

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA**

**Consequências da Barragem Eclusa do
Canal São Gonçalo para a Ictiofauna do
Sistema Patos - Mirim**

Marcelo Dias de Mattos Burns

Tese apresentada ao Programa
de Pós-graduação em
Oceanografia Biológica da
Fundação Universidade Federal
do Rio Grande, como requisito
parcial à obtenção do título de
DOUTOR.

Orientador :Dr. João Paes Vieira

RIO GRANDE

Agosto, 2010

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. João Paes Vieira, ao qual sou grato pela oportunidade de participar da área acadêmica desta Universidade, e pelo seu apoio incondicional na importância deste projeto.

Aos colegas de trabalho Alexandre Miranda Garcia, Leonardo Moraes, Fabio Lameiro e Michelle Lopes pela convivência construtiva nestes anos que passaram.

Ao amigo e colega Luciano Gomes Fischer pelo apoio em momentos difíceis.

Aos amigos Emerson Carlotto Silveira, Andrio Cardozo Gonçalves e Luiz Esteban Krause Lanés pela imensa ajuda nas triagens e coletas de campo, um sincero muito obrigado.

Ao Professor Dr. Jorge Pablo Castello pelo exemplo profissional e pessoal.

A José Carlos Lang Vianna, pelo profissionalismo na qual conduziu a embarcação Nascente, ao longo destes três anos de amostragem no Canal São Gonçalo.

Ao colega Gonzalo Velasco pela convivência e apoio nestes últimos seis meses de trabalho.

Aos integrantes da banca de acompanhamento deste projeto composta pelo Dr. José Henrique Muelbert, Dr. Manuel Haimovici e a Dr^a Marlise Bemvenuti pelas contribuições ao longo do desenvolvimento do trabalho.

Ao avaliador externo, Dr. Nelson Fontoura pelas considerações ao trabalho.

A minha família por me fazer acreditar e persistir até a conclusão deste trabalho.

ÍNDICE

ÍNDICE.....	III
RESUMO GERAL.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO GERAL.....	3
EVIDÊNCIA DE FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT AFETANDO A MOVIMENTAÇÃO DE PEIXES ENTRE A LAGOA DOS PATOS E A LAGOA MIRIM NO SUL DO BRASIL.....	6
RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM UMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE O ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS E A LAGOA MIRIM: CANAL SÃO GONÇALO, RS, BRASIL.....	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1 Área de Estudo.....	14
2.2 Desenho Amostral e Captura dos Peixes	15
2.3 Análise dos Dados.....	16
3. RESULTADOS	19
3.1 Composição de Espécies.....	19
3.2 Arrasto de Praia	19
3.3 Arrasto de Fundo.....	22
4. Comparação entre Amostradores (AP x AF).....	24
5. DISCUSSÃO.....	26
5.1 Lista de Espécies e Novos Registros.....	26
5.2 Riqueza de Espécies, Padrões de Dominância e Uso do Espaço	28
5.3 Efeitos da Barragem Eclusa.....	31
PADRÕES AMBIENTAIS E A SIMILARIDADE ESPACIAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM UMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE ESTUÁRIO E ÁGUA DOCE.	48
RESUMO.....	49
ABSTRACT.....	50
1. INTRODUÇÃO.....	51
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	55
2.1 Área de Estudo.....	55
2.2 Desenho Amostral e Captura dos Peixes	56
2.3 Parâmetros Ambientais.....	57
2.4 Análise dos Dados	57
3. RESULTADOS.....	61
3.1 Padrões Ambientais.....	61
3.1.1 Zonas Rasas.....	61
3.1.2 Zonas Profundas.....	62
3.2 Padrões Ambientais e de Dominância das Espécies	63
3.2.1 Zonas Rasas.....	63
3.2.2 Zonas Profundas.....	65

3.3 Padrões Ambientais e Similaridade das Assembléias.....	67
3.3 Estrutura de Tamanho.....	72
4. DISCUSSÃO.....	73
4.1 Conectividade Espacial e as Assembléias de Peixes.....	73
4.2 Padrões de Uso e Variação Temporal.....	80
5. CONCLUSÕES.....	122
6. LITERATURA CITADA.....	123
APÊNDICE I.....	144

RESUMO GERAL

O presente estudo teve como objetivo investigar as consequências da construção Barragem Eclusa na estrutura das assembléias de peixes marinha, estuarina e de água doce que habitam o sistema lagunar Patos-Mirim. A área de estudo foi o Canal São Gonçalo, o qual interliga a Lagoa dos Patos com a Lagoa Mirim. As amostragens foram conduzidas mensalmente durante os anos de 2005 (12 meses), 2006 (6 meses), 2007 (12 meses) e 2008 (2 meses) abrangendo a região sudoeste do Canal denominada de limnica, sem a presença de salinidade, e na região nordeste, com influência sazonal da salinidade. As amostragens foram realizadas com métodos ativos de pesca: Arrasto de praia em profundidades (1,5m) e o Arrasto de fundo, em profundidades (>2m) totalizando 384 e 768 amostras, respectivamente. O trabalho foi dividido em três capítulos: **I)** Evidência de Fragmentação de Habitat afetando a movimentação de peixes entre as Lagoas Patos – Mirim, no Sul do Brasil; **II)** Distribuição espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre o estuário da Lagoa dos Patos e a Lagoa Mirim, Canal São Gonçalo, RS, Brasil; **III)** Padrões Ambientais influenciando a similaridade espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre estuário e água doce. No total foram capturadas 98 espécies, com 52.020 indivíduos no arrasto de praia e 155.972 indivíduos no arrasto de fundo. Os principais resultados demonstram que as consequências da Barragem Eclusa provocaram uma mudança na condição ambiental deste Sistema Lagunar envolvendo três aspectos para assembléia de peixes: i) a perda de habitat para as espécies Marinho Vagante, Estuarino Dependente e Estuarino Residente, ii) o Aumento do habitat para as espécies Primárias e Secundárias de água doce na região da Lagoa Mirim e iii) a fragmentação do habitat para as espécies Primárias e Secundárias de água doce entre as regiões Limnica e Estuarina do Canal. As medidas propostas para mitigar o impacto da Barragem Eclusa estão relacionadas a aumentar a passagem das espécies Estuarino Dependente para região Línica do Canal São Gonçalo para a Lagoa Mirim, via o aperfeiçoamento da operação do sistema de comportas da Barragem Eclusa.

Palavras-Chave: impacto ambiental, movimentação de peixes, gradiente estuário água-doce

ABSTRACT

The present study aimed to investigate the consequences of the São Gonçalo channel dam-lock in the structure of the marine, estuarine and freshwater fish assemblies that inhabit the Patos-Mirim lagoon system. The study area was the São Gonçalo channel that connects the Patos Lagoon with the Mirim Lagoon. Sampling took place monthly during years 2005 (12 months), 2006 (6 months), 2007 (12 months) and 2008 (2 months), covering the southwestern part of the channel – the limnic region without salinity, and the northeastern part, influenced by saline waters. Samples were taken by means of active gears: beach-seine in depth up to 1.5 m and bottom-trawl at depth higher than 2 m, totaling 384 and 768 samples, respectively. The present work was divided in three chapters: **I**) Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between Patos and Mirim coastal Lagoons in Southern Brazil, **II**) Spatial distribution of the fish assembly in a transition zone between Patos Lagoon's estuary and Mirim Lagoon: São Gonçalo channel, RS, Brazil; **III**) Environmental patterns influencing the spatial similarity of the fish assembly of a transition zone between estuarine and freshwater. In total, 98 species, with 52,020 individuals were collected by the beach-seine and 155,972 by bottom-trawl. Main results demonstrate that the building of the dam-lock caused a change in the environment of this lagunar system with three aspects: i) habitat loss for the marine vagrant, the estuarine-resident and the estuarine-dependent species, ii) an increase of habitat for primary and secondary freshwater species in the Mirim lagoon region, and iii) habitat fragmentation for primary and secondary freshwater species in the limnic and estuarine regions of the channel. The proposed measures to mitigate the impact of the dam-lock are related to increase the passage of estuarine-dependent species towards the limnic region of São Gonçalo channel and to Mirim lagoon, by improving the operation of the dam-lock gates.

Keywords: environment impact, fish movements, gradient estuary-freshwater

INTRODUÇÃO GERAL

Na porção sul da planície costeira do Rio Grande do Sul, que se estende até o norte do Uruguai, encontra-se o complexo Lagoar Patos – Mirim. A Lagoa dos Patos e a Lagoa Mirim abrangem uma área de drenagem de 263.876 km², possuindo uma superfície de 10.227 km² e 3.750 km², respectivamente (Asmus 1998). O arranjo espacial dessa paisagem possui na sua estrutura um corredor, que tem como função conectar os dois sistemas Lagoares, que por sua vez interligam-se ao Oceano Atlântico.

Tradicionalmente o estuário da Lagoa dos Patos é caracterizado de acordo com o gradiente de salinidade em direção ao Norte (Herz 1977; Möller *et al.* 1996, 2001). No entanto, existem evidências históricas de que a região Estuarina deste complexo Lagoar estendia-se até a Lagoa Mirim através do Canal São Gonçalo. Registros históricos sobre as amplitudes e os teores de salinidade (Vassão 1952; Cunha 1953; CLM 1970; FAO 1972) associados a registros da atividade pesqueira de espécies marinhas e estuarinas na Lagoa Mirim (Machado 1976) evidenciam a extensão para o sul da região Estuarina.

Na década de 70, com vistas ao desenvolvimento agrícola no entorno da Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, o Brasil e o Uruguai, em parceria com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), realizaram um plano diretor para a Lagoa Mirim, sendo um dos sub-programas a construção da Barragem Eclusa no Canal São Gonçalo. O objetivo desta construção foi impedir a entrada de água salgada durante o período de estiagem, em parte do Canal São Gonçalo e na Lagoa Mirim, bem como, garantir uma reserva de água doce binacional (CLM 1970). No entanto, os estudos enfocando a questão ambiental não foram devidamente mensurados, principalmente com relação à fauna de peixes. Evidências preliminares demonstram que a construção da Barragem Eclusa resultou na perda de habitat para algumas espécies de

peixes marinhos e estuarinos (Burns *et al.* 2006). Algumas dessas espécies são componentes importantes da pesca comercial na região costeira (Reis *et al.* 1994; Haimovici 1997), como a corvina *Micropogonias furnieri* e a tainha *Mugil platanus*, atualmente consideradas sobreexploradas pela atividade pesqueira na costa brasileira (MMA 2003). Machado (1976) registra, no período anterior a construção da Barragem Eclusa, uma produção anual de 1.495ton, sendo que 10% do total pescado, era composto por espécies de origem marinha.

Dessa forma, tais evidências remontam mudanças ambientais em larga escala abrangendo diferentes ecossistemas e paisagens. Em outras palavras, estamos falando de distúrbios ambientais e seus efeitos na estrutura e no funcionamento das assembléias de peixes, considerando diferentes escalas e processos ecológicos. Exemplos em diversos ambientes aquáticos e terrestres revelam uma grande variedade na origem e características dos distúrbios ambientais, como também nas diferentes respostas da comunidade biológica (Forman & Collinge 1996), refletindo diferentes estágios de estabilidade nos ecossistemas (Folke *et al.* 2004). Alguns distúrbios de origem antrópica são julgados como sendo a maior causa de extinção de peixes representados pela destruição de habitats físicos, introdução de espécies alóctones e intensificação da atividade pesqueira (Stiassny 1996; Musick *et al.* 2000; Scott & Helfman 2001; Tyus & Saunders 2001). No entanto, a carência de informações sobre a importância de distúrbios naturais para estruturação e funcionamento das comunidades biológicas ainda é escassa (Forman & Collinge 1996), principalmente em ecossistemas aquáticos (Poff 1992). Nas últimas duas décadas, tem aumentado o número de estudos sobre os impactos ambientais causados pelas construções de barragens, principalmente em grandes rios, no entanto, ambientes estuarinos e lacustres não tem recebido a devida

atenção (Araújo Lima *et al.* 1995). Considerando as mais de 200 espécies de peixes de origem marinha, estuarina e de água doce que compõe a Lagoas Patos e a Lagoa Mirim (Malabarba 1989; Chao *et al.* 1985) e o uso de algumas espécies marinhas e estuarinas em regiões límnicas deste sistema Lagoar (Araújo 1988; Ramos 2005; Raseira *et al.* 2002; Milani & Fontoura 2007; Vieira *et al.* 2010), o presente estudo tem como objetivo investigar os efeitos da Barragem Eclusa na estrutura das assembléias de peixes marinha, estuarina e de água doce. Para tanto, o trabalho foi dividido em três capítulos: **I)** Evidência de Fragmentação de Habitat afetando a movimentação de peixes entre as Lagoas Patos - Mirim no Sul do Brasil; **II)** Distribuição espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre o estuário da Lagoa dos Patos e a Lagoa Mirim, Canal São Gonçalo, RS, Brasil; **III)** Padrões Ambientais influenciando a similaridade espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre estuário e água doce.

Nos capítulos anunciados acima (I, II, III), as hipóteses de trabalho discutidas foram as seguintes: i) as espécies marinhas e estuarinas do Canal São Gonçalo demonstram o mesmo padrão de deslocamento encontrado nas regiões límnic e estuarina da Lagoa dos Patos (vide Araújo 1988; Ramos 2005; Raseira *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2010); ii) a resposta da assembléia de água doce ao distúrbio de salinidade produz efeitos de longo prazo na estrutura desta assembléia quando comparada à região sem o distúrbio de salinidade, representada pela região Límnic do Canal São Gonçalo.

EVIDÊNCIA DE FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT AFETANDO A MOVIMENTAÇÃO DE PEIXES ENTRE A LAGOA DOS PATOS E A LAGOA MIRIM NO SUL DO BRASIL.

Trabalho publicado na revista *Neotropical Ichthyology*, 4(1):69-72, 2006

(Apêndice 1)

RESUMO

A comunicação entre o sistema Lagoar Patos-Mirim ocorre através de um Canal natural denominado São Gonçalo. Em 1977, foi construída uma eclusa com o objetivo de evitar a entrada de água salgada, proveniente do estuário da Lagoa dos Patos, para o interior da Lagoa Mirim. Os resultados mostraram uma descontinuidade abrupta na distribuição da salinidade e dos peixes ao longo da área de estudo. Estações de coleta abaixo da barragem tiveram valores de salinidade acima de zero, enquanto os valores foram iguais a zero nas estações acima da barragem durante o período amostrado. Peixes marinhos e estuarinos (p.ex., tainhas *Mugil platanus*, *M. curema*, peixes-rei *Odontesthes argentinensis*, *Atherinella brasiliensis*, sardinha *Brevoortia pectinata* e a corvina *Micropogonias furnieri*) não foram capturados acima da barragem. Caso entrassem em abundância na Mirim, tais espécies poderiam contribuir positivamente para os desembarques da pesca artesanal nessa região. Dessa forma, é sugerida a hipótese de que a barragem do São Gonçalo atua como uma barreira impedindo a entrada de águas salgadas e peixes marinhos e estuarinos para o interior da Lagoa Mirim.

Palavras-Chave: barragem, migração de peixes, pesca artesanal, estuário

ABSTRACT

The communication between the Patos and Mirim lagoon systems occurs via a natural channel called São Gonçalo. In 1977, a dam was built in this channel to prevent entrance of saline waters from Patos Lagoon estuary into the Mirim Lagoon. Our results showed an abrupt discontinuity in salinity and fish species distribution along the study sites. Sites below the dam showed salinity values higher than zero, whereas sites above had zero salinity values across all sampling periods. Marine and estuarine fishes (e.g., mullets *Mugil platanus*, *M. curema*, silversides *Odontesthes argentinensis*, *Atherinella brasiliensis*, sardine *Brevoortia pectinata*, and white croaker *Micropogonias furnieri*) were not captured above the dam. If these juvenile fishes could enter the Mirim lagoon in greater numbers, they probably would enhance catches in the artisanal fishery. We hypothesized that the São Gonçalo dam acts as a barrier hindering the entrance of salinity water and fishes inside the Mirim Lagoon.

Key words: dam, fish migration, artisanal fishery, estuary

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM UMA REGI-
ÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE O ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS E A
LAGOA MIRIM: CANAL SÃO GONÇALO, RS, BRASIL.**

RESUMO

A composição e distribuição das assembléias de peixes em zonas rasas e profundas foram estudadas na região Límnic e estuarina do Canal São Gonçalo. Este Canal interliga a Lagoa dos Patos com a Lagoa Mirim, onde em 1977 foi construída a Barragem Eclusa, com o objetivo de evitar a entrada de água salgada para o interior da Lagoa Mirim. As amostragens foram conduzidas na região Límnic e estuarina, mensalmente, durante os anos de 2005 (12 meses), 2006 (6 meses) e 2007 (12 meses), utilizando-se uma rede de arrasto de fundo (AF) em profundidades maiores que 3 metros, e arrasto de praia (AP) com profundidade máxima de 1,5 m, totalizando 720 e 360 amostras, respectivamente. Ao todo foram capturadas 98 espécies, sendo que a rarefação indicou que independente do amostrador, a região Estuarina apresenta uma maior riqueza específica em relação a região Límnic do Canal. Um total de 22 espécies foram dominantes, em pelo menos uma região e amostrador utilizado. Os resultados também demonstram a existência de uma distribuição transversal (entre amostradores) e longitudinal (entre as regiões do Canal). A distribuição transversal foi caracterizada, em ambas regiões amostradas do Canal com a maior representatividade dos pequenos Characiformes (62,2%) no AP, enquanto que no AF os Siluriformes foram mais representativos (86,4%) dos indivíduos capturados. A distribuição longitudinal das assembléias de peixes foi marcada pela descontinuidade abrupta, na distribuição espacial em ambos amostradores, ao longo da área de estudo, indicando a influência da Barragem Eclusa. Para assembléia marinha e estuarina apenas a manjuba *Lycengraulis grossidens*, no AP, e a corvina *Micropogonias furnieri*, no AF foram representativas numericamente na região Límnic do Canal. Também foi demonstrada a ineficiência do sistema de comportas modificadas, da Barragem Eclusa para passagem dos Bagres da família Ariidae para região Límnic do canal, impedindo sua chegada na Lagoa Mirim. De forma similar, para assembléia de Água Doce houve uma mudança no padrão de dominancia das espécies em ambos amostradores inferindo efeitos de longo prazo relacionados ao distúrbio de salinidade. É sugerida a hipótese de que a Barragem do Canal São Gonçalo alterou de forma drástica o padrão de distribuição espacial das assembléias marinha, estuarina e limnica do deste sistema lagunar.

Palavras-Chave: Barragem Eclusa, deslocamento de peixes, estuário

ABSTRACT

The composition and distribution of fish assemblies in shallow and deep waters were studied in the limnic and estuarine regions of the São Gonçalo channel. This channel communicates the Mirim Lagoon with the Patos Lagoon, where, in 1977 a dam-lock was built with the purpose of avoiding salty water entering the Mirim Lagoon. Sampling took place in the limnic and the estuarine region, monthly during years 2005 (12 months), 2006 (6 months) and 2007 (12 months), using bottom-trawl (AF) at depth higher than 2 m and beach-seine (AP) in depth up to 1.5 m and, totaling 720 and 360 samples, respectively. At all, 98 species were collected, and the rarefaction index indicated that, regardless the sampling gear, the estuarine region presents the higher specific richness, comparing it to the limnic region of the channel. A total of 22 species were dominant in, at least, one of the regions and sampling gears. Results also demonstrate the existence of a transversal (among sampling gears) and longitudinal (among regions of the channel) distribution. The transversal distribution was characterized, in both regions, by the higher representativity of the Characiforms (62.2%) in the AP, while in the AF the Siluriforms were more representative (86.4%) among the captured individuals. The longitudinal distribution of the fish assemblies was marked by the abrupt discontinuity of the spatial distribution in both sampling gears along the study area, indicating an effect of the dam-lock. For the marine and estuarine assemblies, only the Atlantic sabretooth anchovy *Lycengraulis grossidens* in the AP and the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* on the AF, were numerically representative in the limnic region of the channel. It was also demonstrated the inefficiency of the modified gates of the dam regarding the passage of the Ariidae catfishes towards the limnic region of the channel, preventing them to reach the Mirim lagoon. Likewise, for the freshwater assembly, a change in the species' dominance in both sampling gears was observed, pointing to long term effects related to salinity disturbs. A hypothesis is, then, suggested, that the dam-lock had drastically altered the spatial distribution pattern of the marine, estuarine and limnic assemblies of the present lagunar system.

Keywords: Dam-lock, fish movements, estuary

1. INTRODUÇÃO

O Sistema Lagoar Patos-Mirim (SLPM) é considerado o maior sistema Lagunar do mundo do tipo estrangulado (Kjerfve 1986), com as lagoas dos Patos e Mirim interligadas pelo Canal São Gonçalo (Asmus 1998). Tradicionalmente o estuário da Lagoa dos Patos é caracterizado de acordo com o gradiente de salinidade em direção ao Norte (Hertz 1977; Möller *et al.* 1996, 2001). No entanto, existem evidências históricas de que a região Estuarina deste complexo Lagoar estendia-se até a Lagoa Mirim através do Canal São Gonçalo. Registros históricos sobre as amplitudes e os teores de salinidade (Vassão 1952; Cunha 1953; CLM 1970; FAO 1972) associados a registros da atividade pesqueira de espécies marinhas e estuarinas na Lagoa Mirim (Machado 1976) evidenciam a extensão para o sul da região Estuarina. Na década de 70, com vistas ao desenvolvimento agrícola no entorno da Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, o Brasil e o Uruguai, em parceria com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), realizaram um plano diretor para a Lagoa Mirim, sendo um dos sub-programas a construção da Barragem Eclusa no Canal São Gonçalo. O objetivo desta construção foi impedir a entrada de água salgada durante o período de estiagem, em parte do Canal São Gonçalo e na Lagoa Mirim, bem como, garantir uma reserva de água doce binacional (CLM 1970), no entanto as possíveis mudanças na distribuição das assembléias de peixes que habitam o sistema Patos-Mirim não foram investigadas.

A ictiofauna do SLPM é bem conhecida quanto ao seu status taxonômico, tanto para as espécies límnicas (Malabarba 1989; Langeani *et al.* 2009) como marinhas e estuarinas (Menezes *et al.* 2003), no entanto, aspectos relacionados a sua bio-ecologia ainda é pouco conhecida, como por exemplo a distribuição espacial das assembléias de peixes. Trabalhos utilizando metodologia padronizada comparando as diferentes zonas

(rasas e profundas) estão concentrados ao longo do gradiente de salinidade Norte – Sul da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Vieira *et al.* 1998; Duffec & Fialho 2009; Vieira *et al.* 2010) e em lagoas localizadas a leste da Lagoa Mirim, conhecido como Sistema Hidrológico do TAIM (Garcia *et al.* 2006 e Artioli *et al.* 2010). Considerando que Barragens alteram a distribuição espacial das assembléias de peixes de água doce, estuarina e marinha (Lucas & Baras 2001; Elliott & Hemingway 2002; Carosfield *et al.* 2004) como exemplificado para a assembléia de zonas rasas do Canal São Gonçalo (Burns *et al.* 2006) nos investigamos a distribuição espacial das assembléias de peixes e as possíveis conseqüências da construção da Barragem Eclusa. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo: i) inventariar a ictiofauna neste trecho do sistema Lagoar; ii) comparar os padrões espaciais entre as assembléias marinhas, estuarinas e de água doce; iii) investigar os efeitos da Barragem Eclusa, considerando as características da ictiofauna regional.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Canal São Gonçalo está localizado na porção oeste-sul do sistema da Lagoa dos Patos, estendendo-se por 76 km até conectar-se à Lagoa Mirim (Fig. 1). Este Canal, de origem natural, apresenta um curso sinuoso, com largura variando entre 200 e 300 m e profundidade de até 10 m. A Barragem Eclusa secciona o Canal São Gonçalo a uma distancia de 15 km da Lagoa dos Patos e 61 km da Lagoa Mirim. A Barragem Eclusa foi construída no ano de 1977, com objetivo de impedir a entrada de águas salgadas na Lagoa Mirim, a partir de um plano de desenvolvimento binacional entre Uruguai e Brasil (FAO 1972). A Barragem possui 18 comportas basculantes de 12 x 3,2 m. Na margem esquerda é realizada a eclusagem para a navegação, com uma câmara de 120 x 17 m (FAO 1972). Este Canal de navegação dispõe de duas comportas com 17 m de altura e 8 m de largura, também basculantes, com sistemas de equalização de níveis (câmaras e comportas By Pass).

O regime natural de escoamento do Canal São Gonçalo é complexo, invertendo periodicamente a direção de seu fluxo, o que lhe designa a denominação de Canal (FAO 1972). A descarga média é de 700 m³/s, sendo a velocidade de fluxo na ordem de 0,6 m/s (CLM 1970). Valores máximos da descarga de água doce atingem em torno de 3.000 m³/s em épocas de inundações, enquanto que em estiagens prolongadas a descarga é zero, quando geralmente se verifica a inversão da corrente, em direção à Lagoa Mirim (CLM 1970).

O sistema de operação da Barragem Eclusa depende do nível fluviométrico da Lagoa Mirim, sendo que, quando o nível médio da Lagoa Mirim está próximo a um metro abaixo do nível do mar, inicia-se o controle da descarga do Canal São Gonçalo,

para Lagoa dos Patos. Este período geralmente compreende os meses de dezembro a abril, quando a Lagoa Mirim apresentava no passado maior probabilidade de salinização (CLM 1970; FAO 1972). O controle do nível da Lagoa Mirim neste período é realizado através do fechamento parcial ou total das comportas da Barragem Eclusa e redução dos horários de eclusagem para navegação. No período restante as comportas permanecem parcialmente abertas, sendo que o Canal de eclusagem é aberto quatro vezes ao dia, em horários específicos para a passagem de embarcações.

2.2 Desenho Amostral e Captura dos Peixes

O Canal São Gonçalo foi dividido, a partir da Barragem Eclusa, em duas regiões classificadas de acordo com a condição de salinidade: Região Límnic (L) que está situada à montante (sudoeste) da barragem, na qual a salinidade é impedida de penetrar; e Região Estuarina (E) que está situada à jusante (nordeste) da barragem, inserida na região Estuarina da Lagoa dos Patos (Seeliger et al. 1996).

As amostragens foram realizadas com periodicidade mensal entre janeiro de 2005 e abril de 2006 e entre novembro de 2006 e dezembro de 2007. Em cada região (L, E) as amostragens foram realizadas entre 0 e 15 km de distância da barragem, tanto em direção sudoeste como nordeste. Mensalmente, em cada região, foram efetuadas seis amostras de arrasto de praia (AP) com uma rede tipo Coca (modelo *trawl* – 9 m de largura e 2,4 m de altura, malha de 13 mm entre nós nas asas e 5 mm no saco) operando em profundidades de até 1,5 m (Burns *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2006), e doze amostras de arrasto de fundo (AF) com uma rede de portas (15 kg cada) com as seguintes características: 10,5 m de abertura com 6,0 kg de corrente na tralha inferior, 0,8 m de altura e 7,5 m de comprimento, com malha de 18 mm nas asas e de 5 mm no inter-saco.

A rede de arrasto de portas foi tracionada por uma embarcação de madeira, medindo 12 m de comprimento com motor de 60 Hp de potência. Para cada arrasto o tempo de duração foi de 5 minutos, contados a partir da liberação total de 50 m do cabo real.

Os peixes de fácil identificação foram medidos a bordo e posteriormente liberados no ambiente. O restante foi preservado em formaldeído a 10% e, posteriormente identificados, medidos e contados no laboratório. Para medir o comprimento total dos peixes foi utilizado um ictiômetro graduado em escala de 1 mm. Para cada amostra eram medidos até 100 indivíduos de cada espécie, sendo o restante contado e somado ao total capturado de cada espécie.

2.3 Análise dos Dados

As espécies foram classificadas quanto ao seu local de reprodução em marinhas, estuarinas e de água-doce. A nomenclatura nominal das espécies de água doce segue Buckup *et al.* (2007) e marinhas e estuarinas, Menezes *et al.* (2003). A riqueza de espécies (S) coletadas nas duas regiões, por cada amostrador, foi analisada pela curva acumulada de espécies por amostra e pela curva acumulada de espécies por indivíduos coletados (Magurran 1988). Para comparar o número de espécies entre as regiões amostradas, foi aplicada a técnica de rarefação para cada amostrador proposta por Sanders (1968) e modificada por Hurlbert (1971) e Simberloff (1972). O número de espécies esperado para uma amostra de n indivíduos obtidos aleatoriamente d assembléia ES (n) é calculado como:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\frac{N - N_i}{N}}{\frac{n}{N}} \right]$$

onde N é o número total de indivíduos coletados; S = número total de espécies da comunidade; N_i é o número de indivíduos da espécie i naquela amostra e n = tamanho da amostra padronizada, para a qual o número de espécies é estimado, que deve ser menor que a abundância total de indivíduos da menor amostra. A representação gráfica do ES (n) em função dos números de indivíduos coletados permite a comparação de assembléias distintas (Ludwig & Reynolds 1988; Magurran 1988; Krebs 1999). Para o cálculo da rarefação foi utilizado o programa PAST (Hammer *et al.* 2001).

Para a análise de similaridade, baseada na presença/ausência de espécies entre as regiões e amostradores foi utilizado o coeficiente de *Jaccard* (C_j), conforme proposto em Artioli *et al.* (2010) e descrito em Magurran (1988), onde: $C_j = j/(a+b-j)*100$; j = número de espécies comuns a ambos os habitats; a = número de espécies no habitat A, e b = número de espécies no habitat B. Para a análise de similaridade, baseada em valores quantitativos da abundância relativa, foi utilizado o percentual mínimo de similaridade (P_{\min}) a partir do CPUE% (Artioli *et al.* 2010), sendo descrito como $P_{\min} = \sum i$ mínimo (p_{1i}, p_{2i}), onde: p_{1i} = percentual da espécie i na amostra 1 e p_{2i} = percentual da espécie i na amostra 2 (Krebs 1999). A captura por unidade de esforço (CPUE) foi obtida dividindo o número total de indivíduos capturados de cada espécie, por amostrador, pelo esforço (número de amostras) em cada região Límpica e estuarina do Canal São Gonçalo.

A importância relativa das espécies foi calculada utilizando a combinação da frequência de ocorrência (FO%) e a captura por unidade de esforço (CPUE%). A FO% foi calculada como a taxa do número de ocorrência de uma espécie dividido pelo número total de amostras ($\times 100$). As espécies que demonstraram $FO\% \geq$ à média da FO

% em cada local coletado foram consideradas como espécie freqüente, enquanto que aquelas com $FO\% < \bar{x}$ foram consideradas como espécie rara. Um método similar foi aplicado para o CPUE%, resultando nas categorias alta abundância ($CPUE\% \geq \bar{x}$) e baixa abundância ($CPUE\% < \bar{x}$). Finalmente, combinando FO% e CPUE%, as espécies foram classificadas em termos de importância relativa em quatro grupos: (1) Abundante-Freqüente ($CPUE\% \geq \bar{x}$ CPUE%, $FO\% \geq \bar{x}$ FO%); (2) Freqüente-não-Abundante ($CPUE\% < \bar{x}$ CPUE%, $FO\% \geq \bar{x}$ FO%); (3) Abundante-não- Freqüente ($CPUE\% \geq \bar{x}$ CPUE%, $FO\% < \bar{x}$ FO%) e (4) Presente ($CPUE\% < \bar{x}$ CPUE%, $FO\% < \bar{x}$ FO%) (Garcia *et al.* 2006; Burns *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010). As espécies identificadas como Abundante-Freqüente, Freqüente-não-Abundante e Abundante-não- Freqüente foram consideradas como importantes, sendo as dominantes apenas as Abundante-Freqüente. As taxa identificados apenas ao nível de família (Clupeidae, Engraulidae e Atherinopsidae) foram excluídos deste procedimento em função de sua baixa representatividade numérica.

A abundância por classe de comprimento total (CT) foi baseada no cálculo de CPUE-CT (captura por unidade de esforço por classe de comprimento total) (Vieira 1991) representada em classes de 25 mm. A CPUE-CT de cada espécie foi obtida pela fórmula $CPUE-CT = \sum FP(CT)/f$, onde o Fator de Ponderação $FP = N/n$ sendo N = o número de indivíduos capturados na amostra e n = o número de indivíduos medidos na amostra, e f = o esforço de coleta (número de amostras).

3. RESULTADOS

3.1 Composição de Espécies

Em ambas as regiões (Límnica e Estuarina) do Canal São Gonçalo foram coletados 193.506 indivíduos e identificadas 98 espécies, distribuídas em 37 famílias e 12 ordens, com comprimento total variando entre 7 e 1000 mm CT (Tab. 1). Um total de 57 indivíduos foram identificados apenas à nível de família, Clupeidae spp (n = 25), Engraulidae spp (n=17); Atherinopsidae spp (n=14) e Gobidae spp (n=1), e 3.963 indivíduos ao nível de gênero *Astyanax* spp (n = 2.357), *Rineloricaria* spp (n= 1.484), *Odontesthes* spp (n = 121) e *Synbranchus* sp (n=1), representando menos de 3% do total de indivíduos capturados. Duas espécies ainda não descritas foram identificadas como *Mugil* sp (n=3) e *Bunocephalus* sp (n=1.769) (Tab. 1).

Três espécies marinhas *Hemiramphus brasiliensis* (n=2), *Eugerres brasilianus* (n=1) e *Awaous cf. tajasica* (n=1) não possuíam registro para a região Estuarina da Lagoa dos Patos e duas espécies de origem límnica ampliam sua distribuição para o extremo sul do Sistema Lagoar dos Patos-Mirim, sendo *Leporinus obtusidens* (n=2) capturada na região Límnica com ambos amostradores, e a espécie alóctone invasora *Pachyurus bonariensis* (n=48) capturada em ambas as regiões e amostradores (Tab. 1).

3.2 Arrasto de Praia

Nos arrastos de praia foram capturados 47.107 indivíduos distribuídos em 75 espécies de 25 famílias, sendo a família Characidae a mais representativa em número de indivíduos (57,4%) e espécies (S= 16; 64%) (Tab. 1).

A relação entre o número de espécies e o número de amostras e número de indivíduos coletados pode ser observada na figura 2A e 2B. O esforço amostral (número

de arrastos de praia) foi igual em ambas as regiões, mas o número de indivíduos coletados foi cerca de duas vezes maior na região Límica (29.971 ind.) quando comparado com a região Estuarina (17.136 ind.). Porém, o número de espécies capturadas foi menor na região Límica (S=52) quando comparado com a região Estuarina (S=63). A aplicação da técnica de rarefação, para um número hipotético de indivíduos $N_h = 14.566$, confere uma menor riqueza de espécies a região Límica ($E[S] = 43,5$; $SD \pm 1,7$) quando comparada com a região Estuarina ($E[S] = 57,2$; $SD \pm 1,2$) corroborando os resultados encontrados nas curvas de espécies acumuladas (Fig.2A e 2B).

Das 75 espécies capturadas no arrasto de praia, 28 foram consideradas importantes em pelo menos uma das regiões, sendo 20 espécies límicas, cinco estuarinas e três marinhas, contribuindo com 97,7% do total de indivíduos capturados nos arrastos de praia (Tab. 1 e Tab.2). A similaridade na composição de espécies, quando se compara a região Límica com a Estuarina, foi de 53,3% (C_J), no entanto, a similaridade baseada na abundância relativa das espécies foi menor 38,4% (P_{\min}). *Cyanocharax alburnus*, *Platanichthys platana*, *Astyanax* spp, *Cyphocharax voga*, *Oligosarcus jenynsii* e *Lycengraulis grossidens* foram dominantes em ambas as regiões contribuindo com 48% da abundância total na região Límica e 38,8% na região Estuarina. As demais espécies dominantes demonstraram uma mudança no padrão de importância entre as regiões. Na região Límica as espécies *Cheirodon ibicuiensis* e *C. interruptus* foram dominantes, enquanto que *Astyanax eigenmanniorum*, *Odontesthes mirinensis*, *Parapimelodus nigribarbis*, *Odontesthes argentinensis*, *Mugil platanus*, *Atherinella brasiliensis*, *M. curema* e *Micropogonias furnieri* foram dominantes na região Estuarina.

As espécies Freqüente-não-Abundante também demonstraram uma mudança no padrão de importância entre as regiões, sendo que 13 espécies contribuíram com 10,4 % da abundância total na região Límnic e sete espécies com 8,1 % na região Estuarina (Tab. 2). *Loricariichthys anus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Oligosarcus robustus*, *Geophagus brasiliensis* e *Jenynsia multidentata* foram Freqüentes-não abundantes em ambas as regiões e *Homodiaetus anisitsi*, *Bryconamericus iheringii*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Odontesthes* spp. e *Rineloricaria longicauda* apenas na região Límnic (Tab. 2).

Dos 47.107 indivíduos coletados nos arrastos de praia, 70% (n=33.399) foram medidos e apresentaram um comprimento total variando entre 8 e 455 mm. Em ambas as regiões a distribuição de abundância por classe de comprimento apresentou moda na classe de 25 mm (Fig. 3A e 3B). Para as regiões Límnic e Estuarina, respectivamente, cerca de 68,6% e 47,5% dos indivíduos medidos são menores que 50 mm, e 96,9% e 86,9% dos indivíduos medidos são menores que 100 mm.

As espécies dominantes, tanto na região Límnic como Estuarina, apresentaram tamanho médio inferior a 100 mm, com exceção de *O. mirinensis* e *P. nigribarbis* com um tamanho médio ≥ 100 mm (Tab. 3).

Dos 68% de indivíduos medidos na região Límnic, com média de tamanho na classe ≤ 25 mm, destacam-se as dominantes *C. alburnus*, *P. platana*, *C. ibicuiensis* e *C. interruptus*, enquanto que *Astyanax* spp., *C. voga*, *O. jenynsii* e *L. grossidens* apresentaram média de tamanho nas classes ≥ 50 mm (Tab.3). Na região Estuarina, dos 47,5% de indivíduos medidos com média de tamanho na classe ≤ 25 mm destacam-se as dominantes *M. platanus*, *M. curema*, *A. brasiliensis* e *C. alburnus*, enquanto que *P. platana*, *Astyanax* spp., *C. voga*, *O. jenynsii*, *A. eigenmanniorum*, *O. mirinensis*, *P.*

nigribarbis, *L. grossidens*, *O. argentinensis* e *M. furnieri* apresentaram média de tamanho na classe ≥ 50 mm (Tab.3).

