an introduction*. 2nd ed. New York: J. Willey. 425 p.
- DILLENBURG, L. R. 1986. *Estudo fitossociológico do estrato arbóreo da mata arenosa de restinga em Emboaba, RS*. 106 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.
- FORTES, A. B. 1959. *Geografia física do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Globo. 393 p.
- SANTOS, R. P. & MARIATH, J. E. A. 2000. Embriologia de *Ilex paraguariensis* A. St. Hil.: estudo da antera e grão de pólen e sua aplicação no melhoramento. In: WINGE, H. (Org.). CONGRESSO SUL-AMERICANO DA ERVA-MATE, 2., 2000, Encantado, RS e REUNIÃO TÉCNICA DA ERVA-MATE, 3., 2000, Encantado, RS. *Anais...* Porto Alegre: UFRGS/FEPAGRO. p. 140-142.
- STAFLEU, F. A. & COWAN, R. S. 1976-1988. *Taxonomic literature*. Utrecht: Scheltema & Holkema.
- QUADRA, A. A. & AMÂNCIO, A. A. 1978. A formação de recursos humanos para a saúde. *Ciência e Cultura*, 30(12): 1422-1426.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Faculdade de Educação. Laboratório de Ensino Superior. 1974. *Planejamento e organização do ensino: um manual programado para treinamento de professor universitário*. Porto Alegre: Globo. 400 p.
- ZANIN, A., MUJICA-SALLES, J. & LONGHI-WAGNER, H. M. 1992. Gramineae: Tribo Stipeae. *Bol. Inst. Biocienc.* 51: 1-174. (Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul, 22).

Para documentos com DOI® (Digital Object Identifier) conhecido, seguir o exemplo abaixo (não usar “Disponível em:<....>Acesso em:....”):

SANTOS, R.P., MARIATH, J.E.A. & HESSE, M. 2003. Pollenkit formation in *Ilex paraguariensis* A.St.Hil. (Aquifoliaceae). *Plant Syst. Evol.*, 237: 185-198.<<http://dx.doi.org/10.1007/s00606-002-0257-2>>

Links de páginas disponíveis na Internet devem ser citadas como abaixo:

POLÍTICA. 1998. In: DICIONÁRIO da língua portuguesa. Lisboa: Priberam Informática. Disponível em:<<http://www.priberam.pt/Dicionarios/dlp.htm>>. Acesso em: 8 mar. 1999.