3.3 Arrasto de Fundo

No arrasto de fundo foram capturados 146.399 indivíduos distribuídos em 74 espécies e 34 famílias, sendo a família Pimelodidae a mais representativa numericamente com 72,5% do total de indivíduos capturados. No entanto, o maior número de espécies registrado foi para a família Loricariidae (S=8) (Tab. 1).

A relação entre o número de espécies coletadas com o número de amostras e número de indivíduos coletados pode ser observada na figura 4A e 4B. O esforço amostral (número de arrastos de fundo) foi igual em ambas as regiões, mas o número de indivíduos coletados foi quase duas vezes menor na região Límnic (56.018 ind.) quando comparado com a região Estuarina (90.318 ind.). O número de espécies capturadas foi menor na região Límnic (S=48) quando comparado com a região Estuarina (S=58). A aplicação da técnica de rarefação, para um número hipotético de indivíduos $N_h = 28.548$ confirmou a tendência de uma menor riqueza de espécies na região Límnic ($E[S] = 41,3$; $SD \pm 1,7$) quando comparada com a região Estuarina ($E[S] = 45,3$; $SD \pm 2,3$) corroborando os resultados encontrados nas curvas de espécies acumuladas por amostra (Fig. 4A e 4B).

Para os arrastos de fundo a similaridade na composição de espécies entre as regiões límnic e estuarina foi de 43,2% (C_J), no entanto a similaridade baseada na abundância relativa das espécies foi de 63% (P_{min}). Das 74 espécies capturadas no arrasto de fundo 21 foram importantes em pelo menos uma das regiões, sendo 15 espécies de origem límnic, duas estuarinas e quatro marinhas, contribuindo com 93,3%

do total de indivíduos capturados (Tab. 1 e Tab. 2). As espécies dominantes em ambas as regiões foram *Parapimelodus nigribarbis*, *Pimelodus pintado* e *Micropogonias furnieri* contribuindo com 68,1% da abundância total na região Límnica e 88,6% na região Estuarina. As demais espécies dominantes apresentaram mudança no padrão de importância entre as regiões, sendo *Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata*, *Rineloricaria* spp. e *Pimelodella australis* na região Límnica, enquanto que *Lycengraulis grossidens* e *Genidens barbatus* foram dominantes na região Estuarina (Tab. 2).

As espécies Freqüente-não-Abundante também demonstraram um padrão descontínuo de distribuição entre as regiões (Tab. 2). As espécies *Cheirodon ibicuiensis*, *Bunocephalus* sp, *Rineloricaria longicauda*, *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Hypostomus commersoni*, *Microglanis cottoides* e *Parauchenipterus porosus* foram Freqüente-não-Abundante apenas na região Límnica, enquanto que na região Estuarina as espécies Freqüente-não-Abundante exclusivas foram *Genidens genidens*, *Stellifer rastrifer*, *Trichiurus lepturus* e *Cyphocharax voga* (Tab. 2).

Cerca de 50% dos 146.399 indivíduos coletados nos arrastos de fundo foram medidos (n=72.531 ind.) e apresentaram comprimento total variando entre 7 e 1000 mm. Embora indivíduos com tamanhos maiores que 350 mm sejam mais frequentes na região Límnica do que na Estuarina (Fig. 5A e 5B) a moda na região Límnica foi menor (50 mm) em comparação com a região Estuarina (100 mm). Para a região Límnica cerca de 41,72% dos indivíduos medidos são menores ou iguais a moda de 50 mm, enquanto que na região Estuarina apenas 24% são menores que esta classe de tamanho (Fig. 5). Nestas regiões as espécies dominantes constituíram dois grupos de tamanho médio, um grupo com tamanho médio inferior a 100 mm e outro superior a 100 mm (Tab. 3). O

primeiro grupo (≤ 100 mm) na região Límica é constituído por *P. nigribarbis*, *Rineloricaria* spp. e *P. australis*, enquanto que na região Estuarina por *L. grossidens*, *M. furnieri* e *P. nigribarbis*. O segundo grupo (>100 mm) na região Límica é constituído por *P. pintado*, *L. anus*, *R. strigilata* e *M. furnieri*, enquanto que na região Estuarina por *Pimelodus pintado* e *Genidens barbatus*.

4. Comparação entre Amostradores (AP x AF)

Das 98 espécies capturadas, 51 ocorreram em ambos amostradores sendo 24 exclusivas do arrasto de praia e 25 do arrasto de fundo. A riqueza total de espécies foi similar entre os amostradores, sendo coletados 75 espécies nos arrastos de praia e 74 nos arrastos de fundo (Tab.1). A similaridade na composição das espécies (C_j) entre os amostradores foi cerca de duas vezes maior na região Límica (63,9%) do que na estuarina (37,5%). Já a similaridade em termos de abundância relativa (P_{\min}) foi bastante baixa, tanto na região Límica (5,9 %) como Estuarina (12,6 %).

Analisando os padrões de composição na dominância entre os amostradores foi verificado que 13 espécies foram dominantes apenas no arrasto de praia e 6 no arrasto de fundo (Tab. 2). As únicas espécies que apresentaram dominância em ambos amostradores foram *Parapimelodus nigribardis*, *Lycengraulis grossidens* e *Micropogonias furnieri*. Outras espécies como *Cyphocharax voga* e *Cheirodon ibicuiensis*, dominantes no arrasto de praia foram Freqüente-não-Abundante no arrasto de fundo, assim como *L. anus*, dominante no arrasto de fundo e freqüente-não abundante no arrasto de praia. *Rineloricaria longicauda* não foi dominante em nenhum amostrador, mas foi Freqüente-não-Abundante em ambos.

Adicionalmente, a estrutura de tamanho também demonstrou diferenças marcantes entre os amostradores (Fig.3 e Fig.5). O decréscimo da abundância por classe de tamanho no arrasto de praia ocorreu a partir da moda, na classe de 25 mm, em ambas regiões, enquanto que no arrasto de fundo foi a partir dos 50 mm na região Límnica e 100 mm na região Estuarina.

Comparando o tamanho médio das espécies dominantes que ocorreram em ambos amostradores é verificada uma tendência de aumento de tamanho em algumas espécies do arrasto de fundo em relação ao arrasto de praia: *Cyphocharax voga*, *Astyanax spp*, *A. eigenmaniorum*, *O. mirinensis*, *O.jenynsii*, *L.grossidens*, *M. platanus* e *M. furnieri*. A exceção foi para *P. nigribardis*, apresentando um tamanho médio maior no arrasto de praia (média = 118 mm) em relação ao arrasto de fundo da região Estuarina (99,3 mm) e região Límnica (média =86,9 mm) (Tab.3).

5. DISCUSSÃO

5.1 Lista de Espécies e Novos Registros

A ictiofauna de origem marinha, assim como a estuarina, possui status taxonômico melhor definido em comparação com as espécies de água doce do Sistema Lagoar Patos – Mirim (Menezes *et al.* 2003; Buckup *et al.* 2007). Apenas uma espécie de origem marinha *Mugil* sp, (= *Mugil gaimardianus*), e uma espécie estuarina *Awaous* cf. *tajasica* apresentam status taxonômico indefinido e necessitam revisão (Menezes *et al.* 2003). Já dentre as 52 espécies de água doce coletadas, três possuem status taxonômico indefinido (Tab.1) pertencentes a grupos de espécies como *Hoplias* aff. *malabaricus* (Bertollo *et al.* 2000) e *Odonthestes* aff. *perugiae* (Beheregaray *et al.* 2002) e uma espécie nova *Bunocephalus* sp. (Pezzi¹ com. Pess.).

Problemas na identificação de indivíduos de pequeno porte, ou má preservação dos exemplares capturados, no entanto, não foram representativos (Tab. 1). Dentre os grupos de difícil identificação estão os juvenis das famílias Engraulidae, Clupeidae, Gobidae, Atherinopsidae e do gênero *Rineloricaria* (Tab. 1). A exceção é para duas espécies de *Astyanax*, que foram classificadas ao nível de gênero, devido à descrição recente de uma nova espécie *Astyanax henseli* (Melo & Buckup 2006), e que durante o processamento das amostras podem ter sido erroneamente identificadas como *Astyanax* aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819) amplamente distribuída no sistema Patos-Mirim (Malabarba 1989). Neste contexto é necessário direcionar as pesquisas para as espécies de água doce de importância comercial na região, como *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Odonthestes* aff. *perugiae* (Reis *et al.* 1994; Garcez & Sánchez-Botero 2005) sobretudo para manejar os recursos pesqueiros.

¹Dr. José Pezzi da Silva, especialista em sistemática de peixes pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Duas espécies marinhas *Hemiramphus brasiliensis*, *Eugerres brasilianus* e a estuarina *Awaous cf. tajasica* representam um novo registro para região Estuarina da Lagoa dos Patos. *Hemiramphus brasiliensis* e *E. brasilianus* apresentam ocorrência para região marinha adjacente ao estuário da Lagoa dos Patos (Menezes *et al.* 2003), no entanto, não tinham sido registradas para região Estuarina desta lagoa (Chao *et al.* 1985). Já o registro da espécie estuarina *A. tajasica*, para o estuário da Lagoa dos Patos, amplia a sua distribuição austral, anteriormente registrado para a Lagoa do Peixe, adjacente a Lagoa dos Patos (Loebman & Vieira 2005). Os fatores associados ao registro de novas espécies marinhas e estuarinas na região da Lagoa dos Patos vêm sendo discutidos recentemente (Vieira *et al.* 2010), sendo as principais hipóteses relacionadas a variações climáticas, água de lastro e o aumento do esforço amostral no sistema Lagoar (Burns *et al.* 2010).

Para a ictiofauna de água doce foi verificada a ampliação de distribuição da espécie nativa *L. obtusidens* (Malabarba 1989), e da espécie alóctone invasora *P. bonariensis*, para o Canal São Gonçalo, anteriormente registradas na porção norte da Lagoa dos Patos (Malabarba 1989; Garcez & Sánchez-Botero 2005; Dufech & Fialho 2007). Para *L. obtusidens* permanece duvidosa a explicação do seu recente registro no Canal São Gonçalo, isto é, a sua presença neste ambiente pode ser devido a uma ampliação de distribuição ou ao aumento do esforço amostral na região São Gonçalo – Mirim. Já a presença de *P. bonariensis* no Canal São Gonçalo esta relacionada a sua recente invasão, desde o ano de 2001, ao norte da Lagoa dos Patos (Dufech & Fialho 2007). Oriunda do rio Uruguai *P. bonariensis* já é considerada uma das espécies mais abundantes ao norte da Lagoa dos Patos (Marques *et al.* 2007; Dufech & Fialho 2009; Barletta *et al.* 2010). Provavelmente, a construção da Barragem Eclusa e

conseqüentemente a ausência de eventos de salinização (FAO 1972) na região Límnic do Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim facilitem a colonização e estabelecimento desta espécie na região da Lagoa Mirim e áreas adjacentes.

5.2 Riqueza de Espécies, Padrões de Dominância e Uso do Espaço

O trecho estudado do Canal São Gonçalo apresentou uma riqueza total de aproximadamente 98 espécies representando, em escala regional, as associações de diferentes ambientes que compõe o Sistema Lagoar Patos – Mirim (Chao *et al.* 1985; Malabarba 1989). As curvas de espécies acumuladas apresentaram tendência à estabilização, em ambas regiões e amostradores, indicando que o esforço amostral empregado nestes quase três anos de amostragens foi suficiente para inventariar as espécies que compõe este trecho do Canal.

Independente do amostrador, as curvas de rarefação determinam uma maior riqueza de espécies na região Estuarina, onde foram capturadas 88 espécies, sendo 46,5% de origem marinha e estuarina e 53,4% de água doce, enquanto que na região Límnic foram capturadas 61 espécies, sendo 80,4% da riqueza representada por espécies de água doce. Este padrão de maior riqueza de espécies na região Estuarina representa, em larga escala espacial, os padrões de riqueza ao longo de um gradiente de salinidade na Lagoa dos Patos, estendendo-se por cerca de 200 km de extensão no sentido Sul-Norte, na qual a riqueza de espécies marinhas e estuarinas decresce, enquanto que as espécies de água doce aumentam (Garcia *et al.* 2003; Vieira *et al.* 2010). Sosa-López *et al.* (2007) propõe um modelo avaliando a riqueza de espécies de peixes em regiões estuarinas e demonstram que a maior riqueza de espécies é encontrada em uma faixa de baixa salinidade, onde em estuários, tanto espécies de

água-doce com marinhas podem ocorrer. Desta forma, é provável que este processo dinâmico seja responsável pelo maior riqueza de espécies na região Estuarina do Canal São Gonçalo em relação a sua região Límnica.

Entre os amostradores, o menor número de indivíduos coletados e o menor esforço amostral no arrasto de praia (360 amostras e $n=47.107$), quando comparado com o arrasto de fundo (720 amostras e $n=146.399$), sugerem que a assembléia de peixes das zonas rasas apresenta um maior número de espécies em comparação com a zona profunda (Tab. 1). Este mesmo padrão, de maior riqueza de espécies na zona litoral, quando comparada com arrastos de fundo na zona de Canal, foi observado para toda a extensão da Lagoa dos Patos (Vieira *et al.* 2010), assim como para a Lagoa Mangueira (Artioli *et al.* 2010) e sistema Hidrológico do Taim (Garcia *et al.* 2006). A fronteira entre as associações de peixes de zonas rasas e profundas é tênue, podendo mudar sazonalmente, mas, no entanto se espera que a zona litoral apresente uma fauna mais relacionada com a maior diversidade de habitats e, conseqüentemente, apresentar uma maior riqueza de espécies (Matthews 1998).

Comparando o padrão de composição na dominância e estrutura de tamanho das zonas rasas e profundas observadas neste trabalho, em relação as outras regiões amostradas no sistema Patos-Mirim (Vieira *et al.* 1998; Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010; Vieira *et al.* 2010) é possível inferir que tanto a assembléia marinha/ estuarina, como a de água doce, apresentam um padrão recorrente de uso das zonas rasas e profundas semelhante, onde indivíduos de pequeno porte utilizam as zonas rasas e indivíduos de maior porte utilizam a zona profunda. No entanto, em geral a descrição do tamanho das espécies é pouco utilizada para caracterização da estrutura das assembléias de peixes (Matthews 1998), sendo o seu uso indicando relações ecológicas a nível de

ecossistema como *input* energético (Welcome 2001) e comunidade (Patrick 1975; Connell 1975; Helfman *et al.* 2007).

O contraste nos padrões de dominância associadas às diferenças na estrutura de tamanho entre a zona rasa, com indivíduos pequenos (≤ 25 mm) nas regiões límnic e estuarina, e indivíduos comparativamente maiores na zona profunda, tanto na região Límnic (≤ 50 mm) como estuarina (≥ 100 mm), sugerem que a hipótese de *trade-offs* (benefício entre o ganho na alimentação e o risco de predação), discutida tanto para ambientes estuarinos (Vieira 2006), como para água doce (Layman & Winemiller 2004) seja a explicação para este fenômeno.

Em diversos trabalhos analisados é evidenciado um padrão singular de decréscimo na abundância relativa dos indivíduos coletados em tamanhos ao redor dos 80 a 100 mm, independente do ambiente (Vieira *et al.* 1998; Vieira 2006; Lima & Vieira 2009; Artioli *et al.* 2010). Esta evidência é corroborada para as espécies dominantes que condicionam o padrão de uso temporal na região Estuarina e límnic do Sistema Lagoar Patos-Mirim. Na zona rasa, composta por juvenis de espécies pelágicas marinhas como *Mugil platanus*, *Mugil curema* e as estuarinas *O. argentinensis*, *Atherinella basiliensis* e *L. grossidens*, as quais utilizam a zona litoral como uma fase ontogenética no seu ciclo de vida (Vieira 1991; Bemvenuti 1987; Vieira *et al.* 2010), deslocando-se para as zonas mais profundas ou pelagial após atingirem cerca de 100 mm (Vieira 2006). Da mesma forma, as espécies de água doce, que demonstram padrão similar de uso temporal nesta zona, são os juvenis de *Cyphocharax voga*, *Oligosarcus jenynsii* e *Odontesthes mirinensis*, os quais provavelmente deslocam-se para a região pelágica quando atingem tamanho superior a 80 mm, onde indivíduos de maior porte destas espécies são capturados (Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010). As exceções são

para as espécies com características morfológicas de anti-predação (Vieira 2006) como a formação de espinhos e placas ósseas comuns na Ordem dos Siluriformes (Lowe-McConnel 1999) e representadas pela maioria dos Siluriformes dominantes nas regiões límnicas e marinhas na zona profunda do Canal.

5.3 Efeitos da Barragem Eclusa

Os efeitos de barragens sobre as assembléias de peixes são bem documentados na literatura, tanto para ambientes límnicos (Araújo *et al.* 1995; Agostinho *et al.* 2002; Pompeu & Martinez 2006), como estuarinos (Holmquist *et al.* 1998; Elliott & Hemingway 2002; Burns *et al.* 2006) tendo, fundamentalmente, como consequência a descontinuidade, ou mudança, de um gradiente ambiental. Para dimensionar os efeitos das barragens devem ser levadas em consideração as características da ictiofauna regional (Agostinho 2003). No Sistema Lagunar Patos – Mirim estes efeitos são ainda pouco conhecidos, sendo os trabalhos restritos aos ambientes lóticos de água doce (Alves & Fontoura 2009; Barletta *et al.* 2010) e recentemente verificado em zonas rasas para ictiofauna marinha e estuarina (Burns *et al.* 2006).

Tradicionalmente o estuário da Lagoa dos Patos é caracterizado de acordo com o gradiente de salinidade em direção ao Norte (Herz 1977; Möller *et al.* 1996, 2001), no entanto existem evidências históricas de que a região Estuarina deste complexo Lagoar estendia-se ao sul até a Lagoa Mirim, através do Canal São Gonçalo (FAO 1972). Registros históricos sobre as amplitudes e os teores de salinidade (Vassão 1952; Cunha 1953; CLM 1970; FAO 1972), associados ao registro da atividade pesqueira de espécies marinhas e estuarinas na Lagoa Mirim (Machado 1976; Piedras 1994) além de eventos específicos como a reprodução de bagres marinhos da família Ariidae em drenagens do

rio Cebollati, no Uruguai, (Devincenzi 1933; Vaz-Ferreira 1969) comprovam a extensão para o sul da região Estuarina, adentrando a Lagoa Mirim.

A Barragem Eclusa do Canal São Gonçalo foi construída em 1977, a cerca de aproximadamente 15 km da confluência com a Lagoa dos Patos, a fim de impedir a entrada de água salgada proveniente da região Estuarina na Lagoa dos Patos (CLM 1970). No entanto, durante a construção da Barragem Eclusa os estudos enfocando a questão ambiental não foram devidamente mensurados, principalmente com relação à ictiofauna. Evidências preliminares demonstraram que a Barragem Eclusa resultou na descontinuidade da distribuição de algumas espécies juvenis de peixes marinhos e estuarinos desde as zonas rasas da região Estuarina do Canal até a região Límica do Canal (Burns *et al.* 2006). No entanto, o impacto da Barragem Eclusa para região Estuarina deve ser entendido como uma redução do habitat estuarino e não a fragmentação do habitat estuarino, como mencionado por Burns *et al.* (2006). Esta concepção parte do pressuposto que a definição do habitat estuarino deve levar em consideração o aspecto dinâmico da salinidade, podendo variar no tempo e espaço (Able 2005).

Trabalhos realizados no estuário da Lagoa dos Patos demonstram a importância da penetração da cunha salina, via molhes da Barra, na movimentação de espécies marinhas de zonas rasas e profundas como Mugilideos, Scianideos e Ariideos (Chao *et al.* 1985; Pereira 1994; Vieira *et al.* 2010) entre diferentes biomas aquáticos, sugerindo a hipótese de que a ausência de salinidade na região Límica do Canal explicaria a ausência destas espécies na porção límica do Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim. De certa forma isto é suportado pela análise prévia nas zonas rasas do Canal São Gonçalo, a qual demonstrou a descontinuidade na distribuição de espécies marinhas e estuarinas na

região Límnic (Burns *et al.* 2006). Contudo, questões envolvendo aspectos no desenho amostral e tipo de amostrador (Matino & Able 2003) e a ecologia das espécies marinhas, estuarinas e de água doce que ocorrem neste sistema Lagoar (Chao *et al.* 1985) inferem cautela com esta informação pelo fato de muitas delas utilizarem a região Límnic da Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim como parte do seu ciclo de vida, principalmente as que habitam a zona profunda (FAO 1972; Araujo 1988; Ramos 2005; Reis 1986) e não amostradas por Burns *et al.* (2006). Adicionalmente a existência de desembarques da atividade pesqueira (Milani & Fontoura 2007) e em arrastos de fundo (Vieira *et al.* 2010) suportam a hipótese de que as espécies marinhas e estuarinas exploram a região Límnic da Lagoa dos Patos. A partir da construção da Barragem Eclusa, a salinidade fica impedida de penetrar em parte do Canal São Gonçalo e na Lagoa Mirim, tornando esta região um ambiente limnico estável com ausência de salinidade.

No presente trabalho, os efeitos da Barragem Eclusa do Canal São Gonçalo para assembléia de peixes podem ser expressos de duas formas: i) para a assembléia de peixes de água doce, a qual quando está sob efeito do distúrbio de salinidade na região Estuarina do Canal São Gonçalo; ii) para a assembléia de peixes marinhos e estuarinos, na qual a Barragem Eclusa representa uma barreira para a expansão da região estuarial.

O efeito de distúrbios de salinidade na estruturação da assembléia de água doce, como gradientes de salinidade dimensionando a intrusão e recuo da cunha salina (Saad *et al.* 2002; Garcia *et al.* 2003; Jaureguizar *et al.* 2003; Hollanda – Carvalho *et al.* 2003; Leung & Camargo 2005; Whitfield *et al.* 2006) geralmente é verificada em pequenas escalas de tempo, havendo poucos estudos experimentais acerca dos efeitos de longo prazo ocasionados na assembléia de água doce (Chick *et al.* 2004; Lorenz & Serafy

2006; Whitfield *et al.* 2006). No presente trabalho os resultados demonstram que o isolamento de longo prazo do distúrbio salinidade, evidenciado desde 1977 na região Límica do Canal São Gonçalo, pode influenciar o padrão de dominância da ictiofauna de água doce. Na região Estuarina do Canal a assembléia de água doce, tanto em águas rasas como profundas, assemelha-se ao amplo gradiente estuarial/limnico da Lagoa dos Patos, sob influência ou próximos do distúrbio de salinidade (Garcia *et al.* 2003; Vieira *et al.* 2010), onde as espécies de Characiformes do gênero *Astyanax* e o clupeidae *Platanithis platana* e os Odontesthes nas zonas rasas além dos Siluriformes *Parapimelodus nigribardis* e *Pimelodus pintado* na zona profunda são as espécies mais representativas (Chao *et al.* 1985; Garcia *et al.* 2003; Vieira *et al.* 2010) corroborando os padrões de dominância das espécies de água doce na região Estuarina do Canal (Tab. 2). No entanto, na porção límica do Canal São Gonçalo, onde não existe a influência do distúrbio salinidade, o padrão de distribuição das espécies de água-doce é semelhante às regiões límicas do extremo norte da Lagoa dos Patos e no sistema de hidrológico do TAIM, onde as espécies dominantes do gênero *Astyanax* reduzem a sua importância, enquanto que espécies do gênero *Cheirodon*, *Cyanocharax* e *Platanichthys*, aumentam em importância nas zonas rasas (Lucena *et al.* 1994; Garcia *et al.* 2006; Dufech & Fialho 2009).

Para a assembléia marinha e estuarina os efeitos da Barragem Eclusa são evidenciados pela descontinuidade no padrão de ocorrência e dominância de espécies marinhas e estuarinas na região Límica quando comparado com a região estuarial do Canal São Gonçalo. Das 55 espécies marinhas e estuarinas capturadas na região Estuarina do Canal apenas nove foram capturadas na região Límica, sendo as únicas numericamente importantes *L. grossidens* e *M. furnieri*. A passagem destas espécies

estaria associada ao funcionamento da Barragem Eclusa e seus períodos diários de eclusagem das embarcações. No entanto, os resultados deste trabalho suportam a hipótese de que a ausência de salinidade não pode ser único fator que explique a descontinuidade de algumas espécies marinhas e estuarinas na região Límnic do Canal São Gonçalo. A baixa abundância da tainha ($n=1$) (Mugilideos) e dos bagres ($n=76$) (Ariidae) na região Límnic pode estar associada à obstrução física da Barragem Eclusa sendo os efeitos para cada grupo de espécies distinto. Nos Mugilideos a distribuição espacial demonstra que a sua dominância foi restrita a região Estuarina, nas zonas rasas do Canal, representada por juvenis (<50 mm), com alguns indivíduos de maior porte capturados zona profunda (>100 mm). Sendo assim, o deslocamento dos juvenis para região Límnic é obstruído, na via lateral, pela Barragem Eclusa. No entanto, para exemplares maiores (>100 mm), que habitam a zona pelágica provavelmente este efeito não ocorra. Embora os dados de arrasto de fundo não demonstrem este efeito, por razões de seletividade do amostrador, a abundância de tainhas de grande porte, em regiões límnicas, pode ser inferida por desembarques da atividade pesqueira no extremo norte da Lagoa dos Patos (Milani & Fontoura 2007), a 100 km de distância da região Estuarina strictu sensu (Seeliger et al. 1996) assim como na região da Lagoa Mirim e SHT (Machado 1976; Piedras 1994) demonstrando o uso em regiões límnicas. De outra forma, juvenis de tainha não são capturados em zonas rasas do SHT, Lagoa Mirim e na porção límnic do São Gonçalo, seguindo o gradiente de salinidade São Gonçalo – Lagoa Mirim (Garcia et al. 2006; Burns et al. 2006), sendo seu registro esporádico no extremo norte da Lagoa dos Patos, onde foi capturado 1 exemplar de 31 mm (Lucena et al. 1994) e não registrado no trabalho recente de Duffec & Fialho (2009). Dessa forma, em função da disponibilidade de habitat na Lagoa dos Patos, os juvenis de tainha

indicam preferência para a região Estuarina, com salinidade (Vieira 1991; Garcia *et al.* 2003), enquanto que indivíduos de maior porte, habitantes da zona pelágica exploram as regiões límnicas deste Sistema Lagunar.

De outra forma, a abundância dos bagres marinhos neste sistema Lagoar já tinha sido reconhecida em estudos anteriores a construção da Barragem Eclusa utilizando a espécie *Genidens barbatus* (= *Netuma barbatus*) em função de a desova ocorrer na região da Lagoa Mirim (FAO 1972). Na avaliação de impacto esta espécie foi considerada com hábitos pelágica sendo proposta a construção de comportas modificadas para permitir a sua passagem para Lagoa Mirim (FAO 1972). No entanto, esta passagem não foi testada ou monitorada desde a sua construção, em 1977 (CLM 1970) sendo comprovada a sua ineficiência em função da baixa representatividade das espécies da família Ariidae na região Límnica do Canal. No presente trabalho, na região Límnica do Canal foram capturados (n=1) exemplar de *Genidens barbatus* e (n=76) exemplares de *Genidens genidens*, enquanto que, na região Estuarina foram capturados 2.296 indivíduos de *G. barbatus* e 332 indivíduos de *G. genidens*. A obstrução física da Barragem Eclusa provavelmente ocorra em função de que durante o período reprodutivo destas espécies, que acontece no final da primavera associada à entrada da cunha salina no estuário da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Reis 1986) as comportas da Barragem Eclusa são fechadas para impedir a entrada de salinidade na região Límnica do Canal São Gonçalo, impedindo desta forma a passagem destas espécies. Logo após este evento de reprodução, ocorre a dispersão destas espécies para fora da região Estuarina da Lagoa dos Patos, sendo hipotetizado, que estes deslocamentos ocorram em direção a região Límnica da Lagoa dos Patos (Araujo 1988). Contudo comparando a representatividade nos desembarques no extremo norte da Lagoa dos Patos (Milani & Fontoura 2007), com

a pequena fração capturada na região Límnica deste estudo é provável que a Barragem exerça uma barreira física, impedindo o deslocamento destas espécies para a Lagoa Mirim e não a salinidade.

Considerando que juvenis de *Genidens planifrons*, *G. barbuis* e juvenis/adultos *G. genidens* realizem deslocamentos para o interior da Lagoa dos Patos (Araújo 1988) seria importante a mitigação deste impacto negativo para as populações destas espécies. Neste contexto, considerando a condição de sobreexploração dos estoques das espécies da família Ariidae (*G. planifrons*, *G. barbuis* e *G. genidens*), Mugilidae (*Mugil platanus*) e Sciaenidae (*Micropogonias furnieri*) (Haimovici 1997; Diário Oficial da União 2004) e sua importância para atividade pesqueira neste sistema Lagoar (Kalikoski & Vasconcellos 2003; Milani & Fontoura 2007) torna-se necessário estudos de viabilidade das populações destas espécies na região Límnica do Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim.

Tabelas e Figuras

Tabela 1 – Lista de espécies, origem marinha (M), estuarina (E), límnic (L) e indeterminado (I). Número total de indivíduos capturados por amostrador: Arrasto de praia (AP) e Arrasto de Fundo (AF) na região Limnica (L) e Estuarina (E) com o comprimento total (CT, mm) máximo (Max) e mínimo (Min) durante o período de amostragem (2005, 2006, 2007), no Canal São Gonçalo, Sistema Patos-Mirim.

Ordem	Familia/Espécie	Or	Amostrador				CT (mm) min-max	
			AP L	AF L	AP E	AF E		
Clupeiformes	Clupeidae							
	<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	M			80	6	20-190	
	<i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842)	E			20	29	48 - 85	
	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	L	1.942	24	1.507	116	16-106	
	Clupeidae spp.	I			24	1	14 - 62	
	Engraulidae							
	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943	M			3		38-48	
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	E	1.520	288	1.668	3.661	14-286	
	Engraulidae spp.	M	1		16		24-42	
	Characiformes	Curimatidae						
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)		L	1.221	87	1.014	292	21-274	
Anostomidae								
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)		L	1	1			65-177	
Crenuchidae								
<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)		L	1	4			23 - 45	
Characidae								
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)		L	320	3	506		27-130	
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)		L	422	1	219	9	20-108	
<i>Astyanax</i> spp.		L	1.515	39	789	14	24-165	
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)		L	185	3	11		17-71	
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)		L	21	66	2		21-126	
<i>Cheirodon ibicuiensis</i> Eigenmann, 1915		L	10.197	857	153		11-91	
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)		L	1.568	175	57	5	23-61	
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)		L	7.608	53	1.285		11-94	
<i>Diapoma speculiferum</i> Cope, 1894		L	2				43-55	
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)		L	11	4	9		30-94	
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911		L			1		36	
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)		L	319	1	178	2	27-88	
<i>Macropsobrycon uruguayanae</i> Eigenmann, 1915		L			2		44	
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)		L	599	103	365	154	23-240	
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969		L	317	22	167	26	9-274	
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891		L	181		23		33-73	
Erythrinidae								
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)		L	17	167	4	2	55-550	
Siluriformes		Aspredinidae						
		<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> (Boulenger, 1891)	L		32			38-73
		<i>Bunocephalus</i> sp.	L		1.767		2	

Ordem	Familia/Espécie	Amostrador					CT (mm)
		Or	AP L	AF L	AP E	AF E	min-max
	Trichomycteridae						
	<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	L	270	31	3		20-45
	Callichthyidae						
	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	L	206	1	34		24-85
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	L		8		4	130-203
	Loricariidae						
	<i>Hisonotus taimensis</i> (Buckup, 1981)	L	1	1			26-58
	<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	L	5		4		40-74
	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	L	1	551	1	36	25-615
	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835)	L	434	3.530	29	120	13-590
	<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	L	17	28			57-140
	<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1984	L	74	542		5	10-185
	<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)	L	2	55		4	70-260
	<i>Rineloricaria</i> spp.	L	94	1.374		16	12-211
	<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	L	110	2.952	1	47	15-250
	Pseudopimelodidae						
	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	L	1	563		4	18-88
	Heptapteridae						
	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	L	63	3.377	29	1.187	26-180
	<i>Rhamdiaquelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	L	2	688	1	351	34-700
	Pimelodidae						
	<i>Parapimelodus nigriribbis</i> (Boulenger, 1889)	L	6	27.470	616	61.509	11-306
	<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008	L	7	9.451	20	7.781	22 - 556
	Ariidae						
	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	M		1		2.296	66-505
	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	E		76		332	37-373
	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	M				12	165 - 336
	Auchenipteridae						
	<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	L		265		1	38-224
Batrachoidiformes	Batrachoididae						
	<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	M				4	32-62
Atheriniformes	Atherinopsidae						
	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	E			1.167		17-132
	<i>Atherinopsidae</i> spp.	I			14		12-24
	<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)	E	8		352		16-263
	<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	L			1		145
	<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	L	3		6		79-225
	<i>Odontesthes mirinensis</i> Bemvenuti, 1996	L	307	3	851		16-214
	<i>Odontesthes aff. perugiae</i> Evermann & Kendall, 1906	L	1		55		77-164
	<i>Odontesthes</i> spp.	I	88		33		18-84
Cyprinodontiformes	Poeciliidae						
	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	L	2				24-25
	Anablepidae						
	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	E	108	1	158		
Beloniformes	Hemiramphidae						
	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	M			2		37-115
Synbranchiformes	Synbranchidae						
	<i>Synbranchus</i> sp.	L		1			577
Scorpaeniformes	Triglidae						
	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	M				5	45-68

Ordem	Familia/Espécie	Or	Amostrador				CT (mm) min-max	
			AP L	AF L	AP E	AF E		
Perciformes	Centropomidae							
	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	M					367-225	
	Pomatomidae							
	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	M			1		88	
	Carangidae							
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	M			1		170-124	
	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	M					848-81	
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	M					866-82	
	<i>Trachinotus marginatus</i>	M				7	18-92	
	Gerreidae							
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	M				64	20-64	
	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	M					1125	
	Sciaenidae							
	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	M					144	
	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	M					167	
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	M				1	451-124	
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	M				2	2025-200	
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	M			1.277	541	10.78412-595	
	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	L		8	33	1	634-227	
	<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)	M					1410	
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	M				1	2	1.31312-116
	Cichlidae							
	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	L		4			34-159	
	<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	L		19		3	27-280	
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	L		112	39	266	1415-240	
	<i>Gymnogeophagus gymnogensys</i> (Hensel, 1870)	L		21	1	9	135-164	
	Gobiidae							
	<i>Awaous cf. tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	E				1	30	
	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	E		27	1	238	216-73	
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	M				14	268-171	
	<i>Gobidae</i> spp.	M		1			22	
	Stromateidae							
	<i>Pepilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	M					538-170	
	Sphyraenidae							
	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	M					264-116	
	Mugiliformes	Mugilidae						
		<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	M			1.931	22-135	
		<i>Mugil</i> sp	M			3	35-37	
		<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880	M		1	2.570	2821-445	
	Pleuronectiformes	Paralichthyidae						
		<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	M				1040-226	
		<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	M			1	29112-527	
		Achiridae						
		<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan, 1889)	M				3972-175	
		Cynoglossidae						
	<i>Symphurus jenynsi</i> Evermann & Kendall, 1907	M					475-104	
	Total de Individuos Capturados			29.971	56.018	17.136	90.381	7-1000
Número de Espécies			52	48	63	58		

Tabela 2 – Importância relativa das espécies baseada na frequência (FO%) e abundância percentual (CPUE%) sendo: (■) Abundante-Freqüente; (■) Freqüente-não-Abundante; (■) Abundante-não-Freqüente; (incolor) Presente. As espécies estão classificadas quanto a origem Limnica (L), Estuarina (E) e Marinha (M) capturadas durante o período de 2005-2006-2007 no Canal São Gonçalo. O CPUE% das espécies está plotado entre as zonas (AP e AF) em cada região Limnica (L) e Estuarina (E) amostrada no Canal.

Zona	AP		AF	
	L	E	L	E
Espécie				
<i>Cyanocharax alburnus</i>	25,39	7,52	0,09	
<i>Platanichthys platana</i>	6,48	8,82	0,04	0,13
<i>Astyanax</i> spp	5,06	4,62	0,07	0,02
<i>Cyphocharax voga</i>	4,07	5,94	0,16	0,32
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	2,00	2,14	0,18	0,17
<i>Cheirodon ibicuihiensis</i>	34,02	0,90	1,53	
<i>Cheirodon interruptus</i>	5,23	0,33	0,31	0,01
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	1,07	2,96	0,01	
<i>Odontesthes mirinensis</i>	1,02	4,98	0,01	
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0,22	3,66	49,04	68,06
<i>Pimelodus pintado</i>	0,02	0,12	16,87	8,61
<i>Loricariichthys anus</i>	1,45	0,17	6,30	0,13
<i>Rineloricaria strigilata</i>	0,37	0,01	5,27	0,05
<i>Rineloricaria</i> spp.	0,31		2,45	0,02
L <i>Pimelodella australis</i>	0,21	0,17	6,03	1,31
<i>Rhamdia quelen</i>	0,01	0,01	1,23	0,39
<i>Bunocephalus</i> sp.			3,15	< 0,01
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	1,41	1,28	< 0,01	0,01
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	1,06	1,04	< 0,01	< 0,01
<i>Oligosarcus robustus</i>	1,06	0,98	0,04	0,03
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,37	1,56	0,07	0,02
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	0,90	0,02	0,06	
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0,62	0,06	0,01	
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	0,60	0,13		
<i>Odontesthes</i> spp.	0,29	0,19		
<i>Rineloricaria longicauda</i>	0,25		0,97	0,01
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0,57	0,02	0,30	< 0,01
<i>Hypostomus commersoni</i>	< 0,01	0,01	0,98	0,04
<i>Microglanis cottoides</i>	< 0,01		1,01	< 0,01
<i>Parauchenipterus porosus</i>			0,47	< 0,01
<i>Lycengraulis grossidens</i>	5,07	9,76	0,51	4,05
<i>Odontesthes argentinensis</i>	0,03	2,06		
E <i>Atherinella brasiliensis</i>		6,83		
<i>Genidens genidens</i>			0,14	0,37
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,36	0,92	< 0,01	
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0,09	1,39	< 0,01	< 0,01
<i>Mugil platanus</i>	< 0,01	15,05		0,03
<i>Mugil curema</i>		11,34		
M <i>Micropogonias furnieri</i>		3,17	2,28	11,93
<i>Genidens barbatus</i>			< 0,01	2,54
<i>Stellifer rastrifer</i>		0,01	< 0,01	1,45
<i>Trichiurus lepturus</i>				0,07

Tabela 3. Média, desvio padrão (DP), mínimo (MIN), máximo (Max) e número de indivíduos medidos (N) (CT, mm) das espécies dominantes capturadas AP e AF, na região Límica e Estuarina do Canal São Gonçalo. As espécies consideradas dominantes (Frequente-Abundante, ver Tabela 2) em cada amostrador estão evidenciadas em cinza.

Espécies	AP										AF									
	Límica					Estuarina					Límica					Estuarina				
	Média	DP	Min	Max	N	Média	DP	Min	Max	N	Média	DP	Min	Max	N	Média	DP	Min	Max	N
<i>Cyanocharax alburnus</i>	40,63	9,89	11	80	5369	40,19	11,40	17	71	1185	28,36	10,15	16	73	53					0
<i>Platanichthys platana</i>	48,56	13,90	16	93	1913	54,43	17,73	20	105	1244	48,29	22,26	26	85	24	77,73	10,64	25	106	116
<i>Astyanax</i> spp.	61,76	19,91	24	145	1482	65,21	21,64	27	136	778	121,05	24,39	30	165	39	100,86	38,30	32	139	14
<i>Cyphocharax voga</i>	65,69	25,54	21	210	1210	79,39	37,74	34	274	936	159,15	57,23	24	238	87	84,50	60,11	28	232	292
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	58,39	18,34	23	160	599	78,24	31,42	34	220	365	94,74	40,47	35	240	103	57,01	13,21	31	147	154
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	34,73	6,19	11	80	4417	30,96	6,62	17	53	130	32,98	5,62	18	91	767					0
<i>Cheirodon interruptus</i>	46,05	4,77	26	61	882	43,11	6,82	28	56	57	36,93	4,55	23	51	175	44,40	1,82	42	47	5
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	63,65	12,84	27	130	320	56,11	11,45	27	119	191	76,33	9,07	68	86	3					0
<i>Odontesthes mirinensis</i>	83,04	32,51	16	214	307	105,61	24,16	24	196	624	114,33	14,57	104	131	3					0
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	118,83	7,55	110	132	6	118,29	15,33	56	161	431	86,96	35,11	11	236	13193	99,34	28,73	11	306	12462
<i>Pimelodus pintado</i>	143,00	26,75	95	176	7	150,95	32,25	78	239	20	186,23	72,42	22	556	8204	187,32	50,76	22	360	6526
<i>Loricariichthys anus</i>	132,42	76,68	16	455	435	155,28	60,19	32	316	29	176,31	95,35	13	590	3267	218,03	73,36	78	348	120
<i>Rineloricaria strigilata</i>	92,58	26,24	36	158	111	70,00		70	70	1	117,84	31,79	15	250	2629	124,24	38,58	33	170	38
<i>Rineloricaria</i> spp.	78,59	32,90	21	178	94					0	59,66	25,20	12	211	1384	68,81	33,09	28	160	16
<i>Pimelodella australis</i>	64,84	17,66	42	153	63	69,52	11,14	53	111	29	60,86	14,53	26	180	2737	56,86	11,78	32	121	950
<i>Lycengraulis grossidens</i>	61,46	15,06	20	176	1031	73,55	28,14	14	286	1530	77,89	28,97	15	230	278	96,16	26,25	26	218	1429
<i>Odontesthes argentinensis</i>	100,50	40,40	20	157	8	84,49	42,58	16	263	352				0						0
<i>Atherinella brasiliensis</i>					0	46,36	18,59	17	132	1052				0						0
<i>Mugil platanus</i>	24	0	24	24	1	45,78	20,48	21	191	1096				0	287,00	72,35	170	445	28	
<i>Mugil curema</i>					0	42,45	15,28	22	135	532				0						0
<i>Micropogonias furnieri</i>					0	79,29	44,59	19	204	541	124,88	28,48	15	290	1174	105,91	49,83	12	595	8073
<i>Genidens barbatus</i>					0					0	200,00		200	200	1	170,88	39,94	66	505	1611

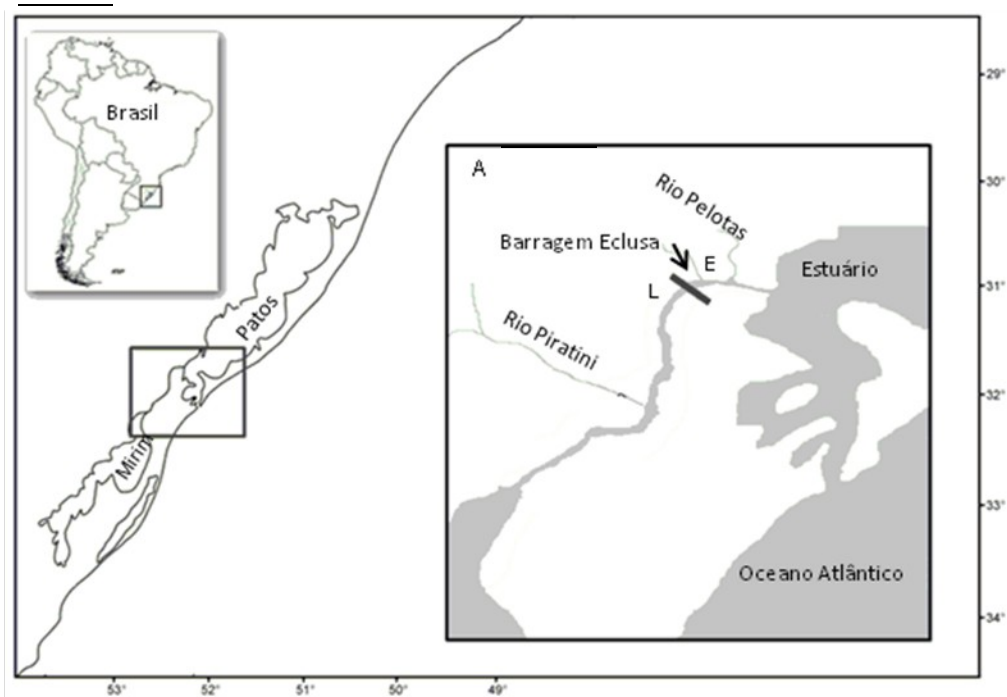


Figura 1 – Localização do Canal São Gonçalo no Sistema Lagunar Patos – Mirim (A) e área amostrada na região Límnica (L) e Estuarina (E) amostrada seccionado pela Barragem Eclusa (**▬**) .

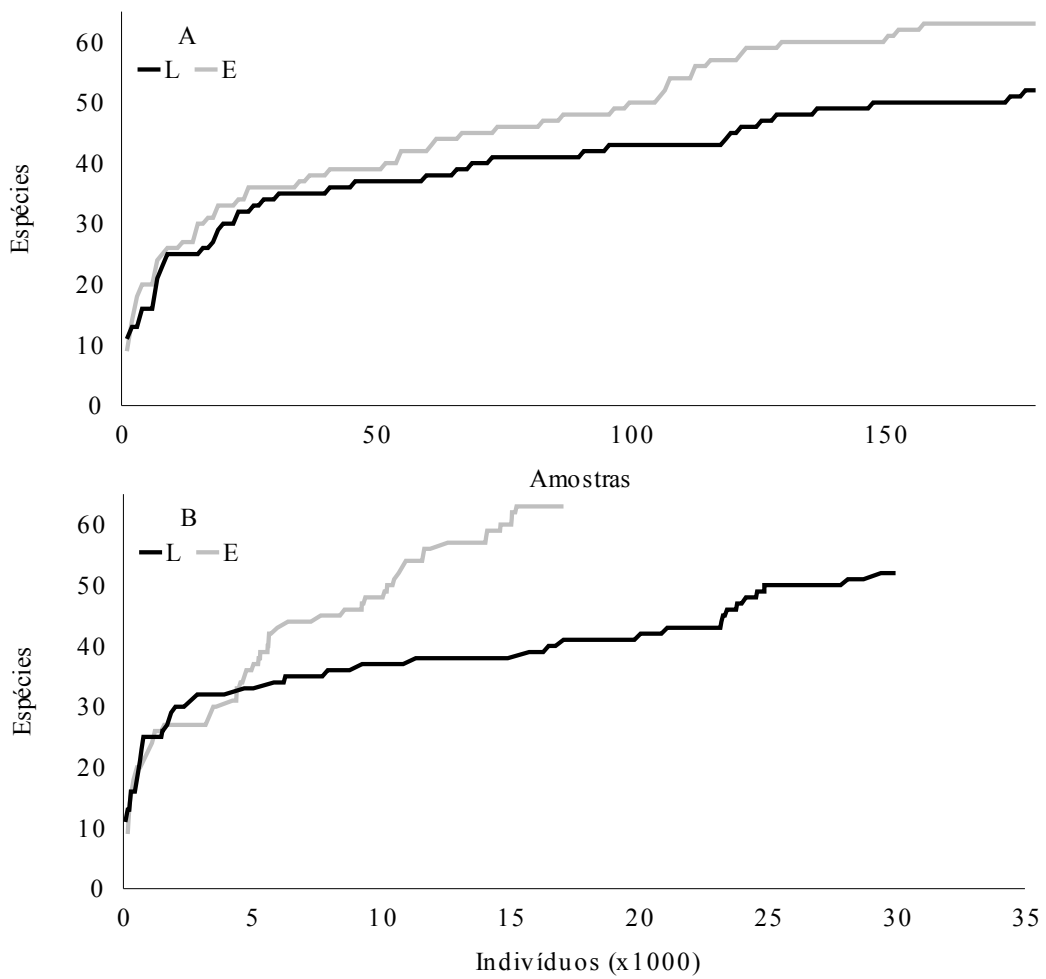


Figura 2 – Curva acumulada de espécies por amostra (A) e a curva acumulada de espécies por indivíduos coletados (B) nos arrastos de praia entre as regiões Límnic (L) e Estuarina (E).

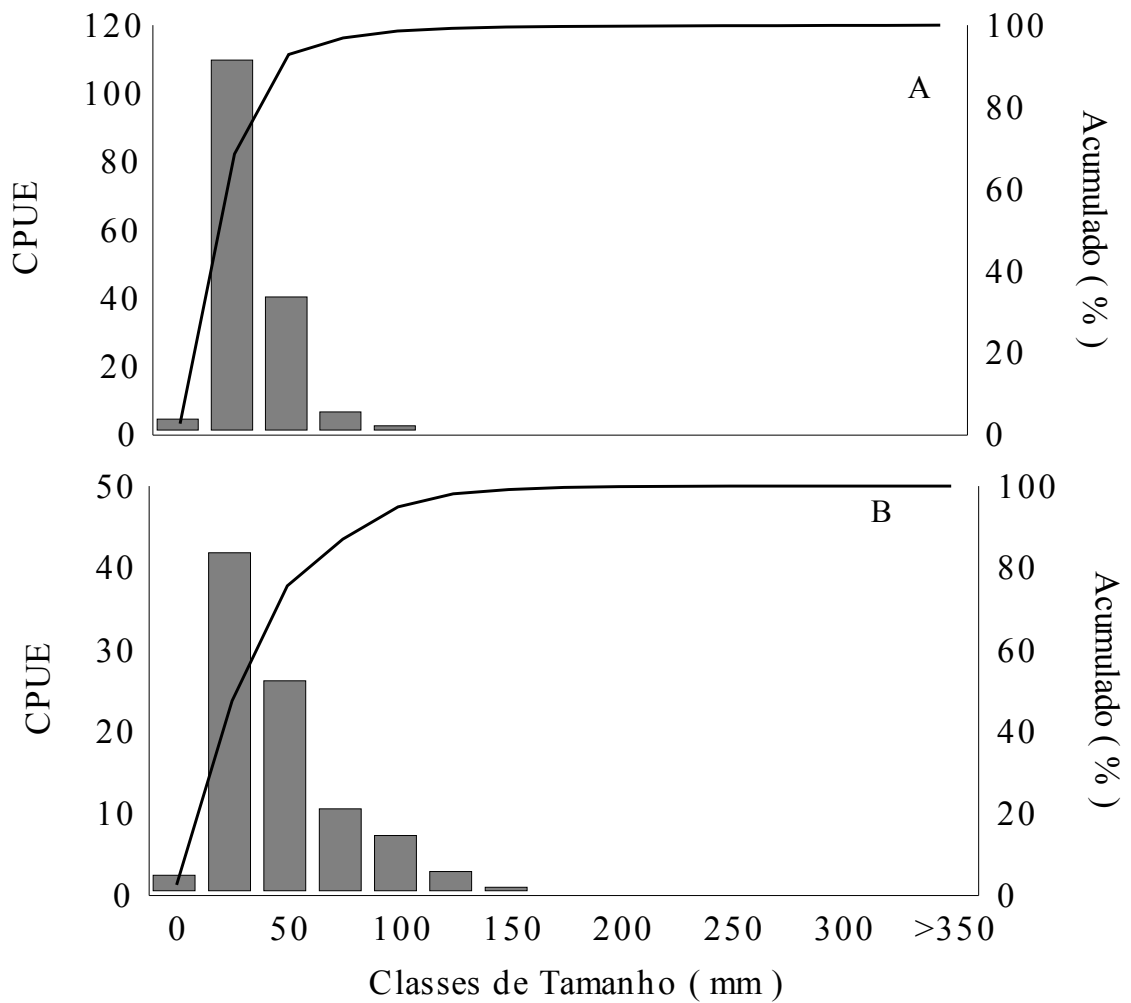


Figura 3 – Abundância por classe de tamanho (25mm) e percentual de abundância acumulada dos indivíduos capturados nos arrastos de praia entre a (A) região Límnica e (B) região Estuarina.

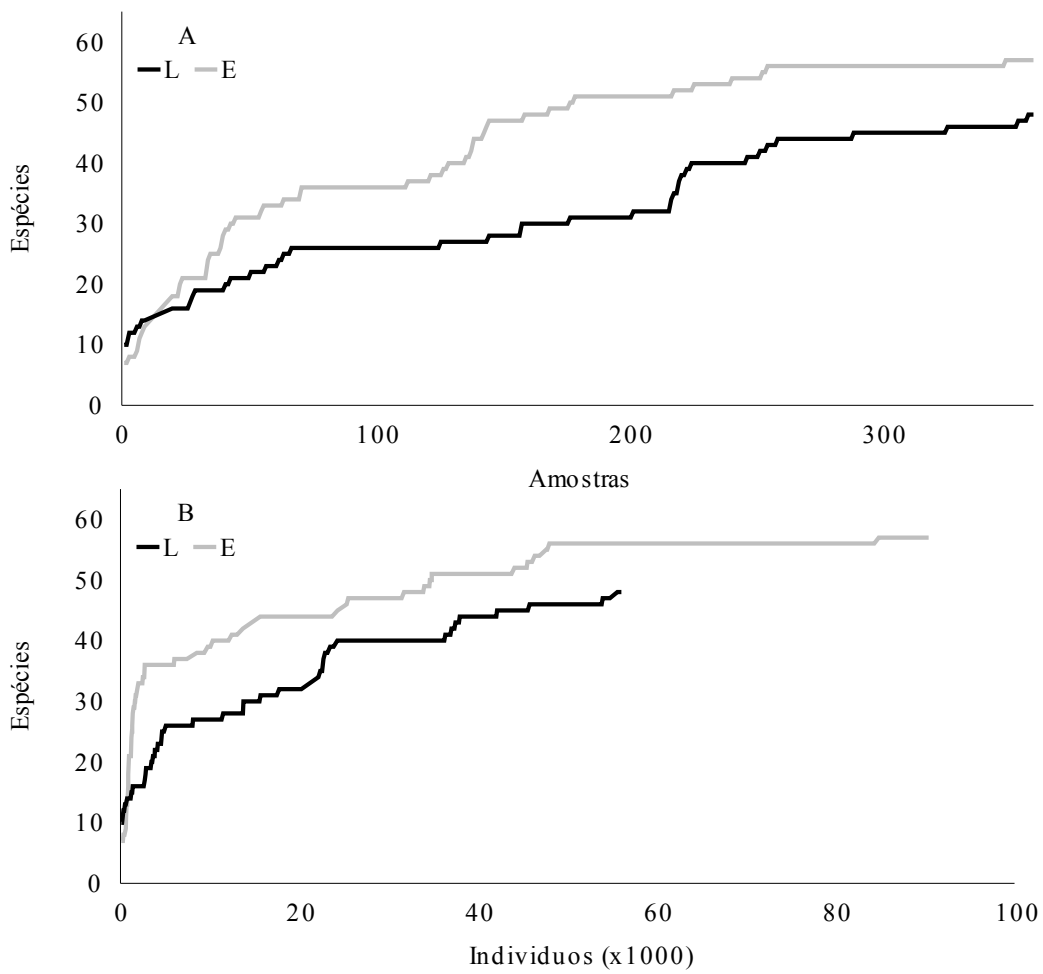


Figura 4 – Curva acumulada de espécies por amostra (A) e de espécies por indivíduos coletados (B) nos arrastos de fundo entre a região Límnic (L) e Estuarina (E).

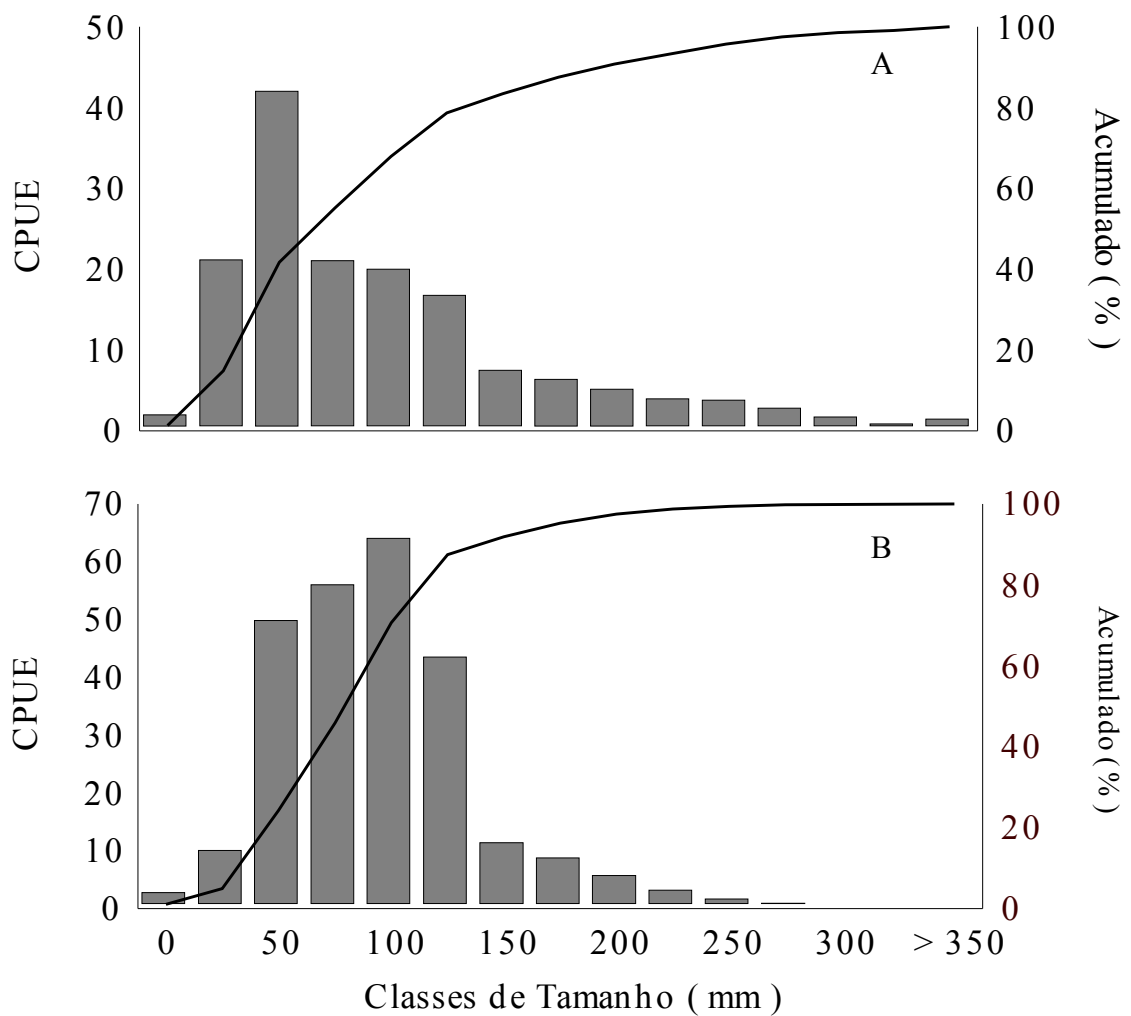


Figura 5 – Abundância por classe de tamanho (25mm) e percentual de abundância acumulada dos indivíduos capturados nos arrastos de fundo entre a (A) região Límica e (B) região Estuarina.

PADRÕES AMBIENTAIS E A SIMILARIDADE ESPACIAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM UMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE ESTUÁRIO E ÁGUA DOCE.

RESUMO

A área de estudo compreende o Canal São Gonçalo, que interliga a Lagoa dos Patos com a Lagoa Mirim, segmentado pela Barragem Eclusa. As amostragens foram conduzidas mensalmente durante os anos de 2005 (12 meses), 2006 (6 meses), 2007 (12 meses) e 2008 (2 meses), utilizando-se uma rede de arrasto de fundo na zona profunda (AF) em profundidades maiores que 3 metros e o arrasto de praia em zonas rasas (AP) em profundidades de até 1,5 m, totalizando AF=768 e AP=384 amostras. No total foram capturados 52.020 indivíduos (AP) e 155.972 no (AF), totalizando 98 espécies. Análises multivariadas de Agrupamento e Escalonamento Multidimensional com base nos dados abióticos (temperatura, salinidade, transparência da água e nível fluviométrico) indicaram condições ambientais distintas marcados pela influência do gradiente de temperatura e de salinidade. Na zona rasa foram identificados três condições ambientais: Quente, Frio e Quente-Sal. Na zona profunda foram identificados quatro períodos: Quente, Frio e Quente-Sal (1) e Quente-Sal (2). Com base nas condições ambientais previamente estabelecidas, os padrões de composição e dominância das Guildas de peixes Estuarino Residente, Estuarino Dependente, Marinho Vagante, Primários e Secundários de Água Doce identificaram dois cenários ambientais entre as regiões Limnica e Estuarina do Canal São Gonçalo. No cenário de Segregação Espacial, demonstram que as espécies pertencentes às guildas Estuarino Residente, Estuarino Dependente e Marinho Vagante estão associadas a condição Quente-Sal, restrito à região Estuarina do Canal, enquanto que os Primários e Secundários de Água Doce estão associados as condições Quente e Frio, denominado de Homogeneização Espacial abrangendo a região Límica e Estuarina do Canal. O resultados indicam uma mudança espacial das assembléias marinha estuarina e de água doce envolvendo três aspectos: i) a perda de habitat para a a assembléia marinha e estuarina; ii) o Aumento do habitat para a assembléia de Água Doce, na região da Lagoa Mirim e iii) a fragmentação do habitat para as Primárias e Secundárias de Água Doce, identificado durante os cenários de Homogeneização Espacial. As medidas propostas para mitigar o impacto da Barragem Eclusa estão relacionadas ao aperfeiçoamento do sistema de operação das comportas viabilizando a passagem das espécies marinhas e estuarinas para a Lagoa Mirim.

Palavras-Chave: Sistema Patos-Mirim, Barragem Eclusa, Habitat

ABSTRACT

The study area covers the São Gonçalo channel that connects the Patos Lagoon with the Mirim Lagoon, interrupted by the dam-lock. Sampling took place monthly during years 2005 (12 months), 2006 (6 months), 2007 (12 months) and 2008 (2 months), using a bottom-trawl net (AF) in the deeper area, with depth higher than 2 m, and beach-seine (AP) in shallow waters, up to 1.5 m deep, totaling 768 and 384 samples, respectively. A total of 52,020 individuals were collected by AP and 155,972 by AF, of 98 species. Grouping and Multidimensional Scaling multivariate analyses based on the environmental data (temperature, salinity, transparency and fluviometric level) indicate different environmental conditions, marked by the temperature and salinity gradient. In the shallow zone, three environmental conditions were identified: warm, cold, and warm-salty. In the deep zone, four periods were identified: warm, cold, and warm-salty(1) and warm-salty(2). Based on the environmental conditions previously established, the composition and dominance patterns of the estuarine-resident, estuarine-dependent, marine-vagrant, primarily freshwater and secondarily freshwater species guilds, two scenarios were identified for the limnic and estuarine regions of São Gonçalo channel. For the spatial segregation scenario, it is demonstrated that the species of the estuarine-resident, estuarine-dependent and marine-vagrant species are associated with the warm-salty situation, restricted to the estuarine region of the channel, while the primarily freshwater and secondarily freshwater species are associated with the warm and cold situation, denominated spatial homogenization, covering the limnic and estuarine regions of the channel. The results indicate a spatial change of the marine-estuarine and freshwater assemblies, involving three aspects: i) habitat loss for the marine-estuarine assembly, ii) an increase of habitat for the freshwater assembly in the Mirim lagoon region, and iii) habitat fragmentation for primary and secondary freshwater species, observed during the spatial homogenization scenarios. The proposed measures to mitigate the impact of the dam-lock are related to the improvement of the operation of the dam-lock gates, allowing the passage of marine and estuarine species towards the Mirim lagoon.

Key words: Patos-Mirim System, Dam-lock, Habitat

1. INTRODUÇÃO

Sistemas Lagunares com conexão com o oceano caracterizam-se pela presença de espécies marinhas, estuarinas e de água doce (Welcome 2001). Atualmente, o aumento da pressão ambiental de origem antrópica nestes sistemas Lagoares vem alterando e degradando os serviços destes ecossistemas elevando a preocupação em escala global (Tagliane *et al.* 2003; Razinkovas *et al.* 2008). O estudo das conexões entre ecossistemas vem sendo abordado recentemente, especialmente em relação às trocas de materiais entre habitats aquáticos (Lamberti *et al.* 2010), sendo que os peixes são importantes elos entre estes ambientes, pois colaboram no fluxo de matéria e energia entre oceano, estuário e água doce através da movimentação relacionados com processos ecológicos como pulso de inundação (Junk *et al.* 1989), e retração e expansão da salinidade entre sistemas Lagunares, rios e oceanos (Winemiller & Leslie 1992; Gelwick *et al.* 2001; Lamberti *et al.* 2010). Dos impactos ambientais que causam a perda ou redução da conectividade entre ecossistemas aquáticos adjacentes estão a construção de barragens e eclusas, provocando efeitos diversos na estrutura da ictiofauna de água doce, estuarina e marinha (Lucas & Baras 2001; Elliott & Hemingway 2002; Carosfield *et al.* 2004). No entanto, o entendimento das consequências da construção de barragens deve ser interpretado considerando as características da ictiofauna regional (Agostinho 2003), devido à variedade de habitats que os peixes podem utilizar dependendo do seu estágio ontogenético (Burns & Vieira em preparação), além da plasticidade fenotípica que pode existir entre populações ao longo de gradientes ambientais (Lucas & Baras 2001). Adicionalmente, questões envolvendo o planejamento amostral adequado para coleta no gradiente entre oceano–

estuário-água doce e seus diferentes habitats também devem ser considerados (Martino & Able 2003).

Na América do Sul a ictiofauna de lagoas costeiras vem sendo estudada ao longo do gradiente de salinidade geralmente utilizando amostradores de águas rasas, tanto na região Tropical, principalmente no estado do Rio de Janeiro (Andreatta *et al.* 1990; Aguiaro & Caramaschi 1995; Saad *et al.* 2002), assim como na região Subtropical, nos estados de Santa Catarina (Monteiro-Neto *et al.* 1990) e Rio Grande do Sul (Malabarba & Isaia 1992; Garcia *et al.* 2003; Schifino *et al.* 2004; Loebmann & Vieira 2005), com poucos trabalhos abrangendo maiores profundidades (Vieira *et al.* 2010) e possuindo desenho amostral abrangendo todo o gradiente de salinidade (oceano – estuário – água doce).

O Sistema Lagoar Patos-Mirim (SLPM) é considerado o maior sistema Lagoar do mundo do tipo estrangulado (Kjerfve 1986), com as lagoas dos Patos e Mirim interligadas pelo Canal São Gonçalo (Asmus 1998). A disposição espacial desta paisagem tipifica um gradiente de salinidade contínuo em direção ao norte da Lagoa dos Patos (Niencheski *et al.* 1988), e um gradiente descontínuo em direção a Lagoa Mirim. A descontinuidade desse último ocorre em função da construção da Barragem Eclusa no Canal São Gonçalo, que conecta as lagoas dos Patos e Mirim (FAO 1972; Burns *et al.* 2006). Antes da construção da Barragem Eclusa em 1977 o processo de salinização na Lagoa Mirim permitia a troca de peixes das assembleias marinhas, estuarinas e límnicas (Burns & Vieira em preparação). Após a construção da Barragem Eclusa, a cunha salina foi impedida de penetrar na porção superior do Canal São Gonçalo e na Lagoa Mirim (CLM 1970; FAO 1972; Burns & Vieira em preparação). Em escala regional (Bacia hidrográfica) a ruptura deste processo de salinização freqüente na Lagoa dos Patos

(Seeliger *et al.* 1996), e ausência em parte do Canal São Gonçalo e na Lagoa Mirim causaram mudanças ambientais em diferentes ecossistemas e paisagens sendo seus efeitos na estruturação e funcionamento das assembléias de peixes pouco conhecida (Burns *et al.* 2006; Burns & Vieira em preparação).

A ictiofauna das Lagoas Patos e Lagoa Mirim é constituídas por mais de 200 espécies de origem marinha, estuarina e de água doce (Malabarba 1989; Chao *et al.* 1985) com distribuição espaço-temporal das assembléias em três zonas de profundidade: rasas, pelágica e profunda (Chao *et al.* 1985; Vieira *et al.* 1998; Garcia *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2010; Burns & Vieira em preparação) com diferentes tipos de uso da região Estuarina: Primários e Secundários de água doce; Estuarino Residente, Estuarino Dependente e Marino Vagante (Garcia *et al.* 2003).

Trabalhos realizados no estuário da Lagoa dos Patos demonstram a importância da penetração da cunha salina, via molhes da Barra, na movimentação e distribuição de espécies marinhas de zonas rasas e profundas como Mugilideos, Scianideos e Ariideos (Chao *et al.* 1985; Pereira 1994, Vieira *et al.* 1998; Vieira *et al.* 2010) entre as diferentes zonas da Lagoa dos Patos. Contudo, questões envolvendo aspectos no desenho amostral e tipo de amostrador (Matino & Able 2003), além da plasticidade ecológica das espécies marinhas, estuarinas e de água doce que ocorrem neste sistema Lagoar (Chao *et al.* 1985) devem ser levadas em consideração. Neste contexto, as hipóteses deste trabalho são: i) As espécies marinhas e estuarinas do Canal São Gonçalo demonstram o mesmo padrão de deslocamento encontrado nas regiões límnic e estuarina da Lagoa dos Patos (vide Araújo 1988; Ramos 2005; Raseira *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2010); ii) A resposta da assembléia de água doce ao distúrbio de salinidade

produz efeitos de longo prazo na estruturação desta assembléia, quando comparada em condições ambientais sem o distúrbio de salinidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Canal São Gonçalo está localizado na porção oeste-sul do sistema da Lagoa dos Patos, estendendo-se por 76 km até conectar-se à Lagoa Mirim (Fig. 1). Este Canal, de origem natural, apresenta um curso sinuoso, com largura variando entre 200 e 300 m e profundidade de até 10 m. A Barragem Eclusa secciona o Canal São Gonçalo a uma distância de 15 km da Lagoa dos Patos e 61 km da Lagoa Mirim. A construção desta barragem ocorreu no ano de 1977, com objetivo de impedir a entrada de águas salgadas na Lagoa Mirim, a partir de um plano de desenvolvimento binacional entre Uruguai e Brasil (FAO 1972). A Barragem possui 18 comportas basculantes de 12 x 3,2 m. Na margem esquerda, da Barragem Eclusa, é realizada a eclusagem para a navegação, com uma câmara de 120 x 17 m. Este Canal de navegação dispõe de duas comportas com 17 m de altura e 8 m de largura, também basculantes, com sistemas de equalização de níveis (câmaras e comportas By Pass).

O regime natural de escoamento do Canal São Gonçalo é complexo, invertendo periodicamente a direção de seu fluxo, o que lhe designa a denominação de Canal. A descarga média é de 700 m³/s, sendo a velocidade de fluxo na ordem de 0,6 m/s (CLM, 1970). Valores máximos da descarga de água doce atingem em torno de 3.000 m³/s em épocas de inundações, enquanto que em estiagens prolongadas a descarga é zero, quando geralmente se verifica a inversão da corrente, em direção à Lagoa Mirim (CLM 1970).

O sistema de operação da Eclusa depende do nível fluviométrico da Lagoa Mirim, sendo que, quando o nível médio da Lagoa Mirim está próximo a um metro abaixo do nível do mar, inicia-se o controle da descarga do Canal São Gonçalo, para

Lagoa dos Patos. Este período geralmente compreende os meses de dezembro a abril, onde a Lagoa Mirim tinha, no passado, maior probabilidade de salinização (CLM 1970; FAO 1972). O controle do nível da Lagoa Mirim neste período é realizado através do fechamento parcial ou total das comportas da Barragem Eclusa e redução dos horários de eclusagem, para navegação. No período restante as comportas permanecem parcialmente abertas, sendo que o Canal de eclusagem é aberto quatro vezes ao dia, em horários específicos para a passagem de embarcações.

2.2 Desenho Amostral e Captura dos Peixes

O Canal São Gonçalo foi dividido, a partir da Barragem Eclusa, em duas regiões classificadas de acordo com a condição de salinidade: i) Região Límnic (L) que está situada a sudoeste da Barragem, na qual a salinidade é impedida de penetrar; ii) Região Estuarina (E) que está situada à nordeste da Barragem, inserida na região Estuarina da Lagoa dos Patos (Seeliger et al. 1996). As amostragens foram realizadas com periodicidade mensal entre os períodos de janeiro de 2005 até abril de 2006 e novembro de 2006 até março de 2008. Em cada região (L, E) as amostragens foram realizadas a 15 km de distância da Barragem Eclusa, tanto em direção sudoeste como nordeste sendo efetuadas doze amostras de arrasto de fundo (AF) e seis amostras de arrasto de praia (AP) em cada região (Fig.1).

No arrasto de praia a captura dos peixes foi realizada com o auxílio de uma rede tipo Coca (modelo *trawl* – 9 m de largura e 2,4 m de altura, malha de 13 mm entre nós nas asas e 5 mm no saco) operando em profundidades de até 1,5 m (Burns *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2006). No arrasto de fundo a captura dos peixes foi realizada com o auxílio de uma embarcação de 12 m de comprimento com motor de 60 Hp de potência. A rede

de portas (15 kg, cada) possuía as seguintes características: 10,5 m de abertura, 0,8 m de altura e 7,5 m de comprimento com malha de 18 mm nas asas e de 5 mm no saco. Para cada arrasto o tempo de duração foi de 5 minutos, contados a partir da liberação total de 50 m do cabo real.

Os peixes de fácil identificação foram medidos a bordo e posteriormente liberados no ambiente. O restante foi preservado em formaldeído a 10% e posteriormente identificados, medidos e contados em laboratório. Para medição do comprimento total dos peixes foi utilizado um ictiômetro graduado em escala de 1 mm. Para cada amostra eram medidos até 100 indivíduos de cada espécie, sendo o restante contado e somado ao total capturado de cada espécie.

2.3 Parâmetros Ambientais

Os parâmetros abióticos mensurados no Canal São Gonçalo foram: profundidade (m), temperatura (°C), salinidade, transparência da água (cm) e nível fluviométrico (m). Com exceção do nível fluviométrico obtido por meio da Agência da Lagoa Mirim, os demais parâmetros foram medidos para cada estação de arrasto de fundo e praia. A salinidade e a temperatura foram obtidas com o aparelho multiparâmetro da YSI, sendo que no arrasto de fundo as medições eram realizadas tanto na superfície como no fundo (1 m do fundo). Para transparência da água foi utilizado o disco de Secchi (m).

2.4 Análise dos Dados

As condições ambientais presentes durante o período amostral foram estimadas com base nos dados de temperatura, salinidade, nível fluviométrico e transparência da água na zona rasa (<1,5m) durante as coletas com (AP) a na zona profunda (>3m)

durante as coletas com (AF). Utilizando uma matriz de similaridade de distância Euclidiana entre amostras (média de cada variável por região-ano-mês), os dados abióticos foram log transformados e padronizados para mesma escala (Clarke & Warwick 2001). A análise SIMPROF foi utilizada para determinar a significância do agrupamento hierárquico, sendo os grupos ambientais definidos a partir do nível de significância ($p \leq 0,05$). A partir da matriz de similaridade da distância euclidiana foi utilizada a técnica de ordenação não-paramétrica de Escalonamento Multidimensional (NMDS). Cada parâmetro abiótico temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade, transparência da água (cm) e nível fluviométrico (m) obtido em cada amostrador AP e AF em cada região foi plotado na ordenação NMDS, utilizando a mesma disposição espacial dos grupos ambientais anteriormente definidos pela análise de agrupamento. Quando uma condição ambiental agrupava ambas regiões do Canal, tanto a límnic (L) como a estuarina (E) estes eram considerados como sub-grupos das condições ambientais. Para determinar as diferenças entre os grupos ambientais foi utilizada a análise de similaridade ANOSIM 1-via. Esta análise calcula o R estatístico que estima o grau de diferença entre os grupos de amostras e seu nível de significância (p) ao relacionar o valor observado de R à sua distribuição de permutação. Os valores de R oscilam entre -1, 0 e +1 (Clarke & Warwick 2001).

Dentro de cada condição ambiental e amostrador (AP e AF) foram determinadas a composição e abundância das guildas de uso do estuário e as espécies. As guildas foram estabelecidas conforme o ciclo de vida e uso do estuário da Lagoa dos Patos, descrito em Chao *et al.* (1985) e Vieira *et al.* (1998). Este agrupamento foi posteriormente modificado por Garcia *et al.* (2003), sendo, na presente proposta, modificada para caracterizar também os grupos de peixes de água doce. Ficando assim

estabelecida: Estuarino Residente (ER): tipicamente ocorrendo e reproduzindo no estuário; Estuarino Dependente (ED): espécies marinhas que desovam no mar e são encontradas em grande número no estuário durante sua fase de crescimento; Marinho Vagante (MV): tipicamente habitando o ambiente marinho e acidentalmente ocorrendo no estuário. A guilda de água doce foi subdividida conforme o modelo de Myers (1938) em Primários de Água Doce (PAD) e Secundários de Água Doce (SAD). As famílias que compõe a PAD são estritamente confinadas aos ambientes límnicos enquanto que, as famílias da SAD podem ocasionalmente ocorrer em ambientes.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi obtida dividindo o número total de indivíduos capturados de cada espécie, por amostrador, pelo esforço de cada amostrador. Estes valores foram posteriormente transformados em CPUE% (Garcia *et al.* 2006). Para determinar a importância relativa das espécies entre amostradores e regiões foi utilizada a combinação de valores de CPUE% e a frequência de ocorrência (FO%), sendo os valores de CPUE% e FO% comparados com suas respectivas médias (\bar{x} CPUE% e \bar{x} FO%) (Garcia *et al.* 2006). As espécies importantes foram assim classificadas em: (1) Abundante-Frequente (CPUE% \geq \bar{x} CPUE%, FO% \geq \bar{x} FO%); (2) Frequente-não-Abundante (CPUE% $<$ \bar{x} CPUE%, FO% \geq \bar{x} FO%); (3) Abundante-não Frequente (CPUE% \geq \bar{x} CPUE%, FO% $<$ \bar{x} FO%) e (4) presente (CPUE% $<$ \bar{x} CPUE%, FO% $<$ \bar{x} FO%). As espécies identificadas como abundantes-frequentes foram consideradas como dominantes. Os taxa identificados apenas ao nível de família (Clupeidae, Engraulidae e Atherinopsidae) foram excluídos deste procedimento em função de sua baixa representatividade numérica. A abundância por classe de comprimento total (CT) foi baseada no cálculo de CPUE-CT (captura por unidade de esforço por classe de comprimento total) Vieira (1991) representada em

classes de 25 mm. A CPUE-CT de cada espécie foi obtida pela fórmula $CPUE-CT = \sum FP(CT)/f$, onde o Fator de Ponderação $FP = N/n$ sendo $N =$ o número de indivíduos capturados na amostra e $n =$ o número de indivíduos medidos na amostra, e $f =$ o esforço de coleta.

Para determinar a similaridade das assembléias entre as condições ambientais e regiões do Canal foi utilizada a análise de ordenação Escaloneamento Multi-dimensional *NMDS* e, posteriormente, testada pela análise de similaridade ANOSIM 1-*via*. Ambas as técnicas foram aplicadas para cada amostrador de forma independente, utilizando o índice de similaridade de Jaccard (presença-ausência) e dissimilaridade de Bray-Curtis (média do grupo) entre as regiões. A matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis foi baseada na abundância ($\log_{10} CPUE + 1$) de todas as espécies, com exceção daquelas de categoria 4 (pouco freqüente e pouco abundante. A partir desta matriz, foi realizada a análise SIMPER, com objetivo de determinar as espécies que mais contribuíram para a similaridade entre as condições ambientais.

Para verificar a relação entre as espécies e as variáveis ambientais foi utilizada a análise de correspondência canônica parcial (pCCA com uma covariável), utilizando o programa CANOCO (ter Braak 1986). O teste de permutação de Monte Carlo foi utilizado para avaliar a significância estatística destas relações. Para a matriz biótica foi utilizada a abundância de cada espécie ($\log_{10} CPUE + 1$) por região de amostragem em cada ano e mês de coleta. As espécies com $FO\% < 5$ foram excluídas para evitar o efeito desproporcional das espécies raras na análise.

As variáveis ambientais utilizadas no arrasto de praia foram: temperatura, salinidade, transparência da água e nível fluviométrico. Já no arrasto de fundo foram utilizadas temperatura de fundo, salinidade (superfície e fundo) e nível fluviométrico

(m). No caso da salinidade de superfície e de fundo, obtida durante o arrasto de fundo, foi utilizada uma média desses valores em cada estação de amostragem. Ambas as matrizes abióticas foram padronizadas. Para controlar o efeito de possíveis diferenças entre as regiões de coleta, as variáveis espaciais foram incorporadas no pCCA como covariável, na forma de variável categórica (tipo “Dummy”) (Leps & Smilauer 2003).

3. RESULTADOS

3.1 Padrões Ambientais

3.1.1 Zonas Rasas

A análise de agrupamento da zona rasa permitiu distinguir três grupos que foram denominados de “Quente”, “Frio” e “Quente-Sal”, devido as características ambientais, sendo que na ordenação (NMDS) o stress foi de 0,08 (Fig. 2; 3A; 3B).

As condições ambientais Quente e Frio foram compostas de amostras tanto das regiões Limnica (L) como Estuarina (E) do Canal São Gonçalo. A condição Quente se diferencia por representar os meses das estações de verão (janeiro, fevereiro e março) e primavera (outubro, novembro e dezembro), e a condição Fria englobou os meses das estações do outono (abril, maio e junho) e inverno (julho, agosto e setembro). Ambas as condições ambientais foram caracterizadas pela baixa salinidade e transparência da água, sendo que as diferenças entre elas esteve relacionada a temperatura da água e ao nível fluviométrico (Fig. 4A; 4B; 4C; 4D).

A condição Quente-Sal foi composta por amostras exclusivas da região Estuarina (E) e compreendeu parte dos meses da estação de verão (Fig.2). Esta condição foi caracterizada pela elevada salinidade ($14,23 \pm 7,8$), temperatura ($24,3^{\circ}\text{C} \pm 3,4$) e baixo nível fluviométrico (0,51 m) (Tab. 1, Fig. 4). A análise ANOSIM 1-via

demonstrou diferença significativa entre quase todas as condições ambientais e regiões, exceto entre as regiões do Canal durante a condição Quente (AL- AE) e Frio (BL-BE), os quais não demonstraram diferença significativa (Tab.2).

3.1.2 Zonas Profundas

Para a zona profunda (>2m), a análise de agrupamento permitiu definir quatro grupos que foram denominados “Frio”, “Quente”, “Quente-Sal (1)” e “Quente-Sal (2)”, sendo que a ordenação (NMDS) obteve stress de 0,08 (Fig. 5; 6A e 6B).

A condição Frio foi composta, em grande parte, pelos meses das estações do outono (abril, maio e junho) e inverno (julho, agosto e setembro), enquanto que na condição Quente as amostras foram compostas principalmente pelos meses de verão (janeiro, fevereiro e março) e primavera (outubro, novembro e dezembro). A condição ambiental Frio foi caracterizada pelas menores temperaturas ($14^{\circ}\text{C} \pm 2,7$), zero de salinidade e um elevado nível fluviométrico (Tab.3, Fig.5), enquanto que, a condição Quente apresentou maiores temperaturas ($23,6^{\circ}\text{C} \pm 2,8$), menor nível fluviométrico, e com valores intermediários de salinidade (Tab. 3, Fig. 5).

As amostras das condições ambientais Quente-Sal (1) e Quente-Sal (2), estão restritas a região Estuarina (E) e compostas em grande parte pelos meses de verão e primavera (Fig.5). Ambas as condições ambientais foram caracterizadas por uma elevada temperatura com média superior a 23°C e salinidade maior que zero. Na condição Quente-Sal (1) a média de salinidade do fundo foi de 9,3 com máximo de 33,8, enquanto que na condição Quente-Sal (2) a média de salinidade foi bastante elevada tanto na superfície (14,3) como no fundo (27,2). A análise ANOSIM 1-via demonstrou diferenças significativas entre quase todas as condições ambientais e

regiões, exceto entre as regiões do Canal na condição Frio (AL-AE) e Quente (BL-BE) (Tab.2).

3.2 Padrões Ambientais e de Dominância das Espécies

3.2.1 Zonas Rasas

No arrasto de praia foram capturados 52.020 indivíduos distribuídos em 25 famílias e 72 espécies (Tab. 5). Na condição Quente foram capturadas 61 espécies e 38.485 indivíduos totalizando um esforço de 228 amostras, sendo 132 amostras na região Límnic e 96 na região Estuarina. Já durante a condição Frio foram capturadas 42 espécies e 7.531 indivíduos totalizando um esforço de 120 amostras, sendo 60 em cada região do Canal. Na condição Quente-Sal, o esforço foi de 36 amostras, totalizando 36 espécies e 6.004 indivíduos, restritas a região Estuarina do Canal. A abundância de indivíduos é duas vezes maior na condição Quente e Quente-Sal, em relação a condição Frio. As condições Frio e Quente apresentaram a dominância das guildas Primárias e Secundárias de Água Doce, contribuindo com 85,6% e 96, 3% do total capturado, respectivamente. As guildas Estuarino Residente e Estuarino Dependente, embora pouco abundantes, foram mais frequentes na condição Quente em relação a condição Frio. Em contraste, na condição Quente-Sal, as guildas mais representativas foram as Estuarino Residente, Estuarino Dependente e Marinho Vagante, contribuindo em conjunto com 79,2% do total capturado (Tab.5).

As assembleias de peixes durante as condições Quente e Frio foram representadas pelas espécies dominantes Primárias de Água Doce *Cheirodon ibicuiensis*, *Cyanocharax alburnus*, os Secundários de Água Doce *Platanichthys platana*, *Odontesthes mirinensis* e o Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens*,

totalizando em conjunto 55,4% da abundância total na condição Quente e 87,7% no Frio. Os Primários de Água Doce *Cyphocarax voga*, *Astanax* spp, *Oligosarcus jenynsii*, *Cheirodon interruptus* e *Astyanax eignemaniorum* foram dominantes exclusivos da condição Quente, enquanto que na condição Frio não houveram espécies dominantes exclusivas (Tab.5).

As espécies Freqüente-não-Abundante também demonstraram diferenças entre as condições Quente e Frio. Durante a condição Quente foi verificado um maior número de espécies Freqüente-não-Abundante quando comparado com a condição Frio. Na condição Quente as Freqüente-não-Abundante, exclusivas, foram representadas pelos Primários de Água Doce *Astyanax jacuhiensis*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Oligosarcus robustus*, *Corydoras paleatus*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Bryconamericus iheringii* e *Pimelodella australis*; os Secundários de Água Doce *Geophagus brasiliensis*, *Jenynsia multidentata*; o Estuarino Residente *Ctenogobius shufeldti* e o Estuarino Dependente *Micropogonias furnieri* representando 9,2% da abundância total. Na condição Frio a única Freqüente-não-Abundante, exclusiva foi *Homodiaetus anisitsi*. Apenas o Primário de Água Doce *Loricariichthys anus* e o Secundário de Água Doce *Odontesthes* spp. foram Freqüente-não-Abundante em ambas as condições Quente e Frio.

Na condição Quente-Sal, exclusiva da região Estuarina, a assembléia de peixes foi composta por seis espécies dominantes, sendo exclusivas a Estuarino Residente *Atherinella brasiliensis* e as Estuarino Dependente *Mugil platanus*, *M. furnieri*, *Mugil curema*, representando 64,7% da abundância total (Tab.5). A Estuarino Residente *Odontesthes argentinensis* e *C. shufeldti* foram Freqüente-não-Abundante.

3.2.2 Zonas Profundas

No arrasto de fundo foram capturados 155.972 indivíduos distribuídos em 34 famílias e 74 espécies (Tab. 6). Durante a condição Frio foram capturados 25.281 indivíduos e 31 espécies totalizando um esforço amostral de 240 arrastos, sendo 120 em cada região do Canal. Já na condição Quente, o esforço foi de 360 arrastos, sendo 264 na região Límnic do Canal e 96 arrastos, na região Estuarina, totalizando 52 espécies com 95.142 indivíduos capturados. Na condição Quente-Sal (1) foram capturadas 39 espécies e 27.549 indivíduos em 84 arrastos, restrita a região Estuarina do Canal. Já na condição Quente-Sal (2) o esforço foi de 84 arrastos capturando 32 espécies com 8.000 indivíduos capturados. A abundância total foi três vezes maior na condição Quente, em relação ao Frio e a Quente-Sal (2), reduzindo acentuadamente essa diferença na Quente-Sal (1).

Nas condições Frio e Quente a assembléia de peixes foi representada pela dominância dos Primários de Água Doce com 98,8% e 96,3% do total capturado, respectivamente. Os Estuarino Dependente, embora pouco abundantes foram freqüentes nestas condições, enquanto que os Secundários de água Doce, Estuarino Residente e Marinho Vagante não foram abundantes nem freqüentes. Em contraste, durante os períodos Quente-Sal (1 e 2), restrita a região Estuarina do Canal, a composição e dominância das guildas foi distinta. No período Quente-Sal (1), a dominância foi dos Primários de Água Doce com 62,7%, seguida pelos Estuarino Dependente com 30,8% do total capturado enquanto que no Quente-Sal (2) os Estuarino Dependente representaram 94,9% do total capturado.

Em contraste, durante as condições Frio e Quente, as assembléias foram representadas pelas espécies dominantes Primárias de Água doce *Parapimelodus*

nigribarbis, *Pimelodus pintado* e *Loricariichthys anus*, que contribuíram com 93,6% da e 78,6%, respectivamente. Na condição Quente, cinco espécies dominantes foram exclusivas: a Estuarino Dependente *M. furnieri* e os Primários de Água Doce *Pimelodella australis*, *L. anus*, *Rineloricaria strigilata* e *Bunocephalus* sp. totalizando 15,9% do total capturado.

As espécies Freqüente-não-Abundante também demonstraram diferenças entre as condições Frio e Quente. A condição Quente apresentou um maior número de espécies Freqüente-não-Abundante quando comparado com a condição Frio. Nesta condição as espécies Freqüente-não-Abundante, exclusivas, foram representadas pelos Primários de Água Doce *Rineloricaria* spp, *Rhamdia quelen*, *Oligosarcus jenynsii*, *Hypostomus commersoni*, *Microglanis cottoides*, *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Parauchenipterus porosus* e *Cheirodon ibicuihensis*, representando 5,9% da abundância total. Já para a condição Frio a única espécie Freqüente-não-Abundante, exclusiva foi a Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens*, representando 0,9% do total capturado.

Nas condições Quente-Sal (1,2) os padrões de dominância foram distintos. Durante a condição Quente-Sal (1), a assembléia foi representada pelas dominantes exclusivas Primárias de Água Doce *P. nigribarbis*, *P. pintado*, a Estuarino Dependente *Genidens barbatus* e a Marinho Vagante *Stellifer rastrifer*, que juntas representaram 73,1%. Já na condição Quente-Sal (2) a única espécie dominante exclusiva foi *L. grossidens*. As Estuarino Dependente foram dominantes em ambas as condições Quente-Sal (1, 2), contribuindo com 23,63% e 50,15%, respectivamente. As Freqüente-não-Abundante também demonstraram diferenças entre as condições Quente-Sal (1, 2). No período Quente-Sal (1) destacam-se o Primários de Água Doce *Rhamdia quelen*, o Estuarino Residente *Genidens genidens* e a Estuarino Dependente *Mugil platanus*,

enquanto que na condição Quente-Sal (2) destacam-se os Estuarino Dependente *Menticirrhus americanus*, *Paralichthys orbignyanus* e o Marinho Vagante *Trichiurus lepturus*.

3.3 Padrões Ambientais e Similaridade das Assembléias

Em ambos os amostradores a ordenação (NMDS), tanto para composição como abundância das assembléias, revelaram uma aparente segregação espacial entre os grupos de amostras na região Límnica (L) e Estuarina (E) do Canal, independente da condição ambiental (Fig.8; Fig.10). Além disso, a disposição espacial dos grupos de amostras na região Estuarina, tanto nas zonas rasas como profundas apresentam maior dispersão em relação à região Límnica.

Para as zonas rasas a análise ANOSIM 1-via demonstrou diferença significativa das assembléias tanto para a composição (R Global = 0,52; $p < 0,001$) como abundância (R Global = 0,51; $p < 0,001$) representada pelas condições ambientais em cada região Límnica e Estuarina amostrada no Canal São Gonçalo. Durante a condição Quente e Frio, as regiões Límnica e Estuarina não demonstram diferença significativa entre as condições ambientais (Tab.2), porém apresentaram diferenças significativas quanto a composição e abundância nas assembléias (Tab.7 e Tab.8).

As espécies que mais contribuíram para a similaridade média diferiram entre as condições e regiões do Canal. As maiores similaridades foram verificadas durante a condição Frio e Quente, restritas a região Límnica do Canal com 50,1 para a condição Quente na região Límnica (A L) e 57,1% para a condição Frio na região Límnica (B L).

Na condição Quente, na região Límnica do Canal (A L), os Primários de água Doce *Cyanocharax alburnus*, *Cheirodon ibicuhiensis* e *Astyanax* spp, contribuíram com

44,1%, seguido pelos Secundários de Água Doce *Platanichthys platana* e o Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens* contribuindo com 17,3% para similaridade nas amostras. No entanto, na região Estuarina desta condição (A E) a similaridade foi menor, representada principalmente pela Estuarino Dependente *L. grossidens* e os Secundário de Água Doce *P. platana* e *Geophagus brasiliensis* (34,4%), Da mesma forma durante a condição Frio, na região Límnic (B L), o Primário de Água Doce *C. alburnus* obteve a maior contribuição para a similaridade das amostras com 32,4%, seguido pelos Secundários de Água Doce *P. platana* (25,8%) e *Odontesthes mirinensis* (14,5%). Na região Estuarina da condição Frio (B E), os Secundários de Água Doce foram os mais importantes representados por *O. mirinensis* e *P. platana* contribuindo com 71,9% da similaridade entre as amostras. Em contraste durante a condição Quente-Sal, as Estuarino Dependente *L. grossidens* e *Mugil platanus* contribuíram com 38,7%, seguidos pelas Estuarino Residente *Atherinella brasiliensis* e *Ctenogobius shufeldti* com 18,4%.

Na análise ACC, o primeiro eixo (autovalor = 0,27) modelou 58% da variância total explicada, demonstrando uma alta correlação espécies-ambiente (0,81). A salinidade e a transparência da água foram altamente correlacionadas com o primeiro eixo, enquanto temperatura e o nível fluviométrico com o segundo eixo (Tab. 10; Fig. 9). No diagrama de ordenação o gradiente de salinização nas zonas rasas do Canal São Gonçalo, restrito a região Estuarina pode ser inferido pelo vetor de salinidade (SS) e transparência da água (Trans) representado pela a assembléia marinha e estuarina compostas pelas guildas Estuarino Dependente, Estuarino Residente e Marinho Vagante obtendo (Fig.9). Ao longo desse gradiente de salinidade as espécies *H. brasiliensis*, *M. americanus*, *M. curema* e *Mugil* sp estão associadas a valores mais altos de salinidade

enquanto que as Estuarino Residente *A. brasiliensis*, *O. argentinensis* e *C. shufeldti*, Marinho Vagante *E. melanopterus*, e as Estuarino Dependente *M. platanus*, *M. furnieri* e *B. pectinata* estiveram associadas com valores mais baixos de salinidade e transparência da água. A exceção foi para *Lycengraulis grossidens*, a qual ficou posicionada no centro da ordenação.

Em contraste, a assembléia de Água Doce composta pelas guildas Primárias e Secundárias de Água doce apresentaram maior correlação com o segundo eixo formado pelos vetores do nível fluviométrico e da temperatura da água. A direção oposta destes vetores (o vetor do nível direcionado para cima e o vetor da temperatura para baixo) pode ser interpretada como gradientes opostos. Assim valores altos do nível fluviométrico ocorreram concomitantemente com baixos valores de temperatura da água. As espécies da guilda Secundários de Água Doce *O. mirinensis*, *P. platana*, *O. perugiaie* e os Primários de Água Doce *Charax stenopterus* e *Homodiaetus anisitsi*, estiveram fortemente associadas a essa condição de maior nível fluviométrico e menor temperatura. O restante das espécies, agrupadas próximo ao centro do diagrama, não obtiveram correlações expressivas com os gradientes ambientais analisados (Fig.7).

Na zona profunda os resultados foram semelhantes. A análise ANOSIM 1- via revelou diferenças significativas para assembléia de peixes quanto a composição (R Global = 0,8; $p < 0,001$) e abundância (R Global = 0,79; $p < 0,001$) representada pelos períodos ambientais em cada região Límnic e Estuarina amostrada no Canal São Gonçalo. Durante a condição Frio e Quente, as regiões Limnica e Estuarina não demonstram diferença significativa (Tab.4), porém apresentaram diferenças significativas quanto a composição e abundância nas assembléias (Tab.11 e Tab.12). As espécies que mais contribuíram para similaridade média diferiram entre as regiões

Limnica e Estuarina do Canal durante as condições Frio e Quente. As maiores similaridades foram verificadas na condição Frio em ambas regiões do Canal (Tab.13). Nesta condição, na região Limnica do Canal (A L), os Primários de Água Doce *Parapimelodus nigribarbis*, *P. pintado*, *Rineloricaria strigilata* e *Loricariichthys anus* contribuíram com 90,4% enquanto que, na região Estuarina (A E) as Primárias de Água Doce *P. nigribarbis* e *P. pintado* contribuíram com 88,9% da similaridade entre as amostras, seguido pelo Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens* com 5,5%.

Da mesma forma, durante a condição Quente, na região Limnica (B L), os Primários de Água Doce *P. nigribarbis*, *P. pintado*, *R. strigilata*, *L. anus*, *Pimelodella australis* e *Bunocephalus* sp. contribuíram com 75% para similaridade entre as amostras. Já na região Estuarina, desta condição (B E) as Primárias de Água Doce *P. nigribarbis* e *P. pintado* continuaram importantes, seguida pela Estuarino Dependente *Micropogonias furnieri*.

Durante as condições Quente-Sal (1, 2), restritos a região Estuarina, a Estuarino Dependente *M. furnieri* foi a espécie que mais contribuiu para similaridade média das amostras em ambas condições com 28,3% e 52,4%, respectivamente. Na condição Quente-Sal (1) houve a contribuição dos Primários de Água Doce *P. nigribarbis* e *P. pintado*, o Estuarino Dependente *Genidens barbatus* e a Estuarino Residente *G. genidens* contribuindo com 63% da similaridade nas amostras desta condição. No entanto, na condição Quente-Sal (2), apenas *L. grossidens* foi importante para similaridade das amostras contribuindo com 30,3%.

Na análise ACC, o primeiro eixo (autovalor = 0,31) modelou 63% da variância total explicada, demonstrando uma alta correlação espécie-ambiente (0,95). A salinidade de superfície (SS) e de fundo (SF) foram altamente correlacionadas com o

primeiro eixo, enquanto a temperatura de fundo e o nível fluviométrico com o segundo eixo (Tab. 14; Fig. 11). No diagrama de ordenação, o gradiente de salinização pode ser inferido. No diagrama de ordenação o gradiente de salinização nas zonas rasas do Canal São Gonçalo, restrito a região Estuarina pode ser inferido pelos vetores de salinidade da superfície (SS) e do fundo (SF) mais associado a assembléia marinha e estuarina compostas pelas guildas Estuarino Dependente, Estuarino Residente e Marinho Vagante obtendo (Fig.11). As espécies Estuarino Dependente e Marinho Vagante estiveram fortemente correlacionadas com esse gradiente de salinização, sendo que as Marinho Vagante *Selene vomer*, *S. setapinnis*, *Trichiurus lepturus*; o Estuarino Dependente *Menticirrhus americanus* e o Estuarino Residente *Ramnogaster arcuata* mostra a correlação com os maiores valores de salinidade observados tanto na superfície como no fundo da zona profunda. Em contraste, as espécies das guildas Estuarino Dependente *L. grossidens*, *M. platanus*, *Micropogonias furnieri*, *Genidens barbatus*, *Paralichthys orbignyanus* e *G. planifrons*; o Marinho Vagante *S. rastrifer*; o Secundário de Água Doce *P. platana* e os Estuarino Residente *Catathyridium garmani*, *G. genidens* estiveram correlacionados com valores intermediários de salinidade (Fig. 11).

Em contraste, a assembléia de Água Doce representada pelos Primários e Secundários de Água Doce apresenta correlação com os vetores do nível fluviométrico e temperatura. O dominante *Pimelodus pintado* foi mais associada com a menor temperatura e aumento do nível fluviométrico. Já os dominantes *Pimelodella australis* e *Bunocephalus* sp. e os Freqüente-não-Abundante *Rhamdia quelen*, *Oligosarcus jenynsii*, *Rineloricaria* spp, *Hoplias* aff. *malabaricus* e *Cheirodon ibicuiensis* foram mais associados ao aumento da temperatura de fundo e nível fluviométrico mais baixo. O Secundário de Água Doce *Platanichthys platana* foi mais associado com o aumento da

salinidade, enquanto que *Geophagus brasiliensis* ao aumento da temperatura. As espécies *Parapimelodus nigribarbis*, *Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata* e os Freqüente-não-Abundante *R. longicauda* e *Hypostomus commersoni* ficaram concentradas no centro da ordenação.

3.3 Estrutura de Tamanho

Nas zonas rasas foram medidos 36.290 indivíduos variando entre 8 e 455 mm de comprimento total (CT, mm). Em todas as condições ambientais houve uma maior abundância na classe de 25 mm, havendo uma tendência de ocorrer indivíduos de maior porte na região Estuarina em relação a região Límica da Barragem Eclusa (Fig .12). Quando o Canal apresentou as mesmas condições ambientais, tanto na condição Quente como na condição Frio, a mediana da distribuição de tamanho foi menor na região Límica (A L mediana = 46 mm; B L mediana = 42 mm), em relação à estuarina (A E mediana = 62 mm; B E mediana = 76 mm). Já na condição Quente-Sal, a região Estuarina apresentou uma mediana de 41 mm. Entre as condições Quente, Frio e Quente-Sal a distribuição de tamanho e a composição das espécies dominantes entre as classes de tamanho demonstram dois grupos de tamanho: o grupo I < 50 mm e o grupo II \geq 50 mm (Tab. 15). O grupo I < 50 mm é representado pelos Primários de Água Doce *Cheirodon ibicuihensis*, *Cheirodon interruptus* e *Cyanocharax alburnus*, os Estuarino Dependente *Mugil curema*, e a Estuarino Residente *Atherinella brasiliensis*.

O grupo II \geq 50 mm foi composto pelos Primários de Água Doce *Astyanax eigenmanniorum*, *Astyanax spp*, *Cyphocharax voga* e *Oligosarcus jenynsii*, o Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens* e o Secundário de Água Doce *Odontesthes mirinensis*. Algumas espécies dominantes como o Secundário de Água Doce

Platanichthys platana e os Estuarino Dependente *Mugil platanus* e *Micropogonias furnieri* foram intermediários oscilando entre os grupos de tamanho I e II (Tab.15)

Nas zonas profundas foram medidos 79.886 indivíduos variando entre 1 e 1000 mm de comprimento total (CT, mm) (Tab. 16). Independente das condições ambientais houve uma tendência de indivíduos de maior tamanho na região Estuarina (Fig. 13). Na condição Frio, a moda em ambas regiões Limnica e Estuarina foi na classe de 100 mm, enquanto que na condição Quente, a moda foi na classe de 50 mm, em ambas as regiões do Canal (Fig.11). De forma similar durante as condições Quente-Sal (1 e 2), restritos a região Estuarina, as modas foram distintas, sendo 100 mm e 75 mm, respectivamente. Entre as condições ambientais da zona profunda (Frio, Quente, Quente-Sal(1) e Quente-Sal(2)) a distribuição de tamanho da composição das espécies dominantes demonstrou dois grupos: grupo I ≤ 100 mm e o grupo II > 100 mm (Fig.13 e Tab.16). O grupo ≤ 100 mm foi composto por juvenis e adultos dos dominantes Primários de Água Doce *Pimelodella australis* e *Bunocephalus* sp., os Estuarino Dependente *Lycengraulis grossidens* e o Marinho Vagante *Stellifer rastrifer*. O grupo II > 100 mm foi composto pelos Primários de Água Doce *Pimelodus pintado*, *Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata*, e os Estuarino Dependente *Micropogonias furnieri* e *Genidens barbatus*. A espécie dominante Primárias de Água Doce *Parapimelodus nigribarbatus* foi intermediária oscilando entre os grupos de tamanho I e II (Tab.16).

4. DISCUSSÃO

4.1 Conectividade Espacial e as Assembléias de Peixes

A zonação espacial das condições ambientais entre as regiões do Canal São Gonçalo indicam diferentes graus de conectividade associado aos padrões de

abundância das guildas e similaridade na composição e abundância das assembléias tanto em zonas rasas como profundas. O processo de salinização foi restrito a região Estuarina do Canal, compreendendo a condição Quente-Sal, em zonas rasas e profundas (Fig. 2; Fig. 5). Em contraste, a ausência ou valores baixos de salinidade, em ambas as regiões do Canal, ocorreu tanto na condição Quente como Frio em ambas as zonas.

O padrão de circulação da água, envolvendo o Sistema Patos-Mirim, é complexo, sendo a direção e a intensidade dos ventos, associados ao volume de precipitação na bacia, os principais fatores controladores de sua dinâmica hidrológica. Estes fatores definem os níveis hidrológicos, amplitudes e a variação do teor da salinidade das águas do Canal (FAO 1972; Möller *et al.* 2001). Embora algumas variáveis como a precipitação e vazão da água não tenham sido incluídas na caracterização das condições ambientais, os resultados encontrados corroboram com os padrões ambientais descritos para este Sistema (FAO 1972; Möller *et al.* 2001).

Com base na dinâmica desses fatores, especialmente da zonation espacial da salinidade, entre as regiões do Canal São Gonçalo, associado as guildas de peixes, é possível estabelecer dois cenários ambientais: i) aquele em que ocorre as maiores diferenças nas condições ambientais entre as regiões do Canal relacionada a maior dominância numérica das guildas Estuarino Residente, Estuarino Dependente e Marinho Vagante. Este cenário pode ser denominado de Segregação Espacial; e ii) com características opostas, ou seja, maior semelhança nas condições ambientais entre as regiões Límnic e Estuarina da Barragem Eclusa, e com maior dominância das guildas dos Primários e Secundários de Água Doce o cenário é denominado de Homogeneização Espacial. Ambos os cenários representam a dinâmica de expansão e retração da salinidade, evidenciado para as guildas de peixes habitantes das zonas rasas

e profundas da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Garcia *et al.* 2003; Vieira *et al.* 2010), assim como em outros sistemas estuarinos (Jaureguizar *et al.* 2003; Barletta *et al.* 2005; Queiroz *et al.* 2006; Whitfield *et al.* 2006; Andrade-Tubino *et al.* 2008), exemplificando o contexto dinâmico da variação espacial das condições estuarinas (Able 2005). Sendo assim, esses cenários estão associados com alguns fatores importantes que determinam a conectividade entre as Lagoas Patos e Mirim. Com base nos padrões espaciais dos cenários ambientais e da distribuição da zonação longitudinal das guildas Marinho vagante, Estuarino Dependente, Estuarino Residente, Primários e Secundários de Água Doce, são verificados algumas consequências para as assembléias de peixes deste Sistema Lagunar.

O primeiro efeito é a perda de habitat estuarino para biodiversidade estuarina encontrada na região Estuarina da Lagoa dos Patos (Seeliger *et al.* 1998). No período que antecedeu a construção da Barragem Eclusa a frequência do evento de salinização da Lagoa Mirim foi de 22 vezes em 52 anos (FAO 1972). Dessa forma, reconhecendo a importância do estuário da Lagoa dos Patos como área berçário para muitas espécies de crustáceo e peixes marinhos (D'incao 1991; Chao *et al.* 1985) a perda de área estuarina é bastante considerável quando comparamos a área da Lagoa Mirim (3.750 km²) com a área estuarina, *strictu sensu*, do estuário da Lagoa dos Patos (971 km²; Asmus 1998). Sendo assim nós concluímos que este fato provavelmente descreve a maior perda de habitat estuarino já registrada no mundo. Para algumas espécies marinha e estuarina a perda de habitat está associada ao efeito barreira exercido pela Barragem Eclusa a qual impede a passagem para a região Límica do Canal e Lagoa Mirim (Burns & Vieira em preparação). Habitat é usualmente entendido como sendo a extensão de fatores físicos e químicos que afetam um animal (Armstrong *et al.* 2002), geralmente associado a

aspectos funcionais do comportamento como reprodução e alimentação (Lucas & Baras 2001). Os resultados deste trabalho desmonstram que a salinidade foi o principal vetor para explicar a distribuição das espécies Marinho Vagante, Estuarino Residente e Estuarino Dependente com as maiores abundância durante os cenários de Segregação Espacial. Contudo a hipótese da barreira física é suportada em função do modelo de distribuição e movimentação de (*Lycengraulis grossidens*, *Paralichthys orbignyanus*, *Mugil platanus*, *Micropogonias furnieri*, *Genidens genidens*, *G. barbuis*) apresentado da Lagoa dos Patos entre as regiões Limnica e Estuarina (Araújo 1988; Raseira *et al.* 2002; Ramos 2005; Milani & Fontoura 2007; Vieira *et al.* 2010) e não encontrado entre as regiões amostradas no Canal São Gonçalo.

Com base em trabalhos sobre o ciclo de vida e uso de algumas espécies marinhas e estuarinas em regiões límnicas da Lagoa dos Patos é possível discutir alguns efeitos específicos sobre o impacto da Barragem Eclusa do Canal São Gonçalo. Burns & Vieira (em preparação) verificaram que das nove espécies marinhas e estuarinas encontradas na região Límnic do Canal São Gonçalo, apenas duas foram numericamente abundantes, sendo a corvina *M. furnieri* dominante na zona profunda do Canal, e a manjuba *L. grossidens* nas zonas rasas. Provavelmente a passagem da corvina através da Barragem Eclusa, ocorre via a célula de eclusagem das embarcações, já que a espécie utiliza toda coluna d'água no ambiente estuarino (Chao *et al.* 1985; Vieira 2006). O mesmo padrão de movimentação pode ser sugerido para *L. grossidens*, no entanto a abundância de juvenis e adultos, tanto na região Límnic como na estuarina, da Barragem Eclusa durante as condições Quente e Frio, levanta a hipótese de que esta espécie, definida como Anfídromo por Ramos (2005) possa existir uma população que desova na região Límnic do Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim.

O efeito barreira para os bagres marinhos (*Genidens planifrons* e *G. barbuis*) e o bagre guri (*G. genidens*) provavelmente, represente um maior impacto pelo fato de caracterizar uma perda funcional de habitat de alimentação e reprodução. Araujo (1988) estudando a movimentação dos bagres *G. barbuis*, *G. planifrons* e *G. genidens* durante o período de 1979 a 1983, verifica que as maiores abundâncias ocorreram durante a primavera (período de reprodução), decrescendo abruptamente durante o verão, hipotetizando a saída destes bagres para a região Límnic da Lagoa dos Patos. Devincenzi (1933) e Vaz-Ferreira (1969) descrevem que todos os anos de dezembro a janeiro, grandes cardumes, ausentes no resto do ano, ascendem desde a Lagoa dos Patos, cruzam o Canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim e ascendem os rios interiores na época de desova, com exemplares de até 1m de comprimento. No presente trabalho a maior abundância destas espécies ocorreu durante a condição Quente-Sal (1), na zona profunda, o qual é caracterizado como período reprodutivo destas espécies (Chao *et al.* 1985; Araujo 1988; Reis 1986; Azevedo *et al.* 1999; Jaureguizar *et al.* 2004). Este mecanismo de agregação e dispersão ocorre durante o período em que a barragem esta com as comportas fechadas, obstruindo a passagem destas espécies para a região Límnic do Canal.

O segundo efeito da Barragem Eclusa foi o aumento de habitat para os Primários e Secundários de Água Doce, disponibilizando a região da Lagoa Mirim, durante períodos de estiagem, final da primavera e verão, momento em que muitas espécies de água doce reproduzem (Vazzoler & Menezes 1992; Marques *et al.* 2007) e podem utilizar esta área para crescimento e alimentação durante todo ano. O terceiro efeito é fragmentação de habitat para assembléia de água doce evidenciada pelas diferenças significativas da composição e abundância entre as assembléias do cenário de

homogeneização espacial representada pelas regiões limnica e estuarina de cada condição Quente e Frio, em ambas as zonas amostradas. O efeito de distúrbios de salinidade na estruturação dos peixes de água doce, como gradientes de salinidade dimensionando a intrusão e recuo da cunha salina (Saad *et al.* 2002; Garcia *et al.* 2003; Jaureguizar *et al.* 2003; Hollanda – Carvalho *et al.* 2003; Leung & Camargo 2005; Whitfield *et al.* 2006) geralmente é verificada em pequenas escalas de tempo, havendo poucos estudos experimentais acerca dos efeitos de longo prazo na assembléia de água doce (Chick *et al.* 2004; Lorenz & Serafy 2006; Whitfield *et al.* 2006). No entanto, os resultados do presente trabalho demonstram que a ausência do distúrbio de salinidade na região Límnica do Canal, provoca uma mudança no padrão de composição e abundância da assembléia de água doce. Durante o cenário de Homogeneização Espacial, a região estuarina do Canal tanto em zonas rasas como profundas, assemelha-se a assembléia de peixes ao amplo gradiente estuário-água doce da Lagoa dos Patos (Garcia *et al.* 2003; Raseira *et al.*, 2002; Vieira *et al.* 2010), sob influência do distúrbio de salinidade onde os Secundárias de Água Doce como *Platanichthys platana* e do gênero *Odontesthes* em zonas rasas e *Parapimelodus nigribardis* e *Pimelodus pintado* nas zonas profundas, são as espécies que mais contribuem para similaridade média das amostras, suportando a hipótese da influência a longo prazo da salinidade para esta assembléia. Embora sejam espécies de Água Doce o grau de tolerância a salinidade pode estar associado a aspectos evolutivos, representados pelos Primários e Secundários de Água Doce (Myers, 1938) ou morfológicos e ontogenéticos (Weingartner & Zaniboni 2004; Kendall & Schwartz 1968 *apud* Bringolf *et al.* 2005). Kendall & Schwartz 1968 *apud* (Bringolf *et al.* 2005) verificaram que peixes de couro poderiam ser mais tolerantes ao *stress* osmótico devido a menor permeabilidade da salinidade no seu

tegumento em comparação com os peixes de escama. Em contraste, a baixa representatividade dos peixes de placas ósseas em áreas suscetíveis a distúrbios de salinidade, como a região Estuarina do Canal São Gonçalo e ao longo do gradiente de salinidade no sentido sul-norte da Lagoa dos Patos (Vieira *et al.* 2010) pode estar relacionada a outros fatores como a disponibilidade de alimento. Considerando que estas espécies pertencentes na sua maioria no gênero *Rineloricaria*, além de *L. anus*, serem bentônicas e em geral classificadas como detritívoras/iliófagas (Froese & Pauly 2010) o Canal São Gonçalo disponibilizaria mais alimento, quando comparado com a Lagoa dos Patos em função da hidrogeomorfologia espacial destes dois corpos d'água. Siluriformes detritívoros têm sua fonte de carbono a partir de vegetais (alóctones) que associado a compostos de microalgas constituem a base alimentar deste grupo (Araujo-Lima *et al.* 1986). No entanto, o distúrbio contínuo de salinidade na Lagoa dos Patos torna este alimento escasso, que por sua vez acarreta na baixa representatividade deste grupo de Siluriformes.

Em uma maior escala espacial abrangendo o sistema lagunar Patos-Mirim os padrões de abundância das espécies de água doce, tolerantes a salinidade como os Secundários de Água Doce do gênero *Odontesthes* (*Odontesthes bonariensis*, *O. humensis*, *O. mirinensis*, *O. perugiae*, *O. retropinis*) e do Cyprinodontiforme (*Jenynsia multidentata*) na região Límica do São Gonçalo e Lagoa Mirim (Burns *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2010) assim como no Sistema Hidrológico do TAIM (Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010), contrastam com o extremo norte da Lagoa dos Patos, onde estes grupos não são dominantes tanto em zonas rasas como na zona pelágica (Lucena *et al.* 1994; Dufech & Fialho 2009), sugerindo que fatores históricos relacionados a gênese deste sistema Lagunar como antigas conexões com o oceano e isolamento espacial

(Beheregaray *et al.* 2002), podem estar relacionados a diversificação morfológica e fenotípica dos Secundário de Água Doce deste sistema.

Neste contexto, os efeitos da Barragem Eclusa demonstram mudanças em larga escala espacial e de longo prazo para a assembléia de peixes do Sistema Patos–Mirim, sendo as medidas mitigadoras, principalmente aquelas relacionadas à passagem de peixes marinhos e estuarinos para região Límica do Canal São Gonçalo devendo contemplar a condição da Lagoa Mirim, como reservatório de água doce.

4.2 Padrões de Uso e Variação Temporal

No sistema Patos–Mirim a variação espaço-temporal e os fatores ambientais, tanto de zonas rasas como profundas, tem sido verificada em diversos trabalhos, tanto ao longo do gradiente de salinidade Norte – Sul da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Lucena *et al.* 1994; Garcia *et al.* 2003; Marques *et al.* 2007; Pereira 2008; Duffec & Fialho 2009; Vieira *et al.* 2010), e ao longo do gradiente de salinidade em direção a Lagoa Mirim (Burns *et al.* 2006; Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010; Burns & Vieira em preparação), sendo a salinidade, temperatura da água, precipitação e fotoperíodo, transparência da água os fatores mais importantes, corroborando com os resultados encontrados para regiões Tropicais e Subtropicais para assembléia de água doce (Junk *et al.* 1989; Lowe-Mcconel 1999; Agostinho *et al.* 1997) e para assembléia marinha e estuarina Subtropical (Day *et al.* 1989; Vieira & Musick 1994; Vieira *et al.* 1998; Whitfield 1999). No presente trabalho, a relação do gradiente de temperatura (quente-frio) e nível fluviométrico representado nas zonas rasas e na zona profunda determinaram o padrão de dominância para assembléia de água doce (PAD e SAD),

enquanto que a salinidade e temperatura foram relacionadas com a assembléia marinha e estuarina (ED, ER, MV).

Os padrões de dominância espaço-temporal para a assembléia marinha e estuarina são bem conhecidos para o estuário da Lagoa dos Patos compostas por juvenis de Mugiliformes e Athereniformes nas zonas rasas e juvenis e subadultos da família Sciaenidae e Ariidae na zona profunda (Chao *et al.* 1985; Vieira *et al.* 1998) corroborando com os resultados encontrados neste trabalho. No entanto é importante destacar a marcada sazonalidade destas espécies na região Estuarina do Canal São Gonçalo, compreendendo as condições Quente-Sal, em ambas as zonas amostradas. Embora essa região se localize inserida no estuário da Lagoa dos Patos (Amus 1998) a marcada sazonalidade da salinidade associada a presença de algumas espécies marinhas, estuarinas e de água doce caracteriza essa região como uma zona limitrofe entre o estuário e a água doce. As espécies indicadoras desta zona limitrofe foram o bagre *Genidens barbatus* e o *Parapimelodus nigribardis* (Tab.9 e Tab 13), sendo estes resultados similares, com exceção da composição das espécies de água doce, a outras regiões estuarinas do Nordeste e Sudeste da costa brasileira (Azevedo *et al.* 1999; Barletta *et al.* 2005; Barletta *et al.* 2008), assim como, em estuários mais ao sul da Lagoa dos Patos, como o rio La plata (Jaureguizar *et al.* 2004).

Outro fator importante a destacar é a dominância de juvenis de Sciaenidae *Stellifer rastriifer* comum em ambientes estuarinos, com baixa salinidade, no sudeste do Brasil (Menezes *et al.* 2003; Queiroz *et al.* 2006) e até então com ocorrência e representatividade numérica extremamente baixa nos trabalhos anteriores realizados na região Estuarina da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Barbieri 1986; Vieira *et al.* 1998; Vieira *et al.* 2010). Fatores relacionados à dominância de juvenis de *Stellifer*

rastrifer provavelmente estejam associados a variações espaciais das isotermas e correntes oceânicas (Vieira & Musick 1994; Araujo & Azevedo 2001; Harrison & Whitfield 2006; Jaureguizar *et al.* 2006) ocasionando a sua chegada no estuário da Lagoa dos Patos.

Relacionado a estes fatores de escala regional, a ACC demonstra que o gradiente de salinidade associado à distribuição das espécies (ED, ER e MV) em ambas as zonas (rasas e profundas) inferem uma estrutura tridimensional de conectividade entre as zonas rasas, pelágica e profunda que pode influenciar a dispersão das espécies entre estes habitats (Fig. 9 e Fig.10). Evidências desta interdependência dos peixes e a estrutura do gradiente de salinidade é exemplificada para o estuário da Lagoa dos Patos, pela entrada da cunha salina na zona profunda, via molhes da Barra, associada movimentação das assembléias marinhas e estuarinas (Chao *et al.* 1985, Pereira 1994, Vieira *et al.* 1998), na distribuição vertical do ictioplâncton (Sinque & Muelbert 1998), assim como do ciclo de vida de algumas espécies (Chao *et al.* 1985; Reis 1986; Bemvenuti 1987; Araujo 1988; Vieira 1991; Vieira & Scalabrin 1991). O modelo proposto por Vieira (1991) descreve o ciclo de vida de *M. platanus* no sul do Brasil. A desova ocorre em mar aberto provavelmente entre o norte do Rio Grande do Sul e o norte de Santa Catarina. A direção predominante das correntes costeiras determina a dispersão dos ovos e larvas planctônicas para a costa sul do Brasil. Quando alcançam a desembocadura do estuário da Lagoa dos Patos, os pré-juvenis de *M. platanus* utilizam o padrão intermitente de intrusão de água salgada para penetrar no estuário (Vieira & Scalabrin 1991). Da mesma forma, é hipotetizado para zona profunda para *Genidens barbatus* e *G. planifrons* as quais penetram na região da Lagoa dos Patos com a chegada da cunha salina, no final da primavera para reprodução (Chao *et al.* 1985; Reis 1986).

Ambos modelos de dispersão destas espécies ocorrem numa sequência temporal distinta indicando um grau crescente de estabilidade do habitat estuarino. Os resultados encontrados neste trabalho sugerem que a chegada dos Marinho Vagante *Selene vomer*, *S. setapinis*, *Trichiurus lepturus*, entre outros, típicos da zona pelágica (Chao *et al.* 1985; Vieira *et al.* 1998), localizados na extremidade do vetor da salinidade de fundo e superfície, constituem em indicadores de maior estabilidade do gradiente de salinidade entre as zonas rasas, pelágicas e profundas. Em eventos climáticos como La Niña, nas zonas rasas da região Estuarina da Lagoa dos Patos, a maior estabilidade do gradiente de salinidade é observado pelo aumento dos Marinho Vagante (Garcia *et al.* 2001) em contraste com os eventos de El Niño onde os dominantes *Mugil platanus* e *Atherinella brasiliensis* reduzem drasticamente a abundância nestas zonas (Garcia *et al.* 2004). Adicionalmente, essa estabilidade do habitat estuarino pode indicar padrões de uso das espécies, relacionada à estrutura de tamanho, como por exemplo a hipótese de trade-off (benefício entre o ganho na alimentação e o risco de predação), discutida para ambientes estuarinos (Vieira 2006) os quais se caracterizam pela maior instabilidade ambiental.

Estas evidências são exemplificadas com a estrutura de tamanho de espécies dominantes entre condições ambientais distintas (Tab. 15; Tab 16). Comparando a na mesma escala temporal das amostragens em zonas rasas e profundas pela análise de agrupamento das condições ambientais é verificado que em condições de maior estabilidade na estrutura do gradiente de salinidade entre as zonas rasas, pelágica e profunda, as espécies dominantes são constituídas de indivíduos de menor porte enquanto que em condições mais instáveis, os indivíduos possuem um maior tamanho sugerindo que a relação do tamanho das espécies são importantes da estabilidade na estrutura do gradiente de salinidade. Dessa forma, os estudos que abordam a estrutura

das assembeias de peixes ao longo de gradientes de salinidade, geralmente estão restritos a tomada de dados abióticos no habitat amostrado, não levando em consideração os efeitos da estrutura tridimensional deste gradiente de salinidade, no qual este trabalho demonstra haver influencia direta.

Para assembléia de água doce (PAD e SAD), os padrões de dominância espaço-temporal, ainda são pouco conhecidos, sendo os trabalhos comparando as diferentes zonas (rasas e profundas) concentrados ao longo do gradiente de salinidade Norte – Sul da Lagoa dos Patos (Chao *et al.* 1985; Lucena *et al.* 1994; Garcia *et al.* 2003; Marques *et al.* 2007; Pereira 2008; Duffec & Fialho 2009; Vieira *et al.* 2010), e ao longo do gradiente de salinidade em direção a Lagoa Mirim (Burns *et al.* 2006; Garcia *et al.* 2006; Artioli *et al.* 2010; Burns & Vieira em preparação) com poucos trabalhos explorando a relação da abundância das espécies com os fatores abióticos (Duffec & Fialho 2009; Garcia *et al.* 2003). Neste trabalho os resultados demonstraram uma maior abundância dos PAD, durante a condição Quente em ambas as zonas amostradas, provavelmente correspondendo a ciclos sazonais das espécies como (deslocamentos, reprodução e recrutamento) associados a precipitação, fotoperíodo e aumento da temperatura da água, e bem conhecidos para regiões Tropicais e Subtropicais (Junk *et al.* 1989; Lowe-Mcconel 1999; Agostinho *et al.* 1997).

Nas zonas rasas, com base na dinâmica da estrutura de tamanho e os padrões de dominancia encontradas neste trabalho é verificado que o gradiente de temperatura e nível fluviométrico determinam o uso, em zonas rasas, de juvenis dominantes como *Oligosarcus jenynsii* e *Cyphocarax voga* e *Odontesthes mirinensis* e o frequente *O. robustus*. *Odontesthes mirinensis* recrutou nas zonas rasas durante o período Frio, enquanto que *O. jenynsii*, *C. voga* e *O. robustus* recrutaram durante a condição Quente,

embora não demonstrem uma forte correlação com as variáveis temperatura da água e nível fluviométrico, como demonstrado na ACC (Fig.9). A importância dos peixes reprodutores de *Odontesthes* durante período frio e dos *Oligosarcus jenynsii*, *C. voga* e *O. robustus* e *Astyanax* do período quente corroboram com os resultados em outras regiões deste sistema lagunar (Bertaco *et al.* 1998; Dufech & Fialho 2009; Artioli *et al.* 2010), indicando o uso temporal destas áreas como zonas de berçário (Burns & Vieira em preparação). O uso temporal em zonas rasas para recrutamento é conhecido para regiões tropicais e subtropicais, geralmente relacionadas a planícies de inundação durante o período de cheia, a qual se conecta com o rio formando áreas de berçário para muitas espécies de peixes, principalmente migradores de grande porte como reportado para muitas bacias hidrográficas da região Neotropical (Goulding 1980; Yuan & Pignalberi 1981; Junk *et al.* 1989; Agostinho *et al.* 1997; Gubiani *et al.* 2007) e ainda pouco conhecido para rios e lagoas. Os resultados da estrutura de tamanho demonstram que estes juvenis permanecem nesta zona até os 80 mm, sugerindo o deslocamento para a zona pelágica do Canal. Este fato é suportado quando comparamos a estrutura de tamanho dos indivíduos capturados em zonas rasas com os capturados na zona pelágica, em profundidades maiores que 2 m de profundidade (Bertaco *et al.* 1998; Garcia *et al.* 2006; Marques *et al.* 2007; Pereira 2008).

Em contraste, a assembléia das zonas rasas são constituídas por espécies residentes, que completam todo ciclo de vida, nesta zona, como *Cyanocharax alburnus*, *Cheirodon ibcuhiensis* e outros pequenos Characideos (*Hyphessobrycon*, *Bryconamericus*). Estas espécies embora não apresentem uma forte correlação com os fatores abióticos medidos, o padrão de abundância indica maior representatividade durante a condição Quente, como reportado em outros trabalhos neste sistema Lagunar

(Lucena *et al.* 1994; Behr & Baldisserotto 1994; Dufech & Fialho 2009; Artioli *et al.* 2010). Adicionalmente, outras estruturas do habitat como macrofitas, velocidade de fluxo, declividade da zona rasa, entre outras, reconhecidamente importantes para a estrutura destas assembléias (Araújo & Santos 2001; Oliveira *et al.* 2001; Lapointe *et al.* 2010) influenciem diretamente a sua composição.

Nas zonas profundas, o gradiente de temperatura e nível fluviométrico também determinaram diferenças nos padrões de dominância e estrutura de tamanho. Durante a condição Quente a dominância dos pequenos Siluriformes (*Pimelodella australis*, *Bunocephalus* sp. e as espécies do gênero *Rineloricaria*) demonstraram uma marcada segregação temporal, sugerindo padrões de movimentação provavelmente relacionadas a migrações tróficas ou reprodutivas. Estas espécies possuem ampla distribuição no sistema Patos – Mirim (Malabarba 1989), no entanto, seus padrões de uso do ambiente, ainda são desconhecidos. Na América do Sul, a movimentação e uso de habitats deste grupo de pequenos Siluriformes é desconhecida, principalmente devido a seletividade das artes de pesca utilizadas para amostragens nos grandes rios e lagoas no Brasil, como as redes de espera em zonas profundas (Agostinho *et al.* 1997; Luiz *et al.* 2005) e verificado sistema Lagunar Patos –Mirim (Garcia *et al.* 2006; Pereira 2008; Dufech & Fialho 2009) sendo a sua importância numérica nestes ambientes profundos subestimada. Lucas & Baras (2001) concluem que considerando as diferentes estações de amostragem ao longo de rios Sul Americanos e riachos os pequenos Loricariidae podem exibir um padrão migratório, embora a extensão das migrações seja limitada. O único trabalho, no sistema de drenagem da Lagoa dos Patos que faz referência a deslocamentos deste grupo é o de Ramos & Konrad (1998). Estes autores verificaram que durante a estação de verão, indivíduos de *Rineloricaria microlepdogaster*

decreceram em abundância acentuadamente, no setor potamal, do rio dos Sinos sendo as causas atribuídas à movimentação destes indivíduos para outros habitats.

Similar aos pequenos Siluriformes, as espécies de médio porte *P. nigribarbis* e de grande porte *Pimelodus pintado*, *Loricariichthys anus*, *Hypostomus commersoni* e *Rhamdia quelen*, também apresentam ampla distribuição neste sistema de drenagem (Malabarba 1989). A maior abundância da maioria destas espécies foi verificada durante a condição Quente, como inferido por desembarques da pesca ao norte da Lagoa dos Patos (Milani & Fontoura 2007) provavelmente associado à atividade reprodutiva (Marques *et al.* 2007).

Em escala regional, desconsiderando a seletividade dos amostradores utilizados em zonas profundas deste Sistema Lagunar, os quais consistem em métodos ativos, como o arrasto de fundo (Chao *et al.* 1985; Vieira *et al.* 2010; Burns & Vieira em preparação) e passivo como as redes de espera (Garcia *et al.* 2006; Dufech & Fialho 2009), é verificado um distinto padrão de dominância quando considerado a representatividade destas espécies nas amostragens. *Loricariichthys anus*, *Hypostomus commersoni* e *Rhamdia quelen* demonstram um padrão de abundância descontínuo, quando comparamos a representatividade destas espécies no Canal São Gonçalo, com amostragens realizadas no extremo norte da Lagoa dos Patos (Pereira 2008; Dufech & Fialho 2009; Vieira *et al.* 2010) e em lagoas a leste da Lagoa Mirim (Garcia *et al.* 2006). Essa descontinuidade entre os ambientes límnicos provavelmente esteja associadas a fatores relacionados à hidrogeomorfologia, similar aos pequenos Siluriformes.

Em contraste, as espécies *Pimelodus pintado* e *Parapimelodus nigribardis*, apresentaram um padrão de dominancia mais homogêneo nas regiões límnicas do

sistema Patos-Mirim (Garcia *et al.* 2006; Pereira 2008; Dufech & Fialho 2009; Vieira *et al.* 2010) como também em regiões com maior influência de salinidade (Chao *et al.* 1985; Burns & Vieira em preparação). Contudo evidências na estrutura de tamanho e representatividade numérica nas capturas indica movimentos neste sistema lagunar. *Pimelodus pintado* apresentou maior representatividade durante a condição Frio, como encontrado ao norte da Lagoa dos Patos por Grosser & Hahn (1981). Marques *et al.* (2007), estudando desta espécie, no extremo norte da Lagoa dos Patos, durante um longo período de amostragem (2002-2004; 2005-2006) verificaram que 95% dos indivíduos capturados de *P. pintado* eram jovens ou imaturos, sendo o tamanho estimado com L_{min} em 180 mm. Adicionalmente, Garcia *et al.* (2006) utilizando redes de espera no SHT, com a composição de malhas similares, verificou um tamanho médio para esta espécie de $288.2 \text{ mm} \pm 36.4$, sendo dominante em apenas uma lagoa (Jacaré) das quatro amostradas no sistema. Comparando com os resultados deste trabalho, a mediana do comprimento total do *P. pintado*, entre as condições ambientais, na zona profunda, os valores maiores e menores de tamanho referentes ao tamanho de primeira maturação (Tab.16), sugerindo que padrões espaciais de uso entre jovens e adultos ocorrem para esta espécie, neste Sistema Lagunar.

Já para a espécie de médio porte *Parapimelodus nigribardis* dominante nas zonas profundas do Canal São Gonçalo e amplamente distribuído, assim como em zonas rasas (<1,5m) da Lagoa dos Patos desde o extremo norte (Bertaco & Becker, 2000) até a região Estuarina (Garcia *et al.* 2001) e pouco representativa numericamente no SHT (Garcia *et al.* 2006). A redução na abundância desta espécie durante os meses frios encontradas neste trabalho é corroborada por Lucena *et al.* (1994) e Bertaco & Becker (2000) sendo atribuída a deslocamentos para regiões do interior delta do Guaíba em

função do seu habito planctofago (Bertaco & Becker 2000). Na região do Canal São Gonçalo, o aumento da abundância desta espécie foi associada ao período de extrema variação de salinidade em ambas regiões do Canal contribuindo com 44,3% de similaridade nas amostras da região Estuarina e 19,6% na região Límnic. Tal fato pode indicar dois processos: i) O deslocamento desta espécie para regiões de ecoclina, na região Estuarina, devido a grande produtividade de plancton; ii) movimento de fuga da região Estuarina em função da entrada da cunha salina, associada a presença de bagres marinhos como *Genidens barbatus* e *Genidens genidens*. O primeiro aspecto pode estar associada a baixa representatividade desta espécie em lagoas oligotróficas do SHT, em comparação com a região da Lagoa dos Patos e bacias de drenagem adjacentes, a qual se conecta com o oceano, oportunizando mais alimento para esta espécie. Em contraste, o risco de mortalidade em função da entrada da salinidade no Canal o torna uma rota de fuga em direção a Lagoa Mirim, no entanto, a Barragem Eclusa pode dificultar a dispersão destes indivíduos que ficam concentrados entre o estuário e a região Estuarina do Canal São Gonçalo. Adicionalmente outros aspectos associados a salinidade como a desorientação provocada em peixes de água doce, não pode ser descartado (Whitfield *et al.* 2006).

Neste contexto, embora seja reconhecido que muitas espécies da família Pimelodidae de água doce realizem migrações de longa distância (Barthem *et al.* 1991) os padrões espaciais de uso ao longo das bacias de drenagem ainda são pouco conhecidos (Lucas & Baras 2001) podendo inclusive estar associado a condições estuarinas, como reportado para bacia do Rio Amazonas (Barthem *et al.* 1991). No presente trabalho, esta associação entre as espécies de água doce e a condição estuarina não é evidente, sendo necessário o uso de outras técnicas, como isótopos estáveis, que

auxiliem na identificação do uso espacial das espécies neste sistema Lagunar. Ademais, recentes estudos em sistemática tem revelado um grande número de espécies novas, incluindo a espécie *Pimelodus pintado*, referida anteriormente para o sistema de drenagem da Lagoa dos Patos como *Pimelodus maculatus* (Malabarba 1989), e outras espécies do gênero *Rhamdia* (*sensu*, Menezes *et al.* 2003) tornando a informação sobre a ecologia das espécies duvidosa e sendo necessário uma maior cautela nas informações biológicas levantadas destes grupos (Agostinho *et al.* 1997; De Toni *et al.* 2002; Carosfield *et al.* (2004) e extrapoladas para outras bacias de drenagem, como o Sistema Patos-Mirim.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 1 – Parâmetros ambientais de temperatura (T°C), salinidade (sal), transparência da água (Transp, cm) e nível fluviométrico (niv. fluv. m) a partir das condições ambientais das zonas rasas (Quente, Frio e Quente-Sal) amostradas na região Límnic e Estuarina do Canal São Gonçalo..

Condições	Parametros	Regiões				Límnic				Estuarina			
		media	dp	min	max	media	dp	min	max	media	dp	min	max
Quente	T °C	23,77	2,77	16,7	31,2	23,9	2,8	16,7	31,2	23,5	2,5	16,7	27,1
	Sal	0,20	0,35	0	2,1	0,1	0,11	0	0,6	0,3	0,49	0	2,1
	Transp. (cm)	21,28	10,12	10	70	20,34	8,05	10	50	22,5	12,3	10	70
	Niv. fluv. (m)	0,63	0,20	0,19	0,94	0,64	0,23	0,19	0,94	0,61	0,11	0,45	0,79
Frio	T °C	14,11	3,13	9,7	20	14,2	3,1	9,7	19,8	14	3,1	9,7	20
	Sal	0,06	0,06	0	0,2	0,05	0,11	0	0,1	0,06	0,49	0	0,2
	Transp. (cm)	16,59	6,63	10	40	15,8	5,4	10	25	17,3	7,6	10	40
	Niv. fluv. (m)	1,00	0,28	0,4	1,57	1,05	0,27	0,66	1,57	0,95	0,28	0,4	1,5
Quente-Sal	T °C	24,38	3,40	18	29,8								
	Sal	14,23	7,86	6,6	30								
	Transp. (cm)	146,25	77,55	20	200								
	Niv. fluv. (m)	0,51	0,11	0,28	0,58								

Tabela 2 – Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre as condições ambientais das zonas rasas Quente, Frio e Quente-Sal) amostradas na região Límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número >= ao observado
Quente L - Quente - Sal E	1	0,001	376740	99999	0
Quente L - Quente E	0,017	28,1	muito grande	99999	28137
Quente L - Frio L	0,681	0,001	64512240	99999	0
Quente L - Frio E	0,635	0,001	64512240	99999	0
Quente - Sal E - Quente E	0,995	0,001	74613	74613	1
Quente - Sal E - Frio L	1	0,01	8008	8008	1
Quente - Sal E - Frio E	0,998	0,01	8008	8008	1
Quente E - Frio L	0,856	0,001	5311735	99999	0
Quente E - Frio E	0,803	0,001	5311735	99999	0
Frio L - Frio E	-0,084	95,9	92378	92378	88595

Tabela 4 – Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre as condições ambientais da zona profunda (Frio, Quente, Quente-Sal (1) e Quente-Sal (2)) amostradas na região Límnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número >= ao observado
Quente L - Quente-Sal (2) E	1	0,001	1560780	99999	0
Quente L - Quente E	-0,061	70,6	5852925	99999	70596
Quente L - Quente-Sal (1) E	0,574	0,02	1560780	99999	14
Quente L - Frio L	0,792	0,001	64512240	99999	0
Quente L - Frio E	0,762	0,001	64512240	99999	0
Quente-Sal (2) E - Quente E	1	0,02	6435	6435	1
Quente-Sal (2) E - Quente-Sal (1) E	0,989	0,06	1716	1716	1
Quente-Sal (2) E - Frio L	1	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (2) E - Frio E	1	0,005	19448	19448	1
Quente E - Quente-Sal (1) E	0,608	0,03	6435	6435	2
Quente E - Frio L	0,856	0,002	43758	43758	1
Quente E - Frio E	0,796	0,002	43758	43758	1
Quente-Sal (1) E - Frio L	0,935	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (1) E - Frio E	0,902	0,005	19448	19448	1
Frio L - Frio E	-0,085	97,7	92378	92378	90241

Tabela 5 - Importância relativa das espécies baseada na frequência (FO%) e abundância percentual (CPUE%) sendo: (■) Abundante-Frequente; (▒) Frequente-não-Abundante; (■) Abundante-não-Frequente; (incolor) Presente. Entre cada período ambiental (Quente, Frio e Quente-Sal) está o número total de indivíduos capturados (n) e abundância (CPUE) das Guildas e espécie das zonas rasas durante o período de amostragem (2005, 2006, 2007 e 2008), no Canal São Gonçalo.

Guildas/Espécie		COD	Quente		Frio		Quente-Sal	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Família	Primários de Água Doce		28.085	123,18	5.349	44,58	696	19,33
Characidae	<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	CHEIBI	8.120	35,61	2.332	19,43	82	2,28
Characidae	<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	CYAALB	6.388	28,02	2.277	18,98	462	12,83
Characidae	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	CYPVOG	3.205	14,06	99	0,83	16	0,44
Characidae	<i>Astyanax</i> spp.	ASTFAS	2.541	11,14	178	1,48	22	0,61
Characidae	<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	CHEINT	1.962	8,61	77	0,64	6	0,17
Characidae	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	OLIJEN	934	4,10	52	0,43	29	0,81
Characidae	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	ASTEIG	856	3,75	29	0,24	13	0,36
Pimelodidae	<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	PARNIG	625	2,74	5	0,04	0	
Characidae	<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	ASTJAC	624	2,74	15	0,13	13	0,36
Characidae	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	HYPLUE	585	2,57	4	0,03	17	0,47
Characidae	<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	OLIROB	500	2,19	14	0,12	3	0,08
Loricariidae	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835)	LORANU	440	1,93	28	0,23	4	0,11
Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	CORPAL	332	1,46	0		0	
Characidae	<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	PSEDOR	204	0,89	5	0,04	0	
Characidae	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	BRYIHE	161	0,71	34	0,28	4	0,11
Heptapteridae	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	PIM AUS	113	0,50	0		22	0,61
Loricariidae	<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	RINSTR	111	0,49	0		0	
Trichomycteridae	<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	HOMANI	100	0,44	174	1,45	0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria</i> spp.	RINSPP	95	0,42	0		0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1984	RINLON	73	0,32	1	0,01	0	

Pimelodidae	<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008	PIMMAC	28	0,12	2	0,02	1	0,03
Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	HOPMAL	18	0,08	1	0,01	2	0,06
Characidae	<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	CHASTE	16	0,07	7	0,06	0	
Guildas/Espécie		COD	Quente		Frio		Quente-Sal	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Loricariidae	<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	RINCAD	16	0,07	2	0,02	0	
Characidae	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	HYPANI	15	0,07	6	0,05	0	
Loricariidae	<i>Hisonotus taimensis</i> (Buckup, 1981)	HISTAI	8	0,04	2	0,02	0	
Heptapteridae	<i>Rhamdia aff. quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	RHAQUE	5	0,02	0		0	
Crenuchidae	<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	CHATEN	3	0,01	0		0	
Characidae	<i>Diapoma speculiferum</i> Cope, 1894	DIASPE	2	0,01	0		0	
Loricariidae	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	HYPCOM	2	0,01	0		0	
Loricariidae	<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	HYPASP	1	0,00	0		0	
Characidae	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	HYPBIF	1	0,00	0		0	
Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	LEPOBT	1	0,00	0		0	
Characidae	<i>Macropsobrycon uruguayanae</i> Eigenmann, 1915	MACURU	0		2	0,02	0	
Pseudopimelodidae	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	MICCOT	0		1	0,01	0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)	RINMIC	0		2	0,02	0	
Secundários de Água Doce			4.866	21,34	1.907	15,89	552	15,33
Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	PLAPLA	3.337	14,64	1.038	8,65	467	12,97
Atherinopsidae	<i>Odontesthes mirinensis</i> Bemvenuti, 1996	ODOMIR	721	3,16	773	6,44	3	0,08
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	GEOBRA	362	1,59	10	0,08	26	0,72
Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	JENMUL	223	0,98	0		51	1,42
Atherinopsidae	<i>Odontesthes</i> spp.	ODOSPP	107	0,47	34	0,28	1	0,03
Atherinopsidae	<i>Odontesthes aff. perugiae</i> Evermann & Kendall, 1906	ODOPER	53	0,23	38	0,32	0	
Cichlidae	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	GYMGYM	30	0,13	0		4	0,11
Cichlidae	<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	CREPUN	20	0,09	2	0,02	0	
Atherinopsidae	<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	ODOHUM	5	0,02	4	0,03	0	
Cichlidae	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	CRELEP	4	0,02	0		0	

Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	PACBON	3	0,01	6	0,05	0	
Poeciliidae	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	PHACAU	1	0,00	1	0,01	0	
Atherinopsidae	<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	ODOBON	0		1	0,01	0	
Guildas/Espécie		COD	Quente		Frio		Quente-Sal	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Estuarino Residente			703	3,08	30	0,25	1.082	30,06
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	ATHBRA	293	1,29	0	0,00	874	24,28
Atherinopsidae	<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)	ODOARG	245	1,07	15	0,13	100	2,78
Gobiidae	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	CTESCH	144	0,63	15	0,13	108	3,00
Clupeidae	<i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842)	RAMARC	20	0,09	0		0	
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	PARORB	1	0,00	0		0	
Estuarino Dependente			4.805	21,07	237	1,98	3.608	100,22
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	LYCGRO	2.759	12,10	185	1,54	571	15,86
Mugilidae	<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880	MUGPLA	1.624	7,12	36	0,30	911	25,31
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	MICFUR	326	1,43	16	0,13	209	5,81
Clupeidae	<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	BREPEC	61	0,27	0		19	0,53
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	MUGCUR	35	0,15	0		1.896	52,67
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	MENAME	0		0		2	0,06
Marinho Vagante			26	0,11	8	0,07	66	1,83
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	EUCMEL	7	0,03	0		57	1,58
Mugilidae	<i>Mugil</i> sp.	MUGGAI	0		0		3	0,08
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	GOBOCE	12	0,05	0		2	0,06
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	HEMBRA	0		0		2	0,06
Sciaenidae	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	MACANC	0		0		1	0,03
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	POMSAL	0		0		1	0,03
Engraulidae	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943	ANCMAR	3	0,01	0		0	
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	STERAS	2	0,01	0		0	
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	AWATAJ	1	0,00	0		0	
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	CHLCHR	1	0,00	0		0	

Total de indivíduos capturados/espécies	38.485	61	7.531	42	6.004	36
Esforço Amostral	228		120		36	

Tabela 6 - Importância relativa das espécies baseada na frequência (FO%) e abundância percentual (CPUE%) sendo: (■) Abundante-Freqüente; (■) Freqüente-não-Abundante; (■) Abundante-não-Freqüente; (incolor)Presente. Entre cada período ambiental (Frio, Quente, Quente-Sal 1 e Quente-Sal 2) está o número total de indivíduos capturados (n) e abundância (CPUE) das Guildas e espécies das zonas rasas durante o período de amostragem (2005, 2006, 2007 e 2008), no Canal São Gonçalo.

Guildas/Espécie		COD	Frio		Quente		Quente-Sal 1		Quente-Sal 2	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Família	Primários de Água Doce		24.985	104,10	91.632	254,53	17.283	205,75	3	0,04
Pimelodidae	<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	PARNIG	14.198	59,16	62.545	173,74	15.996	190,43	3	0,04
Pimelodidae	<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008	PIMPIN	8.417	35,07	9.299	25,83	1.074	12,79	0	
Loricariidae	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835)	LORANU	1.064	4,43	2.944	8,18	29	0,35	0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	RINSTR	754	3,14	2.645	7,35	17	0,20	0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1984	RINLON	130	0,54	596	1,66	1	0,01	0	
Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	CYPVOG	85	0,35	296	0,82	23	0,27	0	
Loricariidae	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	HYPCOM	81	0,34	533	1,48	22	0,26	0	
Pseudopimelodidae	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	MICCOT	63	0,26	522	1,45	5	0,06	0	
Heptapteridae	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	PIM AUS	44	0,18	5079	14,11	50	0,60	0	
Characidae	<i>Astyanax</i> spp.	ASTSPP	43	0,18	12	0,03	0		0	
Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus porosus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	PARPOR	28	0,12	242	0,67	0		0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)	RINMIC	21	0,09	50	0,14	2	0,02	0	
Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	RHAQUE	15	0,06	1271	3,53	38	0,45	0	
Aspredinidae	<i>Bunocephalus</i> sp.	BUNSP	12	0,05	1916	5,32	3	0,04	0	
Characidae	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	OLIJEN	12	0,05	349	0,97	1	0,01	0	
Characidae	<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	OLI ROB	7	0,03	49	0,14	0		0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria</i> spp.	RINSPP	4	0,02	1619	4,50	9	0,11	0	
Loricariidae	<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	RINCAD	2	0,01	36	0,10	0		0	

Characidae	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	BRYIHE	1	0,00	2	0,01	0	0	0	
Aspredinidae	<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> Boulenger, 1891	PSEIHE	1	0,00	46	0,13	0	0	0	
Characidae	<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	CYAALB	1	0,00	57	0,16	0	0	0	
Trichomycteridae	<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	HOMANI	1	0,00	30	0,08	0	0	0	
Guildas/Espécie		COD	Frio		Quente		Quente-Sal 1		Quente-Sal 2	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	HOPMAL	1	0,00	190	0,53	3	0,04	0	0
Characidae	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	ASTEIG	0		3	0,01	0		0	0
Characidae	<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	ASTJAC	0		1	0,00	9	0,11	0	0
Characidae	<i>Charax stenopteru</i> (Cope, 1894)	CHASTE	0		135	0,38	0		0	0
Crenuchidae	<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	CHATEN	0		4	0,01	0		0	0
Characidae	<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	CHEIBI	0		949	2,64	1	0,01	0	0
Characidae	<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	CHEINT	0		180	0,50	0		0	0
Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	CORPAL	0		10	0,03	0		0	0
Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	HOPLIT	0		12	0,03	0		0	0
Characidae	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	HYPANI	0		4	0,01	0		0	0
Loricariidae	<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	HYPASP	0		1	0,00	0		0	0
Characidae	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	HYPLUE	0		4	0,01	0		0	0
Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	LEPOBT	0		1	0,00	0		0	0
Secundários de Água Doce			32	0,13	160	0,44	12	0,14	94	1,12
Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	PLAPLA	29	0,12	62	0,17	2	0,02	93	1,11
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	GEOBRA	0		55	0,15	9	0,11	0	0
Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	PACBON	0		38	0,11	1	0,01	0	0
Cichlidae	<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	CREPUN	0		2	0,01	0		0	0
Cichlidae	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	GYMGYM	0		1	0,00	0		1	0,01
Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	JENMUL	0		1	0,00	0		0	0
Synbranchidae	<i>Synbranchus</i> spp.	SYNSPP	0		1	0,00	0		0	0
Atherinopsidae	<i>Odontesthes mirinensis</i> Bemvenuti, 1996	ODOMIR	3	0,01	0		0		0	0
Estuarino Residente			8	0,03	192	0,53	565	6,73	34	0,40
Ariidae	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	GENGEN	0		177	0,49	528	6,29	12	0,14

Clupeidae	<i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842)	RAMARC	0		0		21	0,25	8	0,10
Achiridae	<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan, 1889)	CATGAR	7	0,03	13	0,04	15	0,18	14	0,17
Atherinopsidae	<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)	ODOARG	0		0		1	0,01	0	
Gobiidae	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	CTESHU	1	0,00	2	0,01	0		0	
Guildas/Espécie		COD	Frio		Quente		Quente-Sal 1		Quente-Sal 2	
			n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE	n	CPUE
Estuarino Dependente			256	1,07	3.156	8,77	8.500	101,19	7.593	90,39
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	MICFUR	16	0,07	2.568	7,13	6.511	77,51	4.012	47,76
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	LYCGRO	235	0,98	256	0,71	47	0,56	3.422	40,74
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	GENBAR	0		325	0,90	1.905	22,68	101	1,20
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	MENAME	0		0		1	0,01	19	0,23
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	PARORB	5	0,02	0		9	0,11	19	0,23
Mugilidae	<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880	MUGPLA	0		5	0,01	18	0,21	13	0,15
Clupeidae	<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	BREPEC	0		0		1	0,01	5	0,06
Ariidae	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	GENPLA	0		2	0,01	8	0,10	2	0,02
Marinho Vagante			0		2	0,01	1.189	14,15	276	3,29
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	STERAS	0		1	0,00	1.171	13,94	174	2,07
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	TRILEP	0		0		7	0,08	53	0,63
Carangidae	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	SELVOM	0		0		0		8	0,10
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	SELSET	0		0		1	0,01	7	0,08
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	PEPPAR	0		0		0		5	0,06
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	PRIPUN	0		0		0		5	0,06
Sciaenidae	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	MACANC	0		0		0		4	0,05
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	PORPOR	0		0		0		4	0,05
Cynoglossidae	<i>Symphurus jenynsi</i> Evermann & Kendall, 1907	SYMJEN	0		0		0		4	0,05
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	CITSPI	0		1	0,00	6	0,07	3	0,04
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	SPHGUA	0		0		0		2	0,02
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	CHLCHR	0		0		0		1	0,01
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	CTEGRA	0		0		0		1	0,01
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	CYNJAM	0		0		0		1	0,01
Gerreidae	<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	EUGBRA	0		0		0		1	0,01
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	GOBOCE	0		0		1	0,01	1	0,01
Sciaenidae	<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)	POGCRO	0		0		0		1	0,01
Carangidae	<i>Trachinotus marginatus</i> Cuvier, 1832	TRAMAR	0		0		0		1	0,01
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	CENPAR	0		0		3	0,04	0	

Total de indivíduos capturados/espécies	25.281	31	95.142	52	27.549	39	8.000	32
Esforço Amostral		240		360		84		84

Tabela 7. Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre a composição de espécies importantes nas condições ambientais (Quente, Fria e Quente-Sal) amostradas durante o período (2005, 2006, 2007 e 2008) nas zonas rasas da região Límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número \geq ao observado
Quente L - Quente - Sal E	0,668	0,02	376740	99999	14
Quente L - Quente E	0,433	0,001	muito grande	99999	0
Quente L - Frio L	0,51	0,001	64512240	99999	0
Quente L - Frio E	0,755	0,001	64512240	99999	0
Quente - Sal E - Quente E	0,285	2,2	74613	74613	1633
Quente - Sal E - Frio L	0,738	0,01	8008	8008	1
Quente - Sal E - Frio E	0,432	0,2	8008	8008	14
Quente E - Frio L	0,654	0,001	5311735	99999	0
Quente E - Frio E	0,435	0,007	5311735	99999	6
Frio L - Frio E	0,273	0,03	92378	92378	32

Tabela 8 - Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre a abundância das espécies importantes nas condições ambientais (Quente, Fria e Quente-Sal) amostradas durante o período (2005, 2006, 2007 e 2008) nas zonas rasas da região Límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número \geq ao observado
Quente L - Quente - Sal E	0,605	0,004	376740	99999	3
Quente L - Quente E	0,358	0,001	muito grande	99999	0
Quente L - Frio L	0,322	0,02	64512240	99999	18
Quente L - Frio E	0,824	0,001	64512240	99999	0
Quente - Sal E - Quente E	0,313	1,1	74613	74613	857
Quente - Sal E - Frio L	0,782	0,01	8008	8008	1
Quente - Sal E - Frio E	0,752	0,01	8008	8008	1
Quente E - Frio L	0,547	0,001	5311735	99999	0
Quente E - Frio E	0,562	0,001	5311735	99999	0
Frio L - Frio E	0,49	0,02	92378	92378	15

Tabela 9. Similaridade percentual SIMPER, mostrando as contribuições das espécies importantes ($\geq 7\%$ de contrib % e/ou $\geq 50\%$ Cum%) entre as condições ambientais (Quente, Frio e Quente-Sal) e regiões (L, E) do Canal São Gonçalo. CPUE = média de abundância da espécie na assembléia, DisM = dissimilaridade média, DisM/DP = razão entre a dissimilaridade média e o desvio padrão, Contrib% = contribuição percentual da espécie para a dissimilaridade média da assembléia e Cum% = contribuição percentual acumulada.

Condições	Similaridade (média)	CPUE	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Quente L	50,16					
<i>Cyanocharax alburnus</i>		22,57	10,92	2,35	21,77	21,77
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>		14,03	6,04	1,13	12,03	33,8
<i>Astyanax</i> spp.		6,46	5,18	1,58	10,32	44,12
<i>Platanichthys platana</i>		6,24	5,11	1,15	10,19	54,32
<i>Lycengraulis grossidens</i>		3,90	3,6	0,83	7,17	61,49
Quente E	45,27					
<i>Lycengraulis grossidens</i>		6,32	6,46	2,18	14,27	14,27
<i>Platanichthys platana</i>		6,24	5,84	1,14	12,9	27,17
<i>Cyphocharax voga</i>		5,36	5,12	1,27	11,3	38,48
<i>Cyanocharax alburnus</i>		4,16	4,48	0,88	9,9	48,37
<i>Astyanax</i> spp.		4,21	4,31	0,97	9,52	57,89
<i>Geophagus brasiliensis</i>		1,92	3,28	1,75	7,24	65,13
Frio L	57,16					
<i>Cyanocharax alburnus</i>		21,20	18,43	2,86	32,24	32,24
<i>Platanichthys platana</i>		8,58	14,76	3,15	25,83	58,07
<i>Odontesthes mirinensis</i>		3,10	8,32	1,73	14,55	72,62
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>		6,77	5,39	0,87	9,43	82,05
Frio E	45,82					
<i>Odontesthes mirinensis</i>		5,42	17,97	1,69	39,22	39,22
<i>Platanichthys platana</i>		4,16	15	1,64	32,74	71,95
Quente-Sal E	46,57					
<i>Lycengraulis grossidens</i>		10,94	10,2	3,03	21,9	21,9
<i>Mugil platanus</i>		11,94	7,83	1,38	16,81	38,71
<i>Atherinella brasiliensis</i>		7,41	4,86	0,78	10,44	49,15
<i>Ctenogobius shufeldti</i>		2,29	3,71	1,26	7,97	57,12

Tabela 10. Resultados da Análise de Correspondência Canônica através da abundância relativa (CPUE) das espécies capturadas durante o período de amostragem (2005, 2006, 2007 e 2008) nas regiões Limnica e Estuarina das zonas rasas do Canal São Gonçalo.

Eixos	1	2	3	4	Inercia total p<0,05
Temperatura	0.2225	-0.9680	-0.0982	0.0003	0.0001
Salinidade	0.9235	0.0656	0.0369	0.1590	0.0001
Transparência	0.6457	-0.0551	0.0514	0.6727	0.2659
Nível Fluviométrico	-0.1977	0.3651	0.8747	-0.0600	0.0080
Resumo estatístico da ordenação dos eixos					
Autovalores	0.270	0.120	0.055	0.020	2.114
Correlações espécies - ambiente	0.811	0.762	0.646	0.575	
Percentual de Variância Explicada					
nos dados das espécies	14.5	21.0	24.0	25.1	
na relação espécie ambiente	58.0	83.9	95.7	100.0	
Soma de todos autovalores					1.855
Soma de todos autovalores canônicos					0.465

Tabela 11. Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre a composição de espécies importantes nas condições ambientais (Quente, Frio, Quente-Sal (1) e Quente-Sal(2)) nas zonas profundas da região Límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número >= ao observado
Quente L - Quente-Sal (2) E	1	0,001	1560780	99999	0
Quente L - Quente E	0,85	0,001	5852925	99999	0
Quente L - Quente-Sal (1) E	0,925	0,002	1560780	99999	1
Quente L - Frio L	0,696	0,001	64512240	99999	0
Quente L - Frio E	0,886	0,001	64512240	99999	0
Quente-Sal (2) E - Quente E	1	0,02	6435	6435	1
Quente-Sal (2) E - Quente-Sal (1) E	0,783	0,06	1716	1716	1
Quente-Sal (2) E - Frio L	1	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (2) E - Frio E	0,981	0,005	19448	19448	1
Quente E - Quente-Sal (1) E	0,252	2,5	6435	6435	159
Quente E - Frio L	0,731	0,002	43758	43758	1
Quente E - Frio E	0,382	0,02	43758	43758	10
Quente-Sal (1) E - Frio L	0,889	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (1) E - Frio E	0,576	0,005	19448	19448	1
Frio L - Frio E	0,243	0,04	92378	92378	40

Tabela 12 - Análise da similaridade ANOSIM 1-via entre a abundância das espécies importantes nas condições ambientais (Quente, Frio, Quente-Sal (1) e Quente-Sal(2)) nas zonas profundas da região Límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições	R	Nível de significancia (%)	Permutações possíveis	Número de Permutações	Número >= ao observado
Quente L - Quente-Sal (2) E	1	0,001	1560780	99999	0
Quente L - Quente E	0,805	0,001	5852925	99999	0
Quente L - Quente-Sal (1) E	0,974	0,001	1560780	99999	0
Quente L - Frio L	0,505	0,002	64512240	99999	1
Quente L - Frio E	0,939	0,001	64512240	99999	0
Quente-Sal (2) E - Quente E	0,998	0,02	6435	6435	1
Quente-Sal (2) E - Quente-Sal (1) E	0,963	0,06	1716	1716	1
Quente-Sal (2) E - Frio L	1	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (2) E - Frio E	1	0,005	19448	19448	1
Quente E - Quente-Sal (1) E	0,388	0,2	6435	6435	12
Quente E - Frio L	0,728	0,007	43758	43758	3
Quente E - Frio E	0,697	0,009	43758	43758	4
Quente-Sal (1) E - Frio L	0,986	0,005	19448	19448	1
Quente-Sal (1) E - Frio E	0,98	0,005	19448	19448	1
Frio L - Frio E	0,61	0,001	92378	92378	1

Tabela 13. Similaridade percentual SIMPER, mostrando as contribuições das espécies importantes ($\geq 7\%$ de contrib % e/ou $\geq 50\%$ Cum%) entre as condições ambientais (Quente, Frio, Quente-Sal (1) e Quente-Sal(2)) e regiões (L, E) do Canal São Gonçalo. CPUE = média de abundância da espécie na assembléia, DisM = dissimilaridade média, DisM/DP = razão entre a dissimilaridade média e o desvio padrão, Contrib% = contribuição percentual da espécie para a dissimilaridade média da assembléia e Cum% = contribuição percentual acumulada.

Condição	Similaridade (média)	CPUE	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Frio L	69,8					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>		28,67	23,8	4,03	34,1	34,1
<i>Pimelodus pintado</i>		20,98	22,44	4,89	32,15	66,26
<i>Rineloricaria strigilata</i>		4,81	10,72	2,45	15,36	81,61
<i>Loricariichthys anus</i>		3,81	6,19	1,39	8,88	90,49
Frio E	74,38					
<i>Pimelodus pintado</i>		37,86	37,57	4,57	50,51	50,51
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>		28,08	28,62	5,64	38,48	88,99
<i>Lycengraulis grossidens</i>		1,14	4,15	0,99	5,59	94,58
Quente L	65,5					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>		39,85	12,66	2,65	19,6	19,6
<i>Pimelodus pintado</i>		22,81	12,26	4,39	18,99	38,59
<i>Rineloricaria strigilata</i>		7,58	7,6	2,31	11,77	50,36
<i>Loricariichthys anus</i>		7,50	6,96	3,34	10,78	61,13
<i>Pimelodella australis</i>		6,39	4,62	1,03	7,15	68,28
<i>Bunocephalus sp.</i>		4,64	4,61	1,43	7,13	75,41
Quente E	65,1					
		256,2				
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>		4	28,88	8,31	44,33	44,33
<i>Pimelodus pintado</i>		16,99	16,16	3,15	24,81	69,15
<i>Micropogonias furnieri</i>		6,69	7,45	1,47	11,44	80,58
Quente-Sal (1) E	65,4					
<i>Micropogonias furnieri</i>		52,52	18,53	5,15	28,32	28,32
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>		64,37	18,44	5,28	28,17	56,49
<i>Pimelodus pintado</i>		8,68	9,26	2,77	14,14	70,64
<i>Genidens barbatus</i>		9,38	8,52	2,39	13,02	83,65
<i>Genidens genidens</i>		3,62	5,06	1,75	7,73	91,38
Quente - Sal (2) E	61,3					
<i>Micropogonias furnieri</i>		30,82	32,19	4	52,45	52,45
<i>Lycengraulis grossidens</i>		12,87	18,65	2,57	30,39	82,84

Tabela 14. Resultados da Análise de Correspondência Canônica através da abundância relativa (CPUE) das espécies capturadas durante o período de amostragem (2005, 2006, 2007 e 2008) nas regiões Límnic e Estuarina das zonas profundas do Canal São Gonçalo.

Eixos	1	2	3	4	Inercia total p<0,05
Temperatura de Fundo	0.3599	-0.8872	0.1323	0.2552	0.0001
Salinidade Superfície	0.7277	0.3210	0.4922	0.1953	0.0022
SalinidadeFundo	0.8513	0.1772	0.0080	0.0899	0.0001
Nível Fluviométrico	-0.4091	0.5228	-0.2660	0.6989	0.0018
Resumo estatístico da ordenação dos eixos					
Autovalores	0.310	0.105	0.046	0.030	1.758
Correlações espécies - ambiente	0.957	0.863	0.662	0.578	
Percentual de Variância Explicada					
nos dados das espécies	22.0	29.4	32.7	34.8	
na relação espécie ambiente	63.1	84.4	93.8	100.0	
Soma de todos autovalores					1.410
Soma de todos autovalores canônicos					0.491

Tabela 15. Número de casos (N) do total medido (CT, mm), mediana, tamanho mínimo (min) e máximo (max) das espécies dominantes capturadas na zona rentre as condições ambientais (Quente, Frio e Quente-Sal) amostradas nas regiões límnic (L) e estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições Ambientais	Quente L				Quente E				Frio L				Frio E				Quente-Sal E			
	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max
Condições Ambientais	18.095	46	10	357	8.800	62	12	350	4.492	42	9	455	1.147	76	8	225	3.756	41	12	263
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	364	60	27	83	177	55	27	84	22	96.5	47	130	7	60	32	119	13	48	43	73
<i>Astyanax</i> spp.	1.639	58	24	128	817	66	27	136	126	100	56	145	52	99	33	123	22	68.5	45	90
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	3.452	34	11	80	45	35	24	53	1.091	36	17	58	20	27.5	17	47	65	28	19	38
<i>Cheirodon interruptus</i>	977	46	23	61	42	46	32	56	68	42	34	52	9	44	38	46	6	33	28	46
<i>Cyanocharax alburnus</i>	3.736	40	11	94	803	46	17	67	1.801	43	16	141	45	48	20	71	362	30	17	60
<i>Cyphocharax voga</i>	1.479	62	21	191	1.010	66	34	274	41	76	40	210	52	170.5	71	212	16	89	65	124
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	599	56	23	160	332	67.5	34	196	28	65.5	30	80	24	112	56	220	29	75	46	97
<i>Odontesthes mirinensis</i>	115	72	28	214	509	90	40	196	221	86	16	208	324	98	24	168	3	121	109	151
<i>Platanichthys platana</i>	1.544	48	18	98	915	54	20	105	671	47	16	93	361	64	23	102	206	52	20	81
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1.048	60	20	176	1.008	74	20	286	101	74	50	125	84	73	50	179	457	65	14	153
<i>Mugil curema</i>	0				35	91	43	135	0				0				497	37	22	87
<i>Mugil platanus</i>	1	24	24	24	435	48	21	191	0				36	76	64	88	625	34	21	127
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0				293	42	21	111	0				0				759	45	17	132
<i>Micropogonias furnieri</i>	0				326	70	28	204	0				16	125.5	62	188	209	51	19	136

Tabela 16. Número de casos (N) do total medido (CT, mm), mediana, tamanho mínimo (min) e máximo (max) das espécies dominantes (ver tabela 6) capturadas na zona profunda entre as condições ambientais (Quente, Frio, Quente-Sal (1), Quente-Sal (2)) amostradas nas regiões límnica (L) e estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

Condições Ambientais	Frio L				Frio E				Quente L				Quente E				Quente-Sal(1) E				Quente-Sal (2) E			
	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max	n	mediana	min	max
Condições Ambientais	8.049	123	10	525	8.146	141	20	527	34.701	94	7	615	12.713	112	14	542	11.119	115	1	700	5.158	103	16	1000
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	3.456	90	11	226	3.508	90	20	204	10.310	78	11	321	7.369	103	17	306	3.119	106	11	226	3	63	32	138
<i>Pimelodus pintado</i>	2.503	212	31	375	4.275	196	22	360	6.548	190	22	556	1.798	174	54	360	858	171	70	310	0			
<i>Loricariichthys anus</i>	927	174	65	395	18	240	126	340	2.710	157	12	590	90	226	84	348	29	191	78	328	0			
<i>Rineloricaria strigilata</i>	656	117	36	212	6	136	118	148	2.375	128	15	250	23	131	33	175	0				0			
<i>Pimelodella australis</i>	4	45	40	74	40	66.5	34	116	3.275	63	16	225	879	55	32	121	50	73	43	123	0			
<i>Bunocephalus sp.</i>	12	74.5	64	86					1.601	72	7	97	0				3	83	73	90	0			
<i>Micropogonias furnieri</i>	3	210	178	290	13	161	128	222	1.173	119	15	267	1.212	142	14	542	4.444	105	12	595	3.400	110	16	320
<i>Genidens barbatus</i>	0				0				1	200	200	200	323	180	132	325	1.221	168	34	485	101	183	66	505
<i>Stellifer rastrifer</i>	0				0				1	24	24	24	0				737	41	12	116	174	68	35	116
<i>Lycengraulis grossidens</i>	53	74	61	230	180	78,5	60	210	231	66	15	180	15	130	37	218	47	95	26	142	1.192	97	36	211

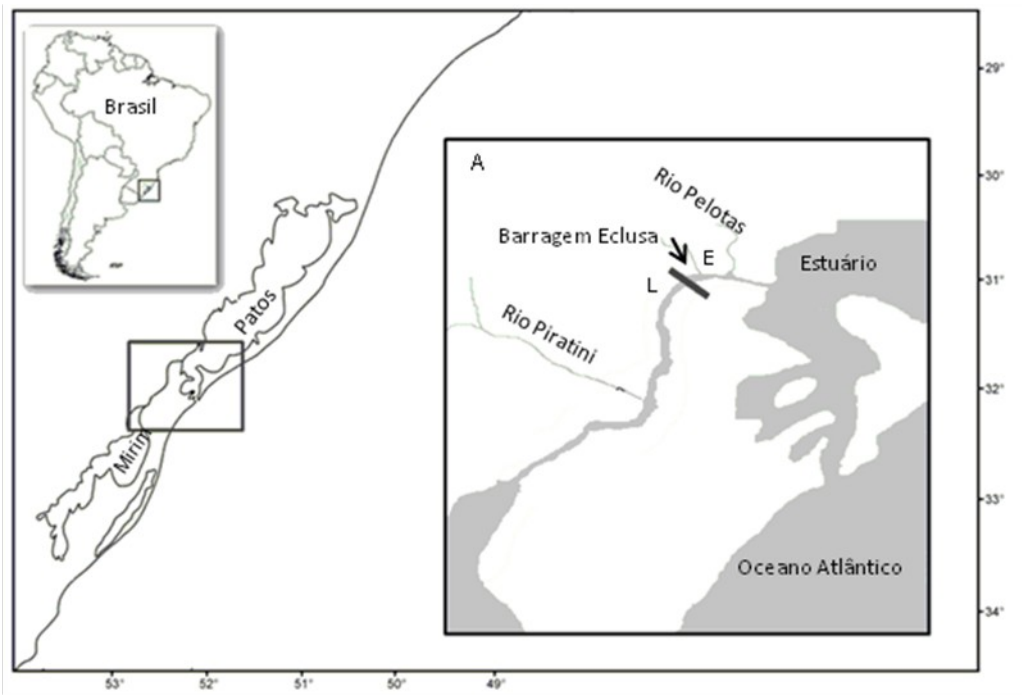


Figura 1. Localização do Canal São Gonçalo no Sistema Lagoar Patos – Mirim (A) e área amostrada na região Límnica (L) e estuarina (E) amostrada seccionado pela Barragem Eclusa (↘).

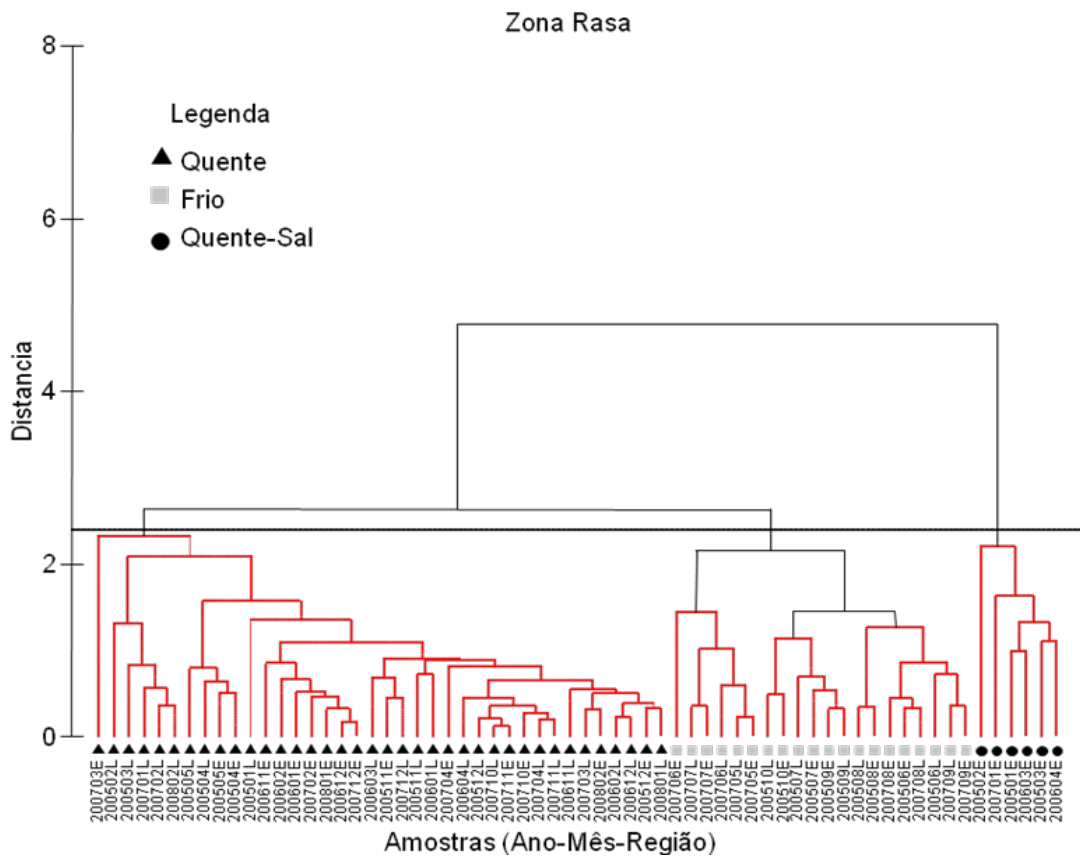


Figura 2. Dendrograma resultante da análise de agrupamento das amostras realizadas durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008 entre as regiões límnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo. Os ramos em vermelho representam a homogeneidade dos grupos como resultado do teste de permutação SIMPROF para 5% de significância. Os critérios para o nível de corte estão descritos no item 2.4.

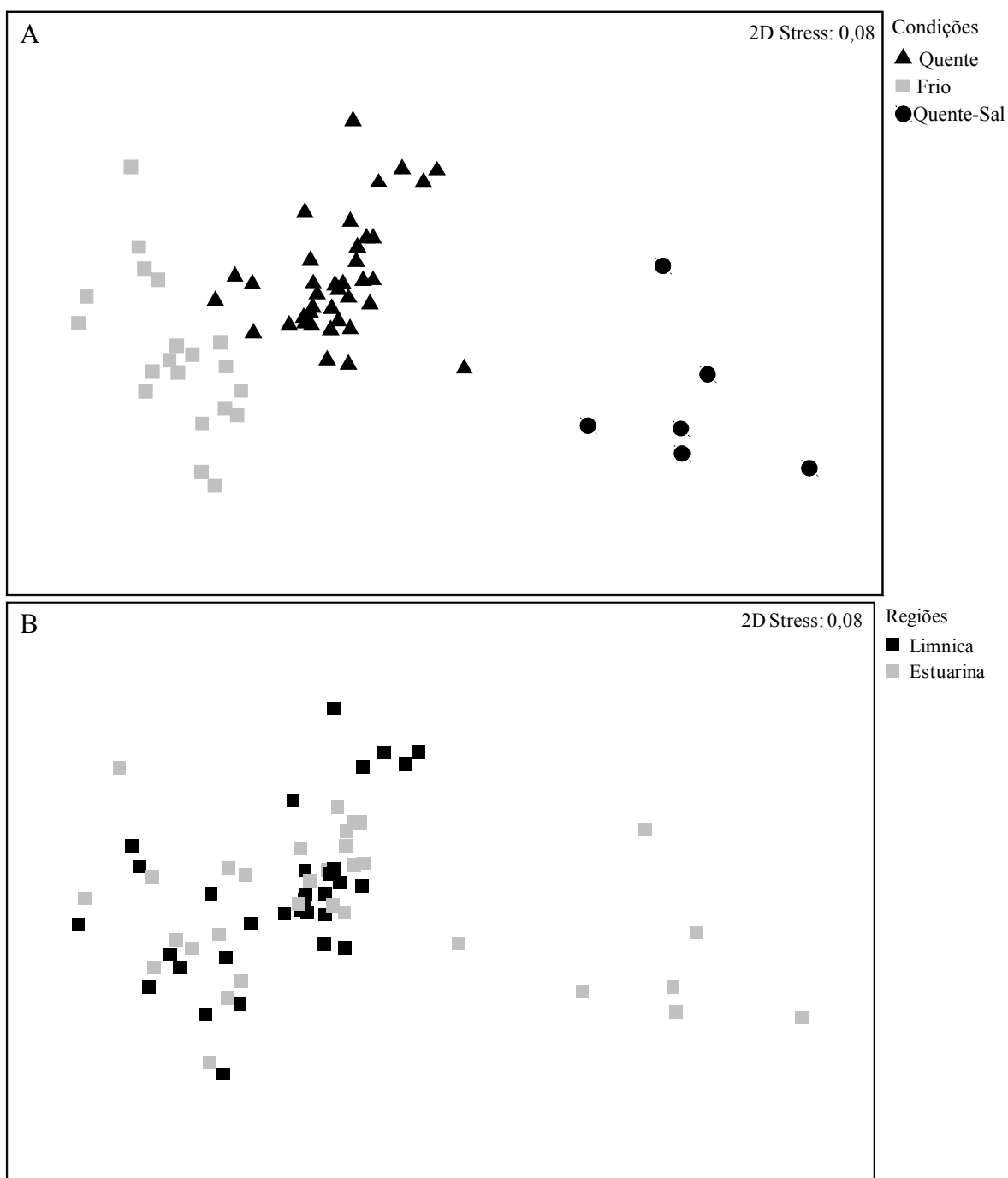


Figura 3. (A) Diagrama de Escalonamento Multidimensional inferindo a resolução das condições ambientais determinadas pela análise de agrupamento (ver Fig. 2); (B) Distribuição espacial das condições ambientais entre as regiões límnicia e estuarina do Canal São Gonçalo.

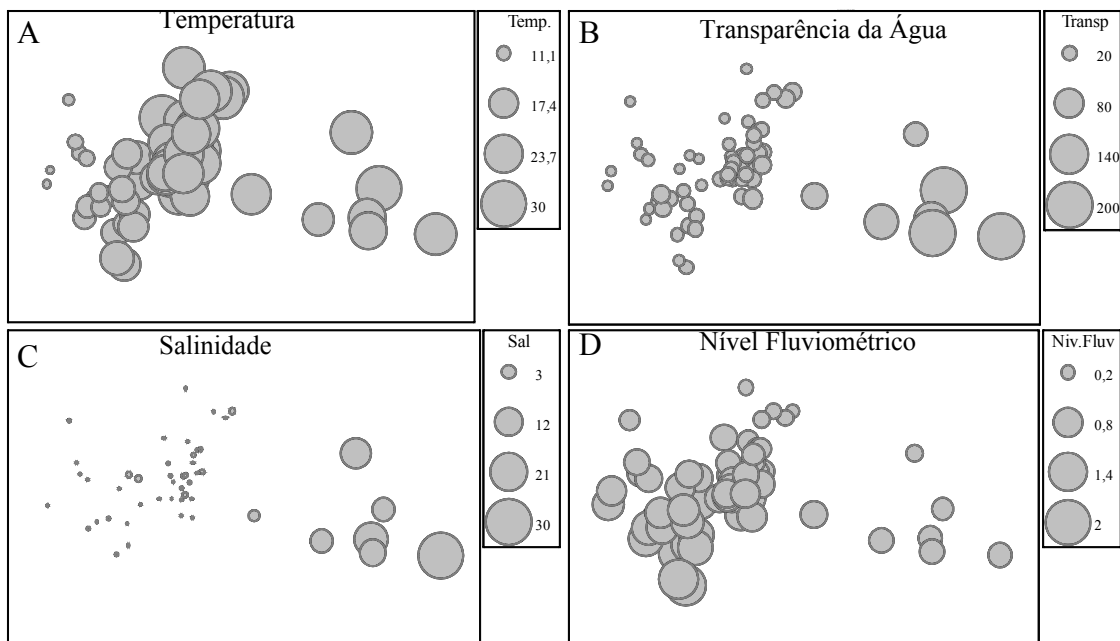


Figura 4. Diagrama de Escalonamento Multidimensional representando influência da (A) Temperatura (Temp), (B) Transparência da água (Transp.), (C) Salinidade (Sal) e (D) Nível Fluviométrico (Niv. Fluv) entre as condições ambientais e regiões do Canal São Gonçalo (ver Figura 3A e 3B).

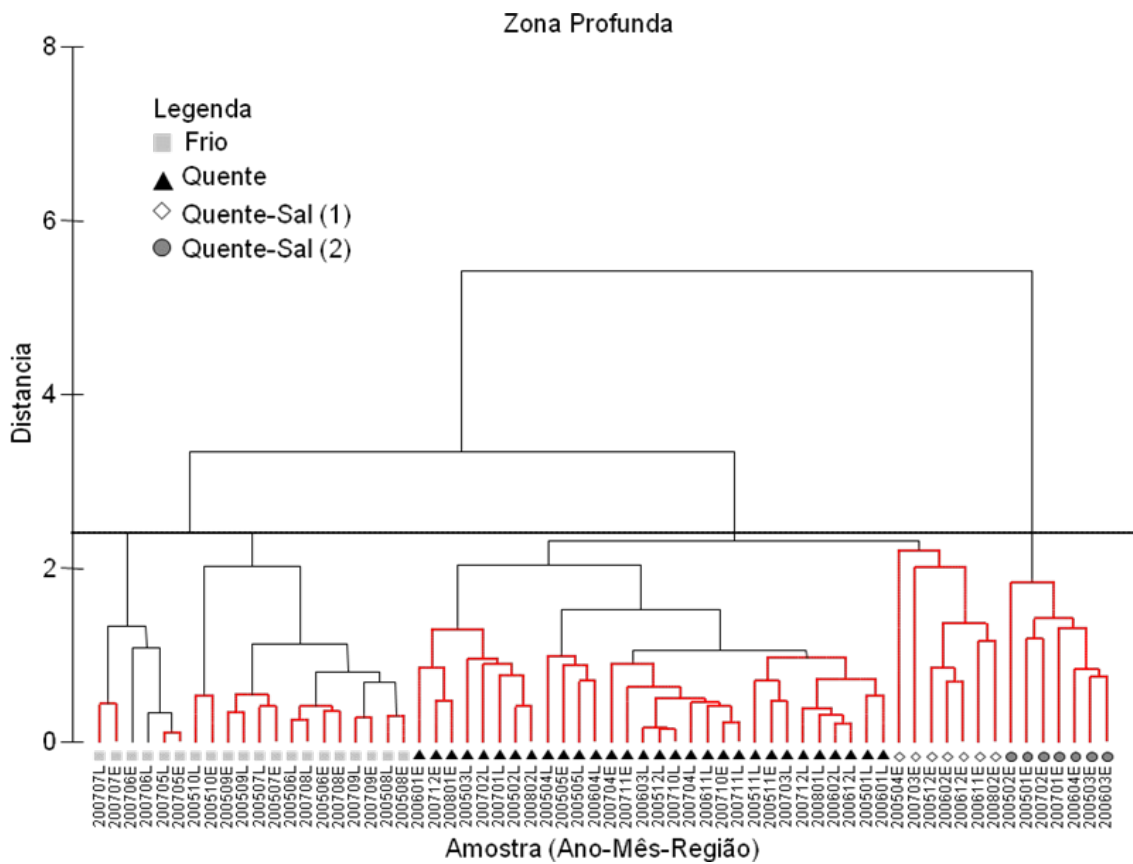


Figura 5. Dendrograma resultante da análise de agrupamento das amostras realizadas durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008 entre as regiões límnic (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo. Os ramos em vermelho representam a homogeneidade dos grupos como resultado do teste de permutação SIMPROF para 5% de significância. Os critérios para o nível de corte estão descritos no item 2.4.

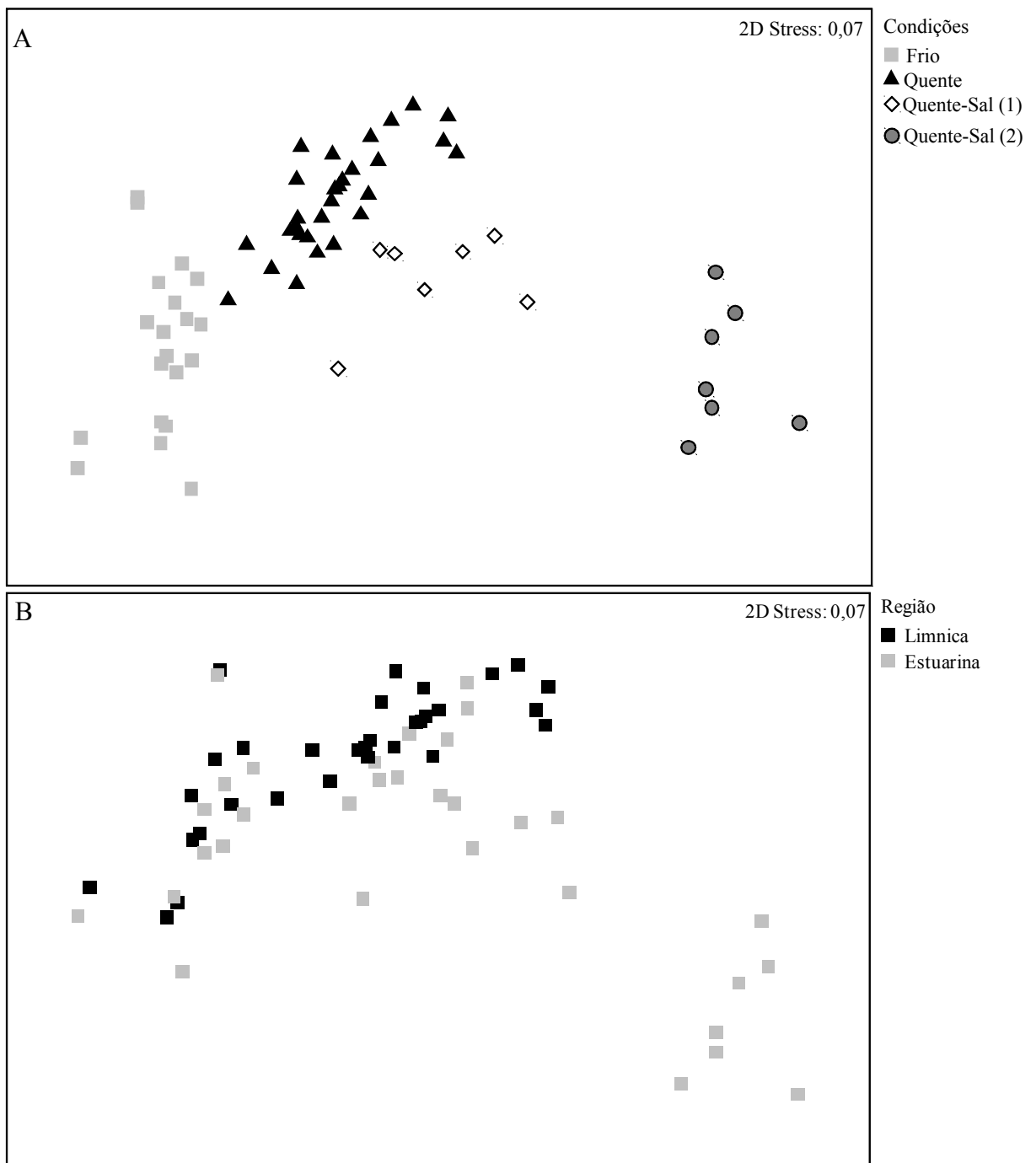


Figura 6. (A) Diagrama de Escalonamento Multidimensional inferindo a resolução das condições ambientais (Frio, Quente, Quente-Sal (1) e Quente-Sal (2)) determinadas pela análise de agrupamento (ver Fig. 5); (B) Distribuição espacial das condições ambientais entre as regiões Límnicia e Estuarina do Canal São Gonçalo .

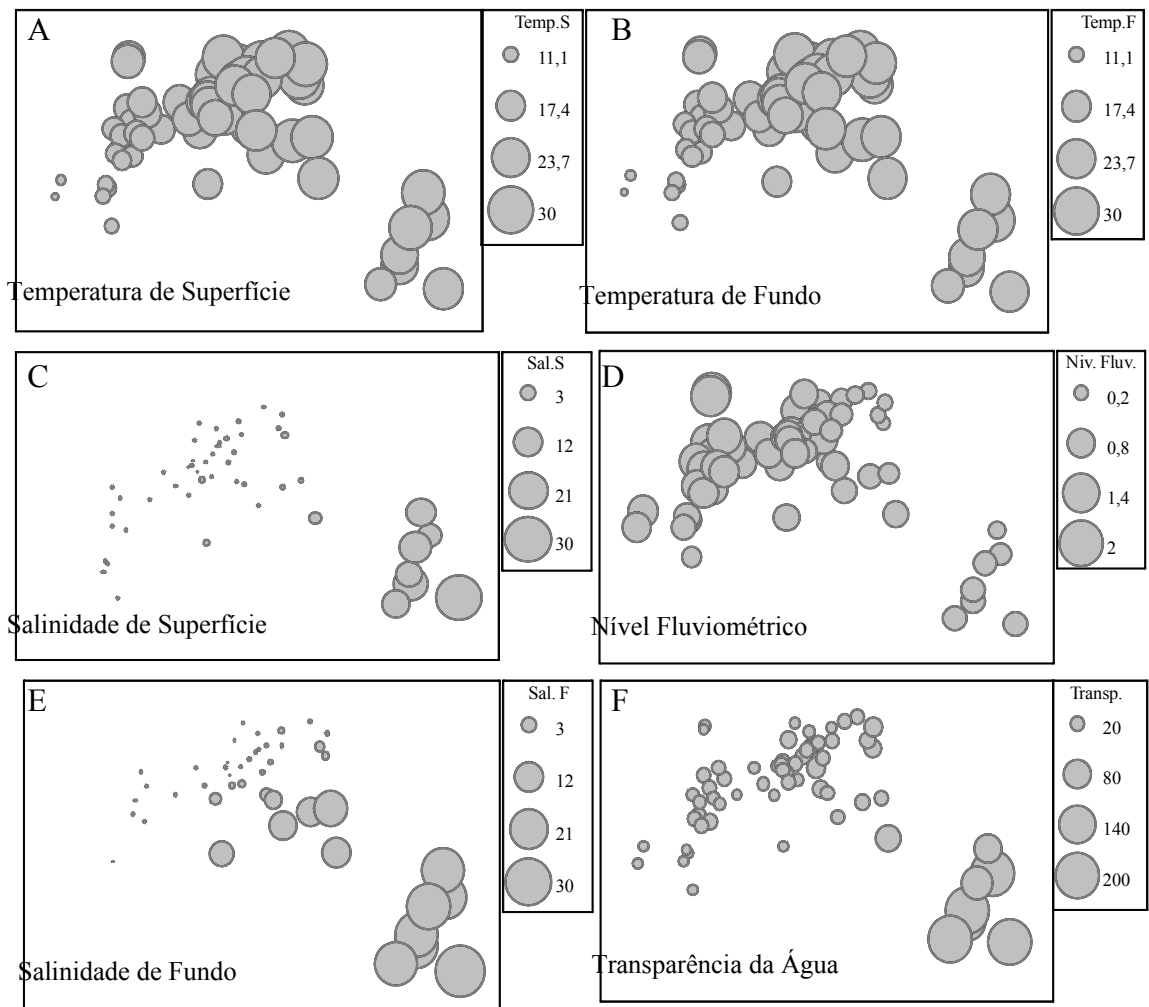


Figura 7. Diagrama de Escalonamento Multidimensional representando a influência da (A) Temperatura de Superfície (Temp.S), (B) Temperatura de Fundo (Temp.F), (C) Salinidade de Superfície (Sal.S), (D) Nível Fluviométrico (Niv. Fluv), (E) Salinidade de Fundo (Sal.F), (F) Transparência da Água (Transp.), entre as condições ambientais e regiões do Canal São Gonçalo (ver Figura 6A e 6B).

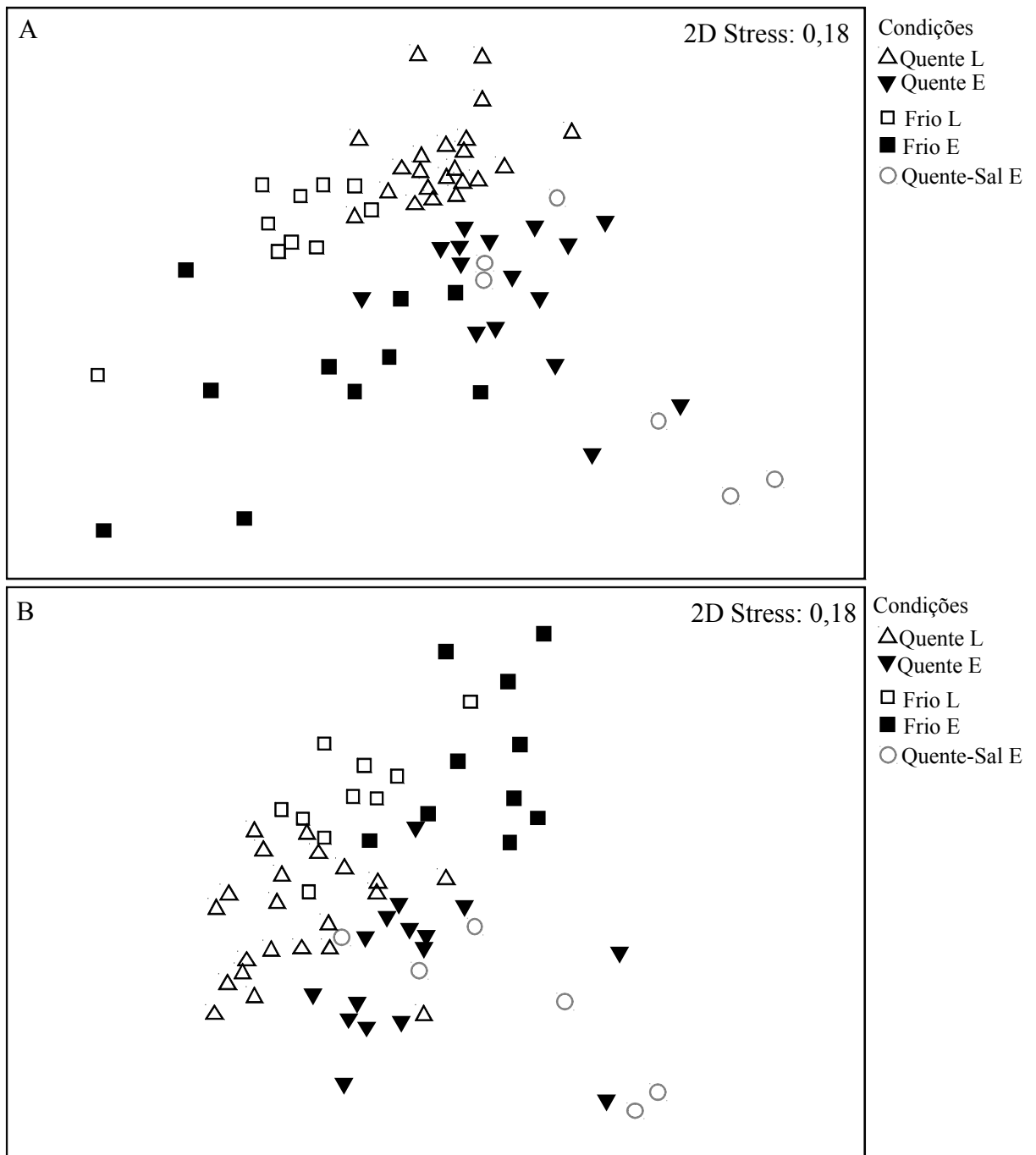


Figura 8. Diagrama de Escalonamento Multidimensional representando distribuição espacial da similaridade das amostras durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008 quanto a (A) composição e (B) abundância das espécies importantes em zonas rasas (categorias 1 a 3; vide Tabela 5) entre as condições ambientais (Quente, Frio e Quente-Sal) e regiões Limnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

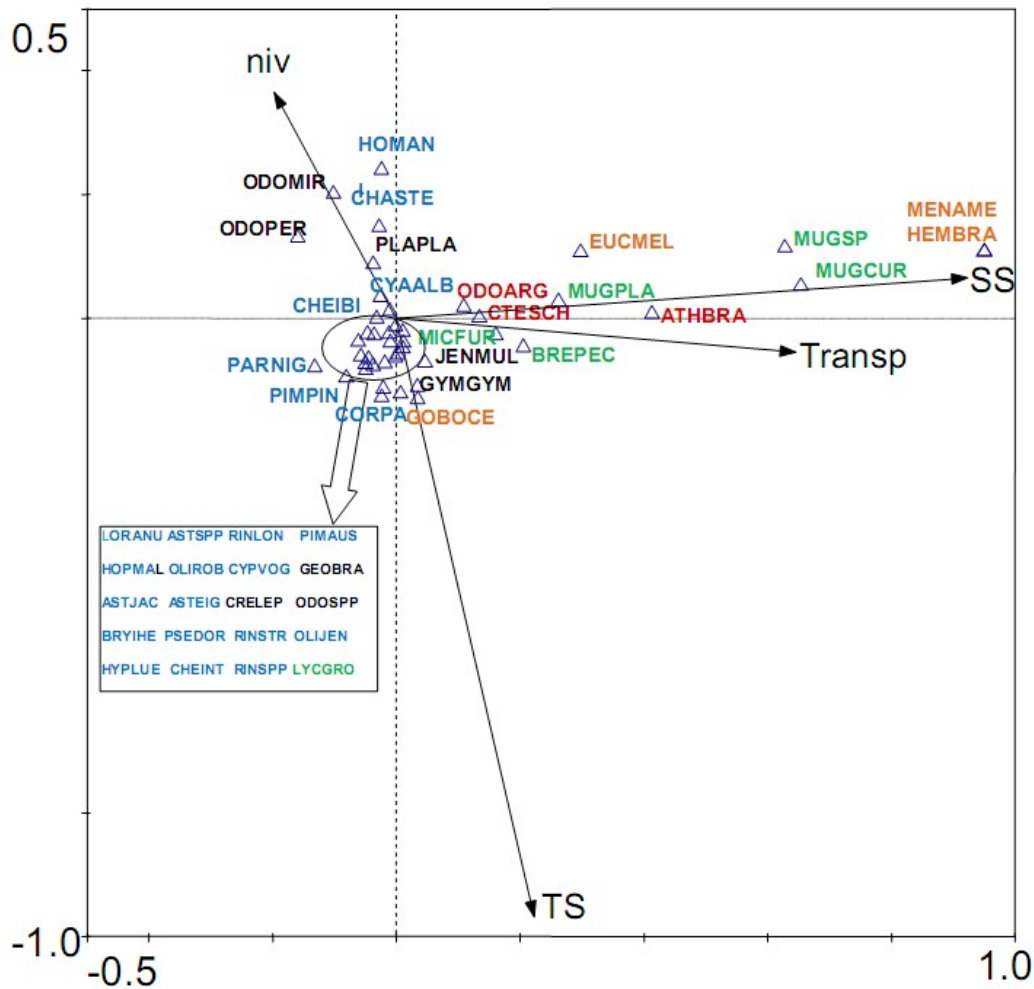


Figura 9. Diagrama de ordenação da ACC para as amostras em zonas rasas. A associação entre cada taxa representados pelos seus scores (triângulos). A correlação entre variáveis ambientais e os scores é representada pelo comprimento e ângulo das setas. As variáveis ambientais são temperatura da água (TS), salinidade (SS), transparência da água (Trans) e nível fluviométrico (NIV). **PAZ** (LORANU, *Loricariichthys anus*; ASTSPP, *Astyanax* spp.; RINLON, *Rineloricaria longicauda*; PIMAU, *Pimelodella australis*; HOPMAL, *Hoplias* aff. *malabaricus*; OLIROB, *Oligosarcus robustus*; CYPVOG, *Cyphocharax voga*; ASTJAC, *Astyanax jacuhiensis*; ASTEIG, *Astyanax eigenmanniorum*; BRYIHE, *Bryconamericus iheringii*; PSEDOR, *Pseudocorynopoma doriae*; RINSTR, *Rineloricaria strigilata*; OLIJEN, *Oligosarcus jenynsii*; HYPLUE, *Hyphessobrycon luetkenii*; CHEINT, *Cheirodon interruptus*; RINSPP, *Rineloricaria* spp; HOMAN, *Homodiaetus anisitsi*; CHASTE, *Charax stenopterus*; CHEIBI, *Cheirodon ibicuihensis*; CYAALB, *Cyanocharax alburnus*; PARNIG, *Parapimelodus nigribarbis*; PIMPIN, *Pimelodus pintado*; CORPAL, *Corydoras paleatus*); **SAD** (GEOBRA, *Geophagus brasiliensis*; CRELEP, *Crenicichla lepidota*; ODOSPP, *Odontesthes* spp. ODOMIR, *Odontesthes mirinensis*; ODOPER, *Odontesthes* aff. *perugiae*; PLAPLA, *Platanichthys platana*; JENMUL, *Jenynsia multidentata*; GYMGYM, *Gymnogeophagus gymnogenys*); **ED** (LYCGRO, *Lycengraulis grossidensis*; MICFUR, *Micropogonias furnieri*; BREPEC, *Brevoortia pectinata*; MUGPLA, *Mugil platanus*; MUGSP, *Mugil* sp; MUGCUR, *Mugil curema*; MENAME, *Menticirrhus americanus*); **ER** (ODOARG, *Odontesthes argentinensis*; CTESCH, *Ctenogobius shufeldti*; ATHBRA, *Atherinella brasiliensis*); **MV** (EUCMEL, *Eucinostomus melanopterus*; GOBOCE, *Gobionellus oceanicus*; HEMBRA, *Hemiramphus brasiliensis*);).

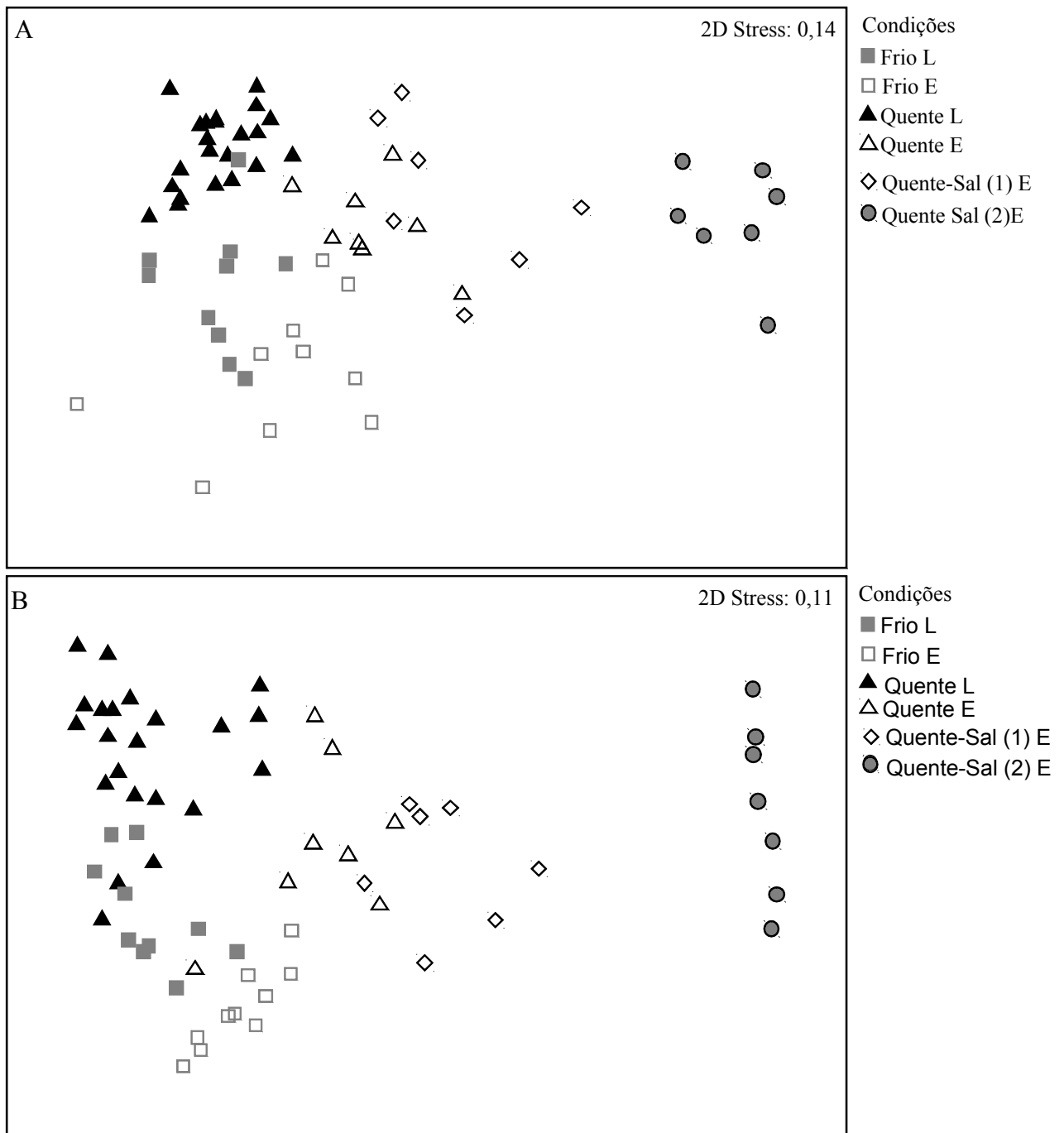


Figura 10. Diagrama de Escalonamento Multidimensional representando distribuição espacial da similaridade das amostras durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008 quanto a (A) composição e (B) abundância das espécies importantes) em zonas profundas (categorias 1 a 3;vide Tabela 6) entre as condições ambientais (Frio, Quente, Quente-Sal(1) e Quente-Sal (2)) e regiões Limnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

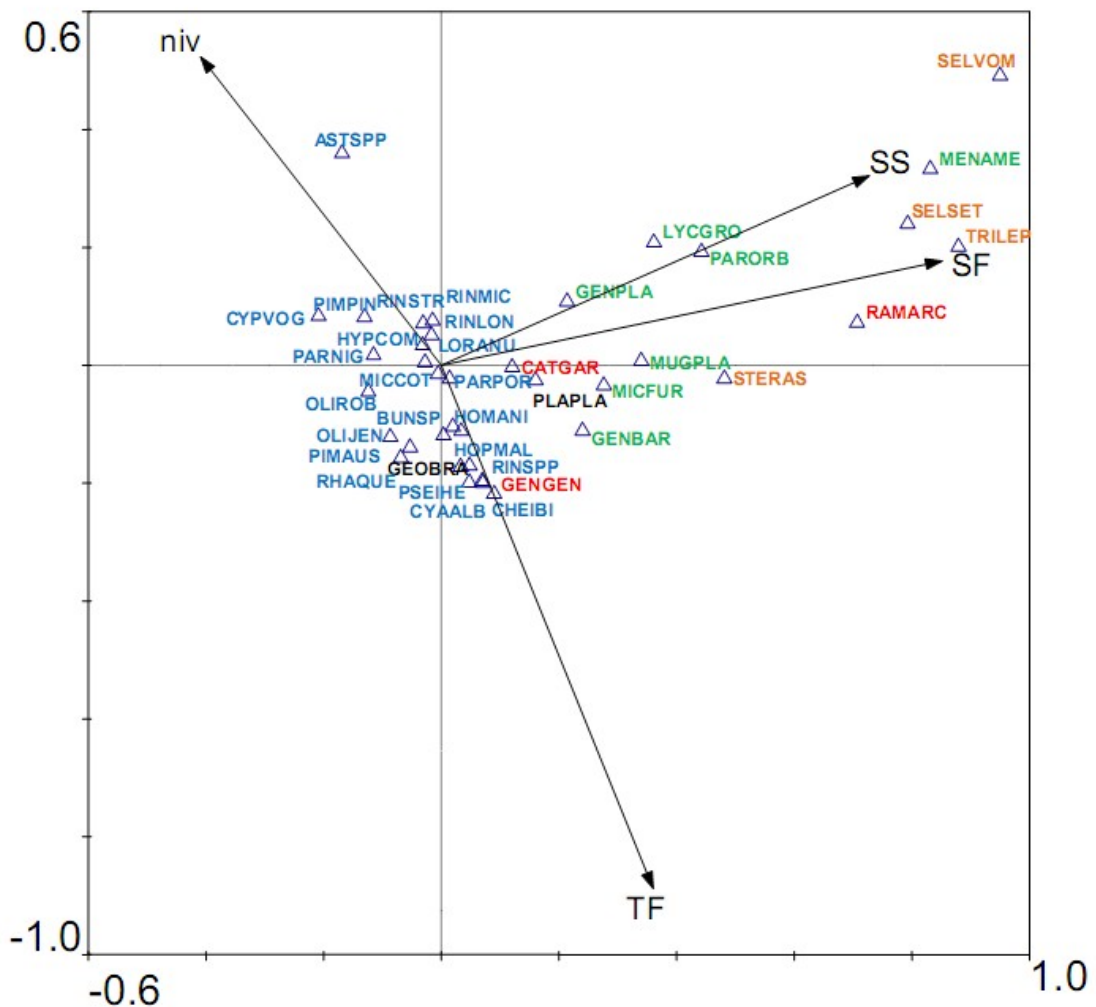


Figura 11. Diagrama de ordenação da ACC para as amostras em zonas profundas. A associação entre cada taxa representados pelos seus scores (triângulos). A correlação entre variáveis ambientais e os eixos é representada pelo comprimento e ângulo das setas. As variáveis ambientais são temperatura da água (TS), salinidade (SS), transparência da água (Trans) e nível fluviométrico (Nível). **PAD** (LORANU, *Loricariichthys anus*; ASTSPP, *Astyanax* spp.; RINLON, *Rineloricaria longicauda*; PIM AUS, *Pimelodella australis*; HOPMAL, *Hoplias* aff. *malabaricus*; OLIROB, *Oligosarcus robustus*; CYPVOG, *Cyphocharax voga*; RINSTR, *Rineloricaria strigilata*; OLIJEN, *Oligosarcus jenynsii*; RINSPP, *Rineloricaria* spp; HOMAN, *Homodiaetus anisitsi*; PARNIG, *Parapimelodus nigribarbis*; PIMPIN, *Pimelodus pintado*; RINMIC, *Rineloricaria microlepdogaster*; HYP COM, *Hypostomus commersoni*; MICCOT, *Microglanis cottoides*; PARPOR, *Paralichthys orbignyanus*; OLIROB, *Oligosarcus robustus*; RHAQUE, *Rhamdia quelen*; PSEIHE, *Pseudobunocephalus iheringii*; CYAALB, *Cyanocharax alburnus*; CHEIBI, *Cheirodon ibichiensis*; **SAD** (GEOBRA, *Geophagus brasiliensis*; PLAPLA, *Platanichthys platana*); **ER** (CATGAR, *Catathyridium garmani*; RAMARC, *Ramnogaster arcuata*; GENGEN, *Genidens genidens*); **ED** (LYCGRO, *Lycengraulis grossidens*; MICFUR, *Micropogonias furnieri*; MUGPLA, *Mugil platanus*; MUGCUR, *Mugil curema*; GENPLA, *Genidens planifrons*; GENBAR, *Genidens barbatus*; PARORB, *Paralichthys orbignyanus*; MENAME, *Menticirrhus americanus*); **MV** (SELVOM, *Selene vomer*; SELSET, *Selene setapinis*; STERAS, *Stellifer rastrifer*).

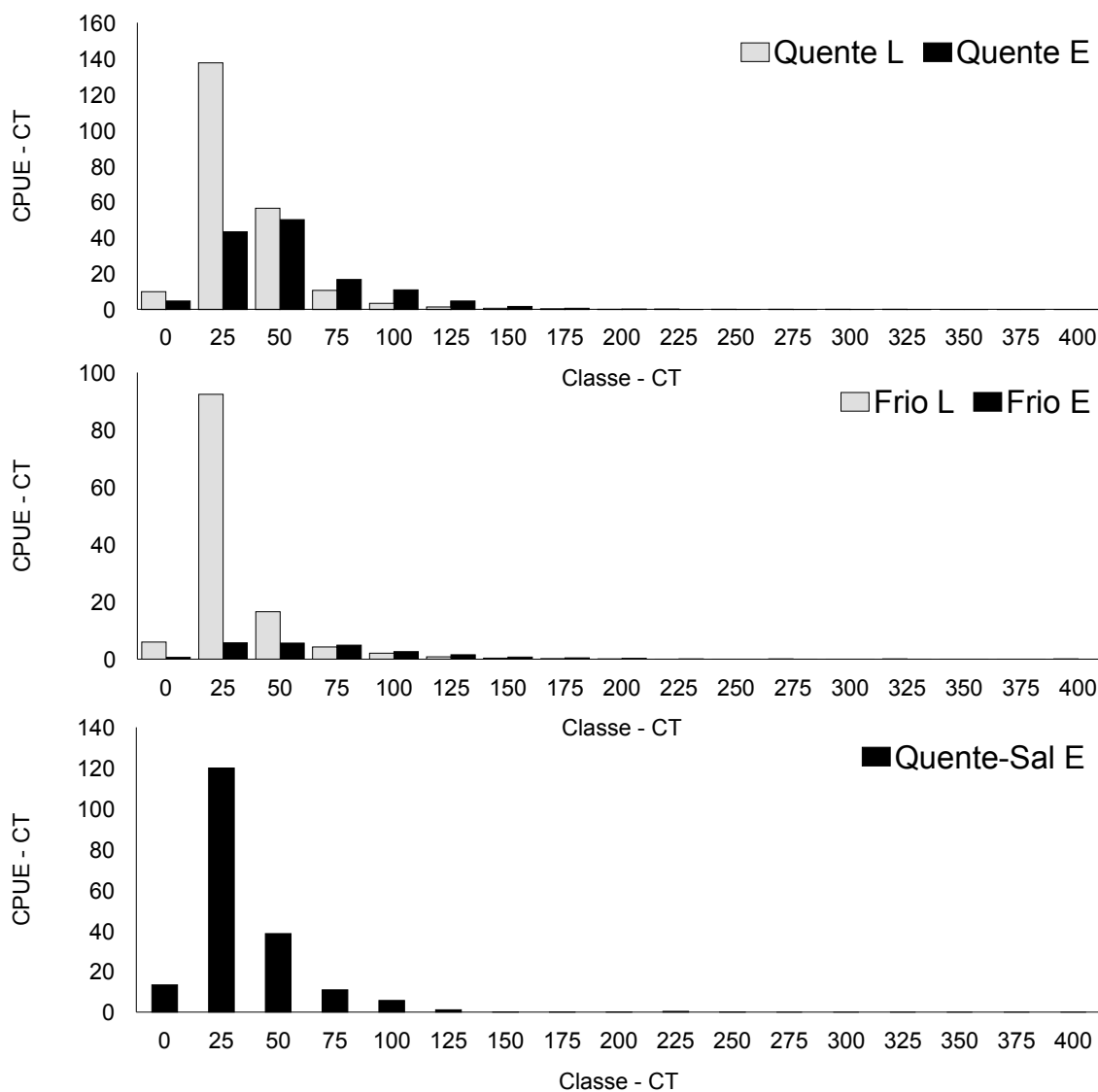


Figura 12. Abundância por classe de tamanho dos peixes capturados durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008, entre as condições ambientais (Quente, Frio e Quente-Sal) e regiões Limnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

A

B

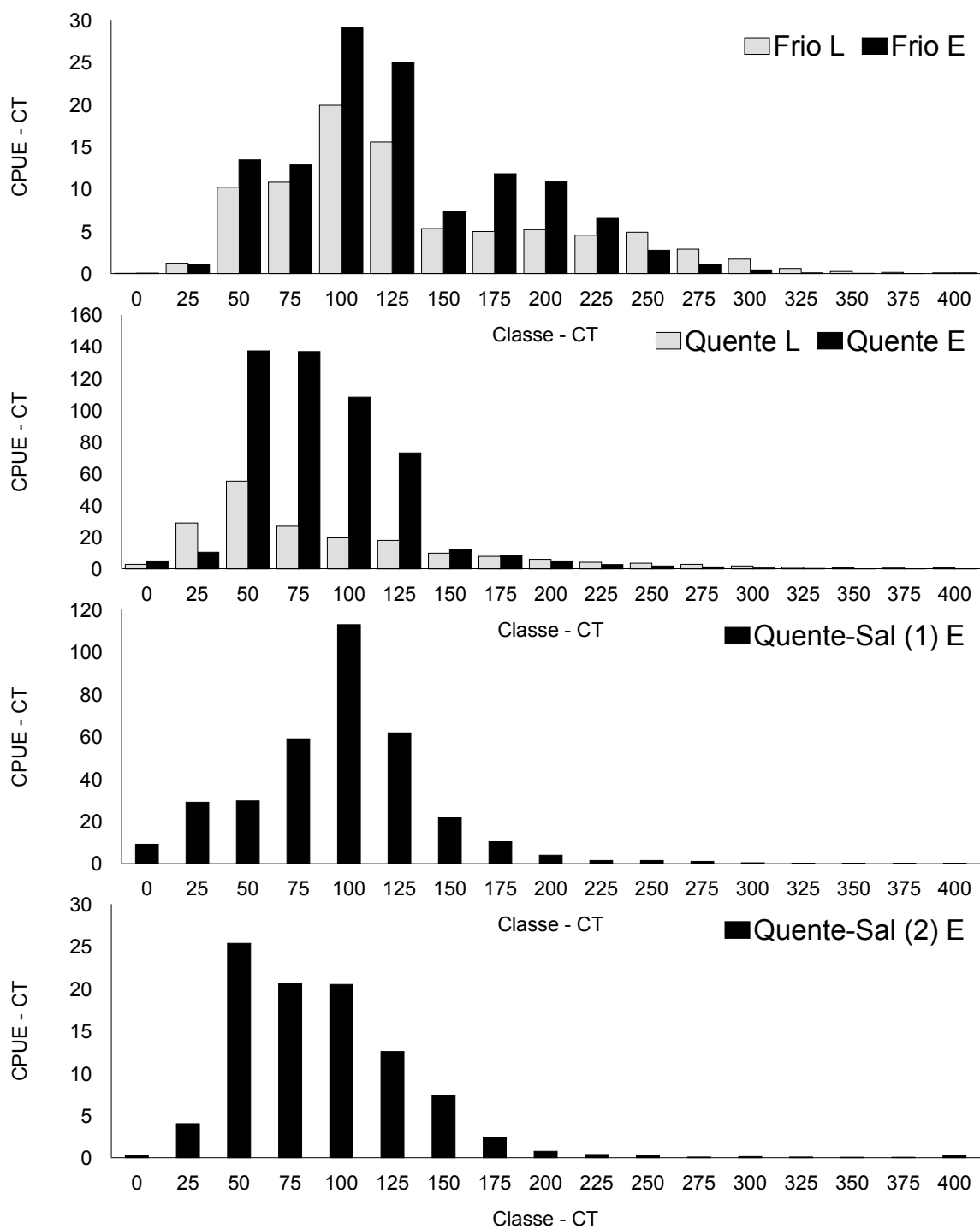


Figura 13. Abundância por classe de tamanho dos peixes capturados durante o período de 2005, 2006, 2007 e 2008, entre as condições ambientais (Frio, Quente, Quente-Sal (1) e Quente-Sal (2)) e regiões Limnica (L) e Estuarina (E) do Canal São Gonçalo.

5. CONCLUSÕES

- A construção da Barragem Eclusa no Canal São Gonçalo acarretou na maior perda de habita estuarino do mundo, principalmente durante o período de estiagem final da primavera e verão, reduzindo a disponibilidade de área para crescimento e recrutamento principalmente de crustáceos e peixes marinhos e estuarinos na Lagoa Mirim.
- Os principais resultados demonstram que as consequências da Barragem Eclusa provocaram uma mudança na condição ambiental deste Sistema Lagunar envolvendo três aspectos para a assembléia de peixes: i) a perda de habitat para as espécies Marinho Vagante, Estuarino Dependente e Estuarino Residente, ii) o Aumento do habitat para as espécies Primárias e Secundárias de água doce na região da Lagoa Mirim e iii) a fragmentação do habitat para as espécies Primárias e Secundárias de água doce entre as regiões Limnica e Estuarina do Canal.
- O efeito Barreira para a assembléia marinha e estuarina ocorre em maior grau para assembléia de peixes da zona rasa, em relação a assembléia da zona profunda, ambas diferindo em função do uso espacial das espécies nas zonas rasa, pelágica e profunda.
- As medidas propostas para mitigar o impacto da Barragem Eclusa estão relacionadas a viabilizar a passagem das espécies Estuarino Dependente *Paralichthys orbignyanus*, *Mugil platanus*, *Micropogonias furnieri*, *Genidens genidens* e *Genidens barbatus* para região Limnica do Canal São Gonçalo até a Lagoa Mirim, via o aperfeiçoamento da operação do sistema de comportas da Barragem Eclusa.

6. LITERATURA CITADA

- ABLE, KW. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estua. Coasts. Shelf Sci.*, 64(1): 5-17.
- AGOSTINHO, AA, HF JÚLIO JR, LC GOMES, LM BINI & CS AGOSTINHO. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, EAM, AA AGOSTINHO & NS HAHN (ed.). A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos. EDUEM:Nupélia, Maringá, Cap. II.4: 179-208
- AGOSTINHO, AA, LC GOMES, DR FERNANDEZ & HI SUZUKI. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Application Former Regulated River*, 18(3): 299-306.
- AGOSTINHO, AA. 2003. Fish passage mechanisms. The brazilian experience. Fish passage in Brazil. Special session of the Annual Meeting of the Brazilian Society of Ichthyologists.
- AGUIARO, T & EP CARAMASCHI. 1995. Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in north of the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Arq. Biol. Tecnol.*, 38:1181-1189.
- ALVES, TP & NF FONTOURA. 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí basin (Brazil). *Neotrop. Ichthyol.*, 7: 647-658.
- ANDRADE-TUBINO MF, ALR RIBEIRO & M VIANNA. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros. *Oecol. Bras.*, 12(4): 640-661.
- ANDREATA, JV, LRR BARBIERI, MHC SILVA & RP SANTOS. 1990. Relação dos peixes da Lagoa de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica*, 12(1): 5-17.

- ARAUJO-LIMA, CAR, BR FORSBERG, R VITORIA & L MARTINELLI. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, 234:1256-1258.
- ARAUJO, FG. 1988. Abundância relativa, distribuição e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Rev. Bras. Zool.*, 5(6): 509-543.
- ARAÚJO-LIMA, CAR, AA AGOSTINHO & IN FABRÉ. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *Limnol. Brazil*.105-136.
- ARAÚJO, FG & LN SANTOS. 2001. Distribution os fish assemblages in lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 61(4): 563-576.
- ARAÚJO, FG & MC AZEVEDO. 2001. Assemblages of southeast-south brazilian coastal systems based on the distribution of fishes. *Estuar. Coasts. Shelf. Sci.*, 52:729-738.
- ARMSTRONG, JD, PS KEMP, GJA KENNEDY, M LADLE & NJ MILHER. 2002. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fish. Res.*, 1428: 1-28.
- ARTIOLI, LGS, JP VIEIRA, AM GARCIA & MA BEMVENUTI. 2010. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembléia de peixes da Lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia (Zool.)*, 99 (4): 1-10.
- ASMUS, ML. 1998. A planície costeira e a Lagoa dos Patos. In: SEELIGER, U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (eds.). Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, Cap 2: 7-12.
- AZEVEDO, MCC, FG ARAÚJO, AG CRUZ-FILHO, ID GOMES & ALM PESSANHA. 1999. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Biol.* 59(3): 443-454.

- AZPELICUETA, MM, JG LUNDBERG & M. LOUREIRO. 2008. *Pimelodus pintado* (Siluriformes: Pimelodidae), a new species of catfish from affluent rivers of Lagoa Merin, Uruguay, South America. *Proceedings of the academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 157: 149- 162.
- BARBIERI, LRR. 1986. Distribuição espacial e temporal de Scianídeos juvenis no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil, 98 p.
- BARLETTA, M, CS AMARAL, MFM CORREA, F GUEBERT, DV DANTAS, L LORENZI & U SAINT-PAUL. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical estuary. *J. Fish Biol*, 73: 1314-1336.
- BARLETTA, M, AB BERGAN, US PAUL & G HUBOLD. 2005. The role of salinity in structuring the assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, 66: 45-72.
- BARLETTA, M, AJ JAUREGUIZAR, C BAIGUN, NF FONTOURA, AA AGOSTINHO, VMF ALMEIDA-VAL, AL VAL, RA TORRES, LF JIMENES-SEGURA, T GIARRIZZO, NN FABRÉ, VS BATISTA, C LASSO, DC TAPHORN, MF [COSTA](#), PT CHAVES, JP VIEIRA, MFM [CORRÊA](#). 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.*, 76: 2118-2176.
- BARNES, RSK. 1994. Macrofaunal community structure and life histories in coastal lagoons. In: Kjerfve, B (ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, Chap. 11: 311-346.
- BARTHEM, RB & M PETRERE. 1991. Life Strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. *Biological Conservation*, 55:339-345.

- BEHEREGARAY, LB, P SUNNUCKS & DA BRISCOE. 2002. A rapid fish radiation associated with the last sea-level changes in southern Brazil: the silverside *Odontesthes perugiae* complex. *Proc. R. Soc. Lond.*, 269: 65-73.
- BEHS, ER & B BAIDISSEROTTO. 1994. Comparação da ictiofauna de três locais do Rio Vacacaí-Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Série Zoologia*, 7: 167-178.
- BEMVENUTI, MA. 1987. Abundância, distribuição e reprodução de peixes-rei (Atherinidae) na região Estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântida*, 9: 5-32.
- BERKES, F, R MAHON, P MCCONNEY, P POLLNAC & R POMEROY. 2001. idrc 2001. 320 pp. Disponível em: http://www.idrc.ca/en/ev-9328-201-1-do_topic.htm. Acesso em 20/05/2002.
- BERTACO, VA, ZMS LUCENA & FG BECKER. 1998. Variação espacial e temporal na abundância de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* (Characidae) no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Série Zoologia*, 11: 61-89.
- BERTACO, VA & FG BECKER. 2000. Observações sobre a abundância de *Parapimelodus nigribarbis* (boulenger, 1889) (Pimelodidae) no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Série Zoologia*, 2(13): 185-195.
- BERTOLLO, LAC, GG BORN, JA DERGAM, AS FENOCCHIO & MOREIRA-FILHO. 2000. A biodiversity approach in the neotropical Erythrinidae fish, *Hoplias malabaricus*, Karyotypic survey, geographical distribution of cytotypes and cytotaxonomic considerations. *Chromosome Res.*, 8: 603-613.

- BLABER, SJM. & TG BLABER. 1980. Factor affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish Biol.*, 17: 143-162.
- BRINGOLF, RB, TJ KWAK, WG COPE & MS LARIMORE. 2005. Salinity tolerance of flathead catfish: implications for dispersal of introduced populations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 134:927-936.
- BUCKUP, PA, NA MENEZES & MS GHAZZI (eds.). 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 195p.
- BURNS MDM & VIEIRA JP. Distribuição espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre o estuário da Lagoa dos Patos e da Lagoa Mirim: Canal São Gonçalo, RS, Brasil. (em preparação).
- BURNS, MDM, AM GARCIA & JP VIEIRA. 2010. Pisces, Perciformes, Gobiidae, *Ctenogobius stigmaticus* (Poey, 1860): new species record at Patos Lagoon estuary, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 6(1):56-57
- BURNS, MDM, AM GARCIA, JP VIEIRA, MA BEMVENUTI, DMLM MARQUES & MV CONDINI. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 4(1): 69-72.
- CAROLSFIELD, J, B HARVEY, C ROSS & A BAER. 2004. Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status. World Fisheries Trust/Banque mondiale/CRDI. 380p.
- CHAO, LH, LE PEREIRA & JP VIEIRA. 1985. Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil: a baseline study. In: YANEZ-ARANCIBIA, A (ed.) Fish

- Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration, DR (R) UNAM Press, Mexico, Chap. 20: 429-450.
- CHAO, LN, LE PEREIRA, JP VIEIRA, MA BEMVENUTI & LPR CUNHA. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 5(1): 67-75.
- CHICK, JH, CR RUETZ & JC TREXLER. 2004. Spatial scale and abundance patterns of large fish communities in freshwater marshes of the Florida everglades. *Wetlands*, 24(3): 652-664.
- CLARKE, KR & WARWICK RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. Plymouth, UK, PRIMER-E. 226p.
- CLARKE, KR & GORLEY, RN. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth, UK, PRIMER-E. 190p.
- CLM, Comissão da Lagoa Mirim. 1970. Barragem do São Gonçalo: estudo preliminar de viabilidade. Vol. I. 46p.
- CONNELL, JH. 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities. In: CODY, ML & M DIAMOND. Ecology and Evolution of Communities. Editora, Local, 460-490.
- CRAING, JF. 2000. Large Dams and Freshwater fish biodiversity. Prepared for thematic review II. 1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration. Disponível em: <http://www.dams.org> Acesso em 20/07/2010.
- CUNHA, AAV. 1953. Contribuição ao estudo químico da água do Canal São Gonçalo. *Agros.*, 6(1):13-25.
- DAY, JWJr, CAS HALL, WM KEMP & A YAÑEZ-ARANCIBIA. 1989. Estuarine ecology. New York, Wiley. 558p.

- DEITOS, C, G BARBIERI, AA AGOSTINHO, LC GOMES & HI SUZUKI. 2002. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the carumbá reservoir, Brazil. *Cybium.*, 26(4): 275-282.
- DEVINCENZI, GJ. 1933. La perpetuacion de la especie en los peces sudamericanos. *Anales Del de Historia Natural de Montivideo.* 2 série-Tomo IV, N 2. 28p.
- DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO. Circular N 32, de 26 de maio de 2004.
- D'INCAO, F. 1991. *Penaeus paulensis*: pesca e biologia na Lagoa dos Patos, RS.. *Atlântica*, 13(1): 159-169.
- DUFECH, APS & CB FIALHO. 2007. Biologia populacional de *Pachyurus bonaerenses* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), uma espécie alóctone no sistema hidrográfico da Lagoa dos Patos, Brasil. *Biota Neotrop.*, 7(1): 105-110.
- DUFECH, APS & CB FIALHO. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. *Hieringia (Zool)*, 99 (2): 177-188.
- ELLIOTT, M & KL HEMINGWAY (eds.).2002. Fishes in estuaries. Oxford, Blackwell Science. 636p.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1972. Desarrollo de la cuenca hidrográfica de la Lagoa Merin. 86p.
- FOLKE C, S CARPENTER, B WALKER, M SCHEFFER, T ELMQVIST, L GUNDERSON & CS HOLLING. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annu.l Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 557- 581.
- FORMAN RTT & SK COLLINGE. 1996. The spatial solution to conserving biodiversity in landscapes and regions. In: DeGraaf, RM & R. I. Miller (eds.),

Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscape. Chapman & Hall, Local, Chap. 15: 538-568.

FROESE, R & D. PAULY (eds.). 2010. FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <http://www.fishbase.org>. Acesso em 20/05/2010.

GARCIA, AM, JP VIEIRA, KO WINEMILLER. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology*, 59: 1218 - 1238.

GARCIA, AM, MB RASEIRA, JP VIEIRA, KO WINEMILLER & AM GRIMM. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ Biol Fish.*, 68: 215-228.

GARCIA, AM, JP VIERA, KO WINEMILLER & A M GRIMM. 2004. Comparison of the 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuarie*, 27: 905-914.

GARCIA, AM, MA BEMVENUTI, JP VIEIRA, D MARQUES, M BURNS, A MORESCO & MV CONDINI. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 2(4): 261-268

GARCEZ, DS & JI SANCHES-BOTERO. 2005. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 27(1): 17-29.

GELWICK FP, S AKIN, DA ARRINGTON & KO WINEMILLER. 2001. Fish assemblage structure in relation to environmental variation in a Texas Gulf Coastal Wetland. *Estuaries*, 24(2): 285-296.

- GOMES, GR & LR MONTEIRO. 2007. Size and fecundity variation in populations of *Poecilia vivipara* Block & Schneider (Teleostei; Peciliidae) inhabiting an environmental gradient. *J. Fish Biol.*, 71: 1799-1809.
- GOULDING M. 1980. The fishes and the forest. Berkeley, University California Press. 279p.
- GROSSER, KM & SD HAHN. 1981. Ictiofauna da Lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, município de Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, Sér. Zool. (59): 45-64.
- GROSSER, KM. WR KOCH, S DRUGG-HAHN. 1994. Ocorrência e distribuição de peixes na estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil (Pisces, Teleostomi). *Iheringia: Sér Zool*, 77: 89-98.
- GUBIANI, ÉA, LC GOMES, AA AGOSTINHO & EK OKADA. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecol. Freshwat.*, 16: 191-197.
- HAIMOVICI, M. 1997. Recursos Pesqueiros Demersais da Região Sul. Rio de Janeiro, FEMAR. 80 p.
- HAMMER, Ø., DAT HARPER & PD RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9p. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em 20/05/2010.
- HARRISON TD & AK WHITFIELD. 2006. Estuarine typology and the structuring of fish communities in South Africa. *Environ. Biol. Fishes*, 75:269-293.
- HELFMAN, GS, BB COLLETTE & DE FACEY. 2007. The diversity of fishes. Massachusetts, Blackwell Science. 528p.

- HERZ, R. 1977. Circulação de águas de superfície na Lagoa dos Patos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil, 324p.
- HOLLANDA-CARVALHO, P, JL SANCHES-BOTERO, E PELLEGRINI-CARAMASCHI & RL BOZELLE. 2003. Temporal variation of fish community richness in coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limno.Bras*, 15(3): 31-40.
- HOLMQUIST, JG, JM SCHMIDT-GENGENBACH & BB YOSHIOKA. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conserv. Biol.*, 12(3):621-630.
- HURLBERT, SH. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- JAUREGUIZAR, AJ, R MENNI, C BREMEC, H MIANZAN & C LASTA. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Rio de La Plata estuary. *Estuar., Coats. Shelf Sci.*, 56: 921-933.
- JAUREGUIZAR, AJ, R MENNI, R GUERRERO & C LAST. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the de La Plata estuary. *Fish. Res.*, 66: 195-211.
- JUNK, WJ, PB BAYLEY & RE SPARKS. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain system. *Can. Spec.Publ. Fish. Aquat.Sci.*, 106: 110-127.
- KALIKOSKI, DC & M VASCONCELLOS. 2003. Fishers knowledge role in the co-management of artisanal fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Southern Brazil. Putting Fishers' Knowledge to Work – Conference Proceedings. 445-455.
- KJERFVE, B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe DA (ed). Estuarine Variability. Academic Press, New York,: 63-81.

- KREBS, CJ. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. New York, Chapman and Hall. 524p.
- LAMBERTI GA, DT CHALONER & AE HERSHEY. 2010. Linkages among aquatic ecosystems. *J N Am Benthol Soc.*, 29(1):245-263.
- LANGANI, F, PA BUCKUP, LR MALABARBA, LHR PY-DANIEL, CAS LUCENA, RS ROSA, JAS ZUANON, ZMS LUCENA, MR BRITTO, OT OYAKAWA & G GOMES-FILHO. 2009. Peixes de Água Doce. In: ROCHA, RM & WA BOEGER (Org). *Estado da Arte e Perspectivas para a Zoologia no Brasil*. UFPR, Curitiba, Cap. 13: 211-230.
- LAPOINTE, NWR & LD CORKUM. 2007. Seasonal and ontogenic shifts in microhabitat selection by fishes in the shallow waters on the Detroit River, a Large Connecting Channel. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 136: 155-166.
- LAPOINTE, NWR, LD CORKUM & NE MANDRAK. 2010. Macrohabitat associations of fishes in shallow waters of the Detroit Reiver. *J. Fish Biol.*, 76: 446-466.
- LAYMAN, CA & KO WINEMILLER. 2004. Size-based responses of prey to piscivore exclusion in a species-rich neotropical river. *Ecology*, 85 (5): 1311-1320.
- LEPS J & P SMILAUER. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge, University Press. 269p.
- LEUNG, R & AFM CAMARGO. 2005. Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém River Basin, southeastern Brazil. *Acta Limnol. Brás.*, 17(2):219-232.

- LIMA, MSP & JP VIEIRA. 2009. Variação espaço-temporal da ictiofauna da zona de arrebentação da Praia do Cassino, Rio Grande do Sul (Brasil). *Rev. Bras. Zool.*, 26: 499-510.
- LI RY & FP GELWICK. 2005. The relationship of environmental factors to spatial and temporal variation of fish assemblages in a floodplain river in Texas, USA. *Ecol. Fresh. Fish.*, 14:319-330.
- LOEBMANN, D & JP VIEIRA. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 22 (3): 667-675.
- LOPEZ, AS, D MOUILLOT, JR MIRANDA, DF HERNANDEZ & T CHI. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *J. Biogeogr.*, 34: 52-61.
- LORENZ, JJ & JE SERAFY. 2006. Subtropical wetland fish assemblages and changing salinity regimes: Implications for everglades restoration. *Hydrobiologia*, 569: 401-422.
- LOWE-MCCONNELL, RH. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes Tropicais. São Paulo, Edusp. 535p.
- LUCAS MC & E BARAS. 2001. Migration of freshwater fish. Oxford, Blackwell Science. 420p.
- LUCENA, CAS, AS JARDIM & ES VIDAL. 1994. Ocorrência, distribuição e abundância da fauna de peixes da praia de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciên. e Tec. da PUCRS, Série Zoologia*, 7: 3-27.
- LUDWIG, JA. & JF REYNOLDS. 1988. Statistical ecology: a Primer on methods and computing. New York, John Wiley & Sons. 337p.

- LUIZ, EA, AC PETRY, CA PAVANELLI, HF JULIO JR, JD LATINI & VM DOMINGUES. 2005. As assembléias de peixes em reservatórios hidroelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L, SM THOMAZ, AA AGOSTINHO & LC GOMES (Org). Biocenoses em Reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais. Rima, São Carlos, Cap. 14: 169-178.
- MACHADO, MICS. 1976. Sobre a pesca na região brasileira da lagoa Mirim. *Bolet. Ipemafla*, 2: 23-37.
- MAGURRAN, AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton, Princeton University Press. 179p.
- MALABARBA, LR. 1989. Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciên. e Tec. da PUCRS*, Série Zoologia, 2(8): 107-179.
- MALABARBA, LR & EA ISAIA. 1992. The fresh water fish fauna of the Rio Tramandai Drainage, Rio Grande do Sul, Brazil, with a discussion of its historical origin. *Comun. Mus. Ciên. e Tec. da PUCRS*, Série Zoologia, 12(5): 197-223.
- MARQUES, CS, AS BRAUN & NF FONTOURA. 2007. Estimativa de tamanho de primeira maturação a partir de dados de IGS: *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Hoplias malabaricus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus* (Characiformes), *Parapimelodus nigribarbis*, *Trachelyopterus lucenai*, *Hoplosternum littorale*, *Loricariichthys anus* (Siluriformes) e *Pachyurus bonariensis* (Perciformes) no Lago Guaíba e Lagoa dos Patos, RS. *Biociências*, 15 (2): 230-256.
- MARTINO, EJ & KW ABLE. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estua. Coasts. Shelf Sci.*, 56: 969-987.

- MATTHEWS, WJ. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. New York, Chapman and Hall. 756p.
- MELO, FAG & PA BUCKUP. 2006. *Astyanax henseli*, a new name for tetragonopterus aeneus Hensel, 1870 from southern Brazil (Teleostei: Characiformes). *Neotrop. Ichthyol.*, 4(1): 45-52.
- MENEZES, NA, PA BUCKUP, JL FIGUEIREDO & RL MOURA. 2003. Catálogo das Espécies de Peixes Marinhos do Brasil. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 158p.
- MILANI, PCC & NF FONTOURA. 2007. Diagnóstico da pesca artesanal na Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Lagoa dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociências*, 15: 82-125.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente. Diário oficial da União – seção 1. nº 102, sexta-feira, 28 de maio de 2004.
- MÖLLER, OOJ, JA LORENZZETTI, JL STECH & MM MATA. 1996. Patos Lagoon summer time circulation and dynamics. *Cont. Shelf. Res.*, 16 (3): 335-351.
- MÖLLER, OOJ, P CASTING, JC SALOMON & P LAZURE. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries*, 24: 297-311.
- MONTEIRO-NETO, C, C BLACHER, AAS LAURENT, FN SNIZEK, MB CANOZZI & LLC TABAJARA. 1990. Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de Lagoa, Santa Catarina Brasil. *Atlântica*, 12(2): 53-69.
- MUSICK, JA, MM HARBIN, SA BERKELEY, GH BURGESS, AM EKLUND, L FINDLEY, RG GILMORE, JT GOLDEN, DS HA, GR HUNTSMAN, JC MCGOVERN, SJ PARKER, SG POSS, E SALA, TW SCHMIDT, GR SEDBERRY, H WEEKS & SG WRIGHT. 2000. Marine, estuarine and

- diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (exclusive of Pacific salmonids). *Fisheries*, 25: 6-30.
- MYERS, GS. 1938. Freshwater fishes and West Indian zoogeography. *Ann. Rep. Smithsonian Inst.* 1937: 339-364.
- NIENCHESKI, LF, OO MÖLLER, C ODEBRECHT & G. FILLMANN. 1988. Distribuição espacial de alguns parâmetros físicos e químicos na Lagoa dos Patos – Porto Alegre a Rio Grande. RS. *Act. Limnol. Bras.*, 11: 79-97.
- NORRIS, AJ, DR VRIES & RA WRIGHT. 2010. Coastal estuaries as habitat for a freshwater fish species exploring population-level effects of salinity on largemouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 139: 610-625.
- OLIVEIRA, EF & E GOULART. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum.*, 22(2): 445-453.
- OLIVEIRA, RF, EA LUIZ, AA AGOSTINHO & EB CECILIO. 2001. Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta scientiarum.*, 23(2): 368-376.
- PATRICK, R. 1975. Structure of stream communities. In: CODY, ML & M DIAMOND. *Ecology and Evolution of Communities*. 445-459.
- PEREIRA, LE. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica*, 16:5-21.
- PEREIRA AS. 2008. Variação sazonal e estrutura trófica da assembléia de peixes do delta do rio Jacuí, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 120p.
- PIEDRAS, SRN. 1994. Recursos pesqueiros na região brasileira da Lagoa Mirim – RS. *Revista UCPel*, 4(2): 53-60.

- PIERCE, CL, JB RASMUSSEN & WC LEGGETT. 1994. Littoral fish communities in Southern Quebec lakes: relationships with limnological and prey resource variables. *Can.J. Fish. Aquat.Sci.*, 51: 1128-1138.
- POFF, NL. 1992. Why disturbance can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. *N. Am. Benthol. Soc.*, 11(1): 86-92.
- POMPEU, OS & CB MARTINEZ. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Rev. Bras. Zool.*, 23(2): 340-349.
- QUEIROZ, GMN, HL SPACH, MS MARCELOS, LO SANTOS & RS JUNIOR. 2006. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Biociências*, 14(2): 112-124.
- RAMOS, LA. 2005. Auto-ecologia de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Clupeiformes, Engraulidae) em estuários do Rio Grande do Sul e sua pesca na Barra do Rio Tramandaí, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil, 135p.
- RAMOS, LA & HG KONRAD. 1998. Contribuição ao estudo da biologia reprodutiva de *Rineloricaria microlepidogaster* (osteichthyes, loricariidae) do Rio dos Sinos, RS. *Acta Biol. Leopold.*, 2(20): 299-307.
- RASEIRA MB, JP VIEIRA & AM GARCIA. 2002. The beach seine fish assemblage of the Patos Lagoon and marine adjacent areas, Brazil: from the ocean to the limnic. *J. Fish. Biol.*, 61 (suppl A): 279.
- RAZINKOVAS, A, Z GASIUNAITÉ, P VIAROLI & JM ZALDÍVAR. 2008. Preface: european lagoons - need for further comparison across spatial and temporal scales. *Hydrobiologia*, 611:1-4.

- REIS, EG. 1986. Reproduction and feeding habitats of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, Brazil. *Atlântica*, 8(u): 35-55.
- REIS, EG, PCE VIEIRA & VS DUARTE. 1994. Pesca artesanal de teleósteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. *Atlântica*, 16: 69-86.
- SAAD, AM, AC BEAUMORD & EP CARAMASCHI. 2002. Effects of artificial canal openings on fish community structure of imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coastal Res.*, 36: 634-639.
- SANDERS, HL. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, 102 (925):243-282.
- SCHIFINO, LC, CB FIALHO & JR VERANI. 2004. Fish community composition, seasonality and abundance in Fortaleza lagoon, Cidreira. *Braz. Arch. Biol. Techn.*, 47(5): 755-763.
- SCOTT, MC & GS HELFMAN. 2001. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 11(6): 6-15.
- SEELIGER, U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (eds.). 1996. Subtropical convergence environments: the coast and sea in the Southwestern Atlantic. New York, Springer Verlag. 306p.
- SERAFY, JE, KC LINDEMAN, TE HOPKINS & JS AULT. 1997. Effects of freshwater canal discharge on fish assemblages in a subtropical bay: field and laboratory observations. *Mar. Ecol.*, 160: 161-172.
- SIMBERLOFF, D. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *Am. Nat.*, 106(949): 414-418.

- SINQUE C & JH MUELBERT. 1998. Ictioplâncton. In: U. SEELIGER, C. ODEBRECHT & JP. CASTELLO (eds.), Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, Cap.4.12: 56-60.
- SOSA-LÓPEZ, A, D MOUILLOT, J RAMOS-MIRANDA, D FLORES-HERNANDEZ & TD CHI. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *J. Biogeogr.*, 34: 52-61.
- STIASSNY, MLJ. 1996. An overview of freshwater biodiversity: with some lessons from African fishes. *Fisheries*, 7-13.
- TAGLIANI, PRA, H LANDAZURI, EG REIS, CRA TAGLIANI, M ASMUS & A ARCILLA. 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing countries. *Ocean Coast. Manage.* 46: 807-822.
- ter BRAAK CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- TUBINO, MFA, ALR RIBEIRO & M VIANNA. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecol. Bras.*, 12 (4): 640-661.
- TYUS, HM & JF SAUNDERS. 2000. Nonnative fish control and endangered fish recovery: lessons from the Colorado River. *Fisheries*, 25(9): 17-24.
- VASSÃO, CM. 1952. Reconhecimento topo-hidrográfico da Lagoa Mangueira. *Bol. Téc. Inst. Agrônôm. Sul*, 5: 120-129.
- VAZ-FERREIRA, R. 1969. Peces del Uruguay. Nuestra Tierra, Montevideo. Uruguay, 72p.

- VAZZOLER AEAM & NA MENEZES. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). *Rer. Bras. Biol.*, 52: 627-640.
- VIEIRA, JP. 1991. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Copeia*, 2: 409-418.
- VIEIRA, JP & C SCALABRIN. 1991. Migração reprodutora da tainha (*Mugil platanus* Gunther, 1980) no sul do Brasil. *Atlântica*, 13(1): 131-141.
- VIEIRA, JP & JA MUSICK. 1994. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western atlantic. *Atlântica*, 16:31-53.
- VIEIRA, JP, JP CASTELLO, LE PEREIRA. 1998. Ictiofauna. In: SEELINGER, U. C ODEBRECHT, JP CASTELLO (eds.). Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. *Ecociencia*, Rio Grande, Cap. 4.13: 60-68.
- VIEIRA, JP. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon (32S), Brazil, and York River (37N), USA. *Rev. Bras. Zool.*, 23(1): 234-247.
- VIEIRA, JP, T GIARRIZZO & H SPACH. 2006. Necton. In: LANA, P, A BIANCHINI, C RIBEIRO, LFH NIENCHESKI, G FILLMANN & CSG SANTOS. Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: Diretrizes Metodológicas. Museu Nacional, Rio de Janeiro, Cap. 1: 145-147.
- VIEIRA, JP, AM GARCIA & L MORAES. 2010. A assembléia de peixes. In: SEELIGER, U & ODEBRECHT, C (eds.). O Estuário da Lagoa dos Patos. Um século de transformações. FURG, Rio Grande, Cap. 7: 79-88.

- WAGNER, CM & HM AUSTIN. 1999. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Mar. Ecol.*, 177: 197-212.
- WALLS, M, I KORTELAINEN & J SARVALA. 1990. Prey responses to fish predation in freshwater communities. *Ann. Zool. Fennici*, 27: 183-199.
- WEINGARTNER, M & E ZANIBONI. 2004. Efeito de fatores abióticos na larvicultura de pintado amarelo *Pimelodus maculatus* (Lacépède, 1803): salinidade e cor de tanque. *Acta Scientiarum*, 26(2): 151-157.
- WELCOME, RL. 2001. Inland fisheries. Ecology and management. Oxford, Blackwell Science. 358p.
- WHITFIELD, AK. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 9: 151-186.
- WHITFIELD, AK, RH TAYLOR, C FOX & DP CYRUS. 2006. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system - a review. *Fish Biol Fish.*, 16: 1-20.
- WHITFIELD AK & TD HARRISON. 2003. River flow and fish abundance in a South African estuary. *J. Fish Biol.*, 62: 1467-1472.
- WINEMILLER, KO & MA LESLIE. 1992. Fish communities across a complex freshwater-marine ecotone. *Environ. Biol. Fishes*, 34: 29-50.
- WIPFLI, MS, JP HUDSON, JP CAOQUETTE & DI CHALONER. 2003. Marine subsidies in freshwater ecosystems: salmon carcasses increase the growth rates of stream-resident salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 132: 371-381.
- YUAN, EC & C PIGNALBERI. 1981. Fish populations in the Parana River. 2. Santa Fe and Corrientes areas. *Hydrobiologia*, 77: 261-272.

ZAR, JH. 1996. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall, Upper Saddle River.

662p.

APÊNDICE I

69

* Fundação Universidade Federal de Rio Grande, Depto. de Oceanografia, Laboratório de Ictiologia, CP 474, 96201-900 Rio Grande, RS, Brazil, e-mail: burnsm@mikrus.com.br (AMB), amgarcia@mikrus.com.br (AMG), Vieira@mikrus.com.br (PV), docmab@super.furg.br (MAB), condini_oceano@yahoo.com.br (VC) ** Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, CP 15029, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil, dmm@iph.ufrgs.br (DMLMM) – send reprint requests to MDMB.

The Patos-Mirim lagoon complex has a diverse flora and fauna and has long supported fisheries, agriculture, industry, and municipalities. These lagoons are located in the coastal plain of Rio Grande do Sul state (southern Brazil), although part of the Mirim lagoon is located in Uruguay (Fig. 1a). Starting in the 60's, the Brazilian and Uruguayan governments implemented policies to promote economic development around the Mirim lagoon. Dams were established to allow agricultural and industrial activities. The most investigated assemblages within Patos and Mirim lagoons have not been investigated.

Introduction

Key words: dam, fish migration, artisanal fishery, estuary.

A comunicação entre o sistema lagunar Patos-Mirim ocorre através de um canal natural denominado São Gonçalo. Em 1977, foi construída uma eclusa com o objetivo de evitar a entrada de água salgada, proveniente do estuário da Lagoa dos Patos, para o interior da Lagoa Mirim. Os resultados mostraram uma descontinuidade abrupta na distribuição da salinidade e dos peixes ao longo da área de estudo. Estações de coleta abaixo da barragem tiveram valores de salinidade acima de zero, enquanto os valores foram iguais a zero nas estações acima da barragem durante o período amostrado. Peixes marinhos e estuários (p.ex., tainhas *Mugil platanns*, *M. curema*, peixes-rei *Odontesthes argentinensis*, *Atherinella brasiliensis*, sardinha *Brevoortia pectinata*) não foram capturados acima da barragem. Caso entrassem em abundância na Mirim tais espécies poderiam contribuir positivamente para os desembarques da pesca artesanal nessa região. Dessa forma, é sugerida a hipótese de que a barragem do São Gonçalo atua como uma barreira impedindo a entrada de águas salobras e peixes marinhos e estuários para o interior da Lagoa Mirim.

The communication between the Patos and Mirim lagoon systems occurs via a natural channel called São Gonçalo. In 1977, a dam was built in this channel to prevent entrance of saline waters from Patos Lagoon estuary into the Mirim Lagoon. Our results showed an abrupt discontinuity in salinity and fish species distribution along the study sites. Sites below the dam showed salinity values higher than zero, whereas sites above had zero salinity values across all sampling periods. Marine and estuarine fishes (e.g., mullets *Mugil platanns*, *M. curema*, silverides *Odontesthes argentinensis*, *Atherinella brasiliensis*, sardine *Brevoortia pectinata*, and white croaker *Micropterus furnieri*) were not captured above the dam. If these juvenile fishes could enter the Mirim lagoon in greater numbers, they probably would enhance catches in the artisanal fishery. We hypothesized that the São Gonçalo dam acts as a barrier hindering the entrance of salinity water and fishes inside the Mirim Lagoon.

Marcelo D. M. Burns*, Alexandre M. Garcia*, João P. Vieira*, Marilise A. Bemvenuti*, David M. L. Motta Marques**, and Vinicius Condini*

Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil

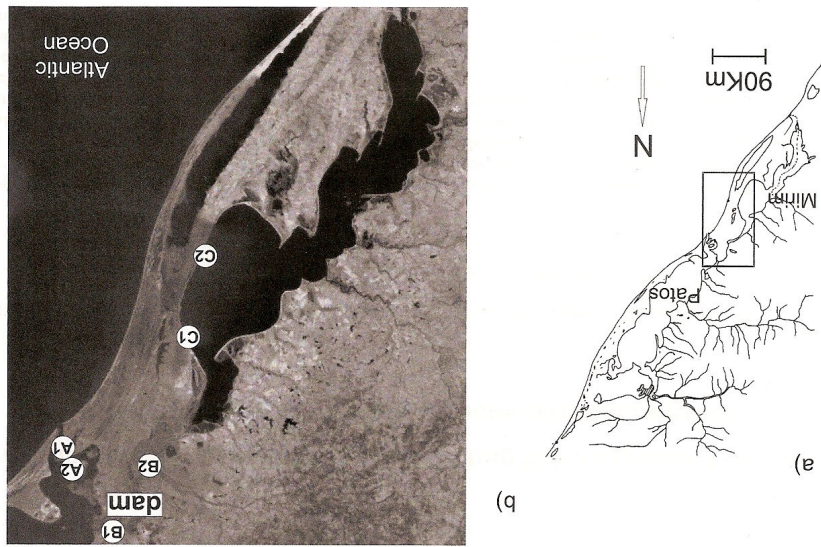


Fig. 1. Patos-Mirim lagoon complex in southern Brazil (a) showing locations of the six beach seine stations (b) at the Patos Lagoon estuary (A1, A2), São Gongalo Channel (B1, B2) and Mirim Lagoon (C1, C2). A dam is located between stations B1 and B2.

Material and Methods

Patos (10,227 km²) and Mirim (3,750 km²) lagoons have a drainage basin of 263,876 km² (Seeliger *et al.*, 1996). The lagoons are connected by a 75-km long, 200 to 500-m wide, 6-m deep natural channel (called São Gongalo) that periodically changes flow direction (FAO, 1972) (Fig. 1a). Fishes were sampled at six stations (Fig. 1b) encompassing Patos Lagoon estuary (A1, A2), São Gongalo Channel (B1, B2) and Mirim Lagoon (C1, C2). From March 2004 to February 2005, five beach seine hauls were made monthly in each station. All captured fishes were preserved in 10% formalin and later identified, counted and measured to the nearest mm. Each month, water temperature, water transparency (*Secchi disc*), depth, salinity and dissolved oxygen were measured at each station. Frequency of occurrence (FO%) was calculated as the ratio of the number of occurrences of a species divided by the total number of samples (x 100). Percent numerical abundance (PN%) was calculated as the total abundance (n) of a species, divided by the total abundance (N) of all species captured (x 100). Species showing FO% > the average FO% in each site collection were considered frequent fishes, whereas those with FO% < the average FO% were considered rare fishes. A similar method was applied to the PN%, resulting in High Abundance (PN% > e' average) and Low Abundance (PN% < average) categories. Finally, combining FO% and PN%, fishes were classified in terms of relative

importance in four groups: 1. High abundance and Frequent (e'PN%, e'FO%), 2. High Abundance and Rare (e'PN%, <FO%), 3. Low abundance and Frequent (<PN%, e'FO%) and 4. Low abundance and Rare (<PN%, <FO%) (Garcia *et al.*, 2004). Variations in abiotic factors (salinity, water temperature, water transparency, depth and dissolved oxygen) among sites were tested using one-way ANOVA (Zar, 1996).

Results and Discussion

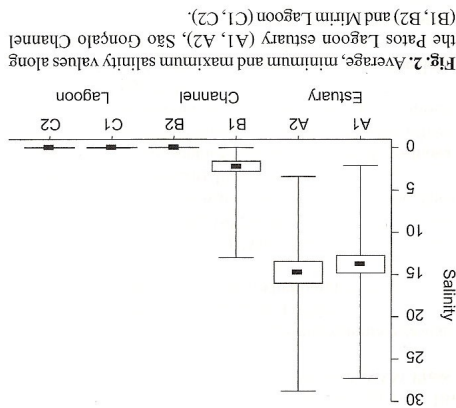
There was an abrupt discontinuity in the fish species distribution along the study sites, especially between A1, A2, B1 and B2, C1, C2 (Table 1). Marine and estuarine fishes, such as mullets (*Mugil platamus*, *M. curema*), silverfishes (*Odonesthes argentinensis*, *Atherinella brasiliensis*), sardine (*Brevoortia pectinata*), and white croaker (*Micropogonias furneri*), which regularly use or reside year-round at the estuarine area (A1, A2) (Chao *et al.* 1985) were not captured inside the Mirim Lagoon (C1, C2). Although these species occurred from the estuary (A1) to the São Gongalo Channel below the dam (B1), they were absent from stations located above the dam. Mullet, silverfish, sardine and white croaker have high commercial value and comprise important items of the artisanal fishery in the lower reaches of Patos Lagoon (Reis *et al.*, 1994). The most parsimonious explanation for this marked difference in spatial distributions seems to be the occurrence of a dam between B1 and B2.

Table 1. Relative importance based on frequency of occurrence (FO%) and percentual abundance (PN%) of the dominant fishes captured in the study area (A: Patos lagoon estuary; B: São Gongalo channel; C: Mirim lagoon). A total of 43 species, mainly freshwater fishes, showing only category 4 (Low Abundance and Rare) were not included. TL: average Total Length in mm. Min-Max: minimum and maximum total length. See legend below for categories' interpretation. Between B1 and B2 there is a dam (See Fig. 1b).

Species	Estuary		Channel		Lagoon	
	A1	A2	B1	B2	C1	C2
Cynochthax aburnus	4	4	1	1	1	1
Jenynsia multidentata	3	4	4	4	4	4
Faenichthys platana	4	4	4	4	4	4
Hypessobrycon heterostictus	1	3	4	4	4	4
Bryconamericus heterostictus	4	4	4	4	4	4
Odonesthes ssp.	4	4	4	4	4	4
Chirodon bicinctus	1	1	4	4	4	4
Chirodon nana	4	4	4	4	4	4
Asyrnax fasciatus	1	4	3	1	4	4
Cyphocharax voga	3	4	4	4	4	4
Cyphocharax paleatus	4	4	4	4	4	4
Asyrnax eigenmannianus	4	4	4	4	4	4
Ojoceros jennynsi	4	4	4	4	4	4
Asyrnax jachensis	3	4	3	4	4	4
Geophagus brasiliensis	4	4	4	4	4	4
Gymnogeophagus gymnocephalus	4	4	4	4	4	4
Ojoceros robustus	3	4	4	4	4	4
Rafinesquina longicauda	4	4	4	4	4	4
Odonesthes humensis	4	4	4	4	4	4
Charax sinuatus	3	3	3	3	3	3
Homonadus anabasi	4	4	4	4	4	4
Hoplias mababacus	4	4	4	4	4	4
Chirochthys punctatus	4	4	4	4	4	4
Leurochthys anis	4	4	4	4	4	4
Lycegenus grossidens	4	3	3	3	4	4
Mugil platyrus	1	1	2	2	1	1
Mugil curema	1	1	1	1	1	1
Odonesthes argenteus	1	1	1	1	1	1
Ervochthys poeyana	1	1	1	1	1	1
Microgobias lumieri	4	4	4	4	4	4
Atherella brasiliensis	3	3	3	3	3	3
Etheostomus melanopterus	1	1	1	1	1	1

The dam acts as a barrier hindering the entrance of saline water inside the Mirim Lagoon (Fig. 2). Among the physicochemical factors examined here, salinity had the greatest differences between sites above and below the dam ($F = 93.1, p < 0.0001$). Sites A1, A2, and B1 were the only locations showing values higher than zero, whereas B2, C1, C2 had zero salinity values across all sampling periods. In fact, salinity was the only abiotic factor showing a discontinuous spatial distribution that coincides with the one described for the fish fauna (Fig. 2).

To our knowledge, the present results provide the first concrete evidence of habitat fragmentation in the upper reaches of the Patos Lagoon estuary. This fragmentation did not allow that estuarine zone extends towards the Mirim La-



goon. If valuable commercial fishes were able to enter the Mirim lagoon in high numbers as juvenile and/or sub-adults, they could augment artisanal fishery catches in this area. In fact, before the dam construction, historical records show that marine and estuarine species were important components of fishery landings in Mirim lagoon (Machado, 1976). Studies elsewhere (Holmquist *et al.*, 1998; Agostinho *et al.*, 2002; Carolsfeld *et al.*, 2004) have shown that dams can alter habitat and fish assemblage structure and disrupt links among adjacent aquatic systems such as marine, estuarine and freshwater habitats. Future studies, with a higher sampling effort along the São Gongalo Channel, should evaluate the degree to which loss of connectivity between the two lagoon systems affects not only the fisheries, but also ecological processes in this region.

Acknowledgments

We thank numerous colleagues who assisted in the field, Luiz R. Malabarba for help with species identification, Kirk O. Winemiller for reviewing a first draft and the CNPq for providing a post-doc fellowship for AMG.

Literature Cited

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, D. R. Fernandez & H. I. Suzuki. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. River Research and Application Former Regulated River, 18 (3): 299-306.

Carolsfeld, J. B., Harvey, C. Ross & A. Baer. 2004. Migratory fishes of South America: Biology, Fisheries, and Conservation Status. World Fisheries Trust/Banque mondiale/CRD1. 380p.

Chao, L. H., L. E. Pereira & J. P. Vieira. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. pp. 429-450. In: A. Yanez-Arancibia (ed.) Fish Com-

- community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration, DR (R) UNAM Press, Mexico.
- Cunha, A. A. V. 1953. Contribuição ao estudo químico da água do Canal São Gonçalo. *Águas*, 6(1):13-25.
- FAO. 1972. Desarrollo de la cuenca hidrográfica de la Laguna Merín. 86p.
- García, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller, & A. M. Grimm. 2004. Comparison of the 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 27: 905-914.
- Holmquist, J. G., J. M. Schmidt-Gengenbach & B. B. Yoshioka. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology*, 12(3):621-630.
- Machado, M. I. C. S. 1976. Sobre a pesca na região brasileira da lagoa Mirim. *Boletim do Ipanema*, (2):23-37.
- Reis, E. G., P. C. E. Vieira & V. S. Duarte. 1994. Pesca artesanal de teleosteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. *Atlântica Rio Grande*, 16: 69-86.
- Seeliger, U., C. Odebrecht & J. P. Castello (Eds.). 1996. Sub-tropical convergence environments: the coast and sea in the Southwestern Atlantic. Springer Verlag, New York. 306p.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 662p.

Received April 2005
Accepted November 2